



Universidade de Brasília – UnB  
Instituto de Biologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Padrões ecológicos da comunidade zooplanctônica antes e após a  
construção de um reservatório hidrelétrico tropical**

Sarah Sampaio Py-Daniel

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Brasília - DF

2017



Universidade de Brasília – UnB  
Instituto de Biologia  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Sarah Sampaio Py-Daniel

**Padrões ecológicos da comunidade zooplancônica antes e após a  
construção de um reservatório hidrelétrico tropical**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia da Universidade de  
Brasília como requisito parcial para  
obtenção do título de Mestre em  
Ecologia.

Brasília - DF

2017

Dedico este trabalho à Nizelle Freire.

“Aqueles que passam por nós não nos deixam sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós.” Pequeno Príncipe-Antonie de Saint -Exupéry.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo fornecimento de auxílio financeiro ao longo deste projeto de mestrado. Agradeço ao Prof. Luiz Felipe Machado Velho junto ao corpo de pesquisadores do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (NUPELIA-UEM) e a Serra do Facão Energia S. A. pela permissão do uso dos dados de monitoramento da Usina Hidrelétrica Serra do Facão. Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia pelos ensinamentos do que é um SER Ecólogo.

Agradeço ao mestre Caiano que esteve fortemente ao meu lado e me deu forças em muitos momentos desta minha estada com novas cores e novos ares. Agradeço aos momentos únicos que surgiram inesperadamente e me auxiliaram a refletir.

Agradeço à galera do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas (NEPAL) que sempre tiveram uma palavra amiga, estiveram dispostos a auxiliar e a rir das “graças” da pesquisa. Agradeço ao meu orientador, Prof. Ludgero Vieira, por me receber no NEPAL de coração aberto, por toda paciência exercida e por ser compreensivo perante todas as surpresas que a minha saúde armou. Agradeço em especial: à Maísa Vieira por ser uma companheira de dúvidas/discussões/“nós” de análise e pelas dívidas na “Maísa Semijóias”; à Carla Albuquerque, à Ana Caroline Alcântara e ao Leonardo Gomes por serem umas das pessoas mais solícitas e carismáticas que conheci em Brasília.

Agradeço aos colegas da Pós-graduação em Ecologia que fizeram muitos momentos ficarem mais leves e tornarem possíveis de serem “digeridos”. Também agradeço à Elisa Alvim, à Letícia Gomes, à Rafaella Silveira, à Regina Sartori, à Samia Gomes e ao Thiago de Mello pelo companheirismo durante a minha estada no laboratório de Ecossistemas/UnB.

Em nome da Dra. Daniele Kasper, agradeço ao Laboratório de Ecossistemas Aquáticos/INPA que me apoiou com confiança ao sugerir opções de projetos quando precisei. Também agradeço pelos conselhos e incentivos incansáveis de pesquisa.

Agradeço, em nome do professor Dr. Ricardo Bentes de Azevedo, aos colegas de trabalho do Laboratório de Nanotecnologia/UnB que me permitiram partilhar o espaço de estudos dos alunos para trabalhar durante a minha estada na UnB/campus Darcy Ribeiro ao longo do mestrado. Ah, além das conversas de cafezinho.

Tenho muito a agradecer aos meus amigos que ficaram na terrinha, mas em especial à Fernanda Cardoso de Freitas, à Rebeca McComb Pinto, à Suellen Cristina Barbosa Nunes e à Taiane Santi Martins por acompanharem de perto as emoções deste período e me aconselharem muito.

Agradeço imensamente à minha mãe. Faltam-me palavras para mencionar tamanha a força, coragem e os ensinamentos que recebi. Mesmo que distante, tentou ao máximo se fazer presente e me levantar. Nossa, muito muito muito grata pelo esforço e paciência durante o pós-operatório. Sou muito grata por ter vindo ao mundo como sua filha. Vejo cada vez mais como a senhora batalhou para nos criar.

Agradeço à minha família pela disponibilidade de auxílio nessa Brasília, nem que fosse com eletrodomésticos 110V (risos). Agradeço ao meu pai pelas palavras firmes e pelo carinho perante cada situação. Agradeço às minhas irmãs que aguentaram as minhas inúmeras crises de sinusite e partilharam os desesperos de pós-graduando. Agradeço à Lulu por ser otimista e sempre trazer um pouquinho de Manaus quando vinha nos visitar. Em especial, agradeço ainda aos meus cunhados que me permitiram ser tia de três pestinhas precisosas (rafa, tutuca, caioca) que não vivo sem. Aproveito para agradecer às minhas tias (Ilea, Mara, Regina, Ruth) por sempre mandarem energias positivas para levantar o meu astral.

Finalmente, agradeço ao meu companheiro de todo dia, Frederico, que acredita muito mais em mim do que eu mesma. Agradeço pelas horas extras que você fez no seu trabalho, só porquê eu não rendia em casa. Sou muito grata pelo seu olhar de conforto e compreensão por todos os meus surtos. Sou grata à você por me apresentar uma família linda (Ernesto, Anelise e Camila) que emana tranquillidade e paz e me faz repensar que existe vida fora da academia. Além, logico, de agradecer à você pela oportunidade de ter nossa mini família (Gaia, Onix, Jujuba).

Agradeço à todo qualquer SER pelo apoio dado em qualquer circunstância da minha vida. O que vale é a intenção!

## RESUMO

Esta dissertação avaliou alguns padrões ecológicos correspondentes à comunidade zooplanctônica ao longo do monitoramento da formação do reservatório Serra do Facão, no rio São Marcos (julho de 2007 a junho de 2010). O rio São Marcos, pertencente à bacia do rio do Prata, apresentava uma vazão média de 1.290,8 m<sup>3</sup>/s e agora possui uma área inundada de 232,370 km<sup>2</sup> com capacidade de gerar 210 megawatts de energia. A comunidade zooplanctônica (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) e as variáveis ambientais limnológicas foram coletadas bimestralmente na área de influência da usina hidrelétrica, desde montante da área de remanso do reservatório até 1 km jusante do canal de fuga da usina (16 pontos amostrais). Os principais resultados evidenciam que (1) os valores encontrados para concordância entre grupos e para sincronia populacional podem variar ao longo das campanhas de amostragem, principalmente, entre as fases da implantação da barragem (antes e após a formação do reservatório hídrico); (2) nenhum dos grupos taxonômicos analisados foi indicativo entre si (concordantes) inviabilizando o uso de grupos substitutos no monitoramento do reservatório; (3) a redução da resolução numérica e taxonômica se apresentou satisfatória independente da fase de implantação em que o reservatório se encontra, o que pode otimizar o tempo das análises das amostras do monitoramento ambiental; (4) as flutuações populacionais dos grupos zooplanctônicos apresentaram baixa sincronia ao longo do tempo podendo chegar à assincronia, porém (5) a regulação destas flutuações não são decorrentes das variações ambientais e nem da dispersão populacional, o que inviabiliza a redução do esforço amostral e a predição da comunidade zooplanctônica com base nesses dois mecanismos.

**Palavras-chave:** Concordância, Resolução numérica, Resolução taxonômica, Sincronia, Efeito Moran, Dispersão.

## ABSTRACT

This dissertation evaluated some ecological patterns correspondent to zooplanktonic community along monitoring of the construction of Serra do Facão reservoir in São Marcos river (2007 July to 2010 June). São Marcos river, belonging to Prata river basin, had an average flow of 1.290,8 m<sup>3</sup>/s and now have a flooded area of 232,370 km<sup>2</sup> with capacity to generate 210 megawatts of energy. Zooplanktonic community (cladocera, copepod, rotifer and testate amoebae) and limnological environmental variables were bimonthly collected in the area of hydroelectric power plant influence, from upstream of the reservoir to 1km downstream of power plant's escape channel (16 points). The most relevant results showed that (1) the values observed for concordance between groups and for populational synchronization can vary over sampling campaigns, mostly between dam's construction phases (before and after hydric reservoir formation); (2) none of analyzed taxonomic groups were indicative among themselves (concordant) making it impossible to use surrogates groups on reservoir monitoring; (3) the reduction of numerical and taxonomic resolution was satisfactory independent of which phase the reservoir formation was, which optimizes the analyses time in environmental samples; (4) population fluctuations of zooplanktonic groups presented low synchrony over time which could reach to asynchrony, however (5) regulation of this fluctuations is neither due to environmental variations, nor to populational dispersion, which make impossible reduction of sample effort and prediction of zooplanktonic community based on these two mechanisms.

**Keywords:** Concordance, Numerical resolution, Taxonomic resolution, Synchrony, Moran effect, Dispersion.

## SUMÁRIO

	<b>Páginas</b>
APRESENTAÇÃO GERAL	8
Referências	10
<i>CAPÍTULO 1</i>	12
Resumo	13
Introdução	14
Material e Métodos	15
1. <i>Área de estudo</i>	15
2. <i>Coleta e identificação</i>	16
3. <i>Análise de dados</i>	17
Resultados	18
Discussão	24
Conclusão	26
Referências	27
<i>CAPÍTULO 2</i>	32
Resumo	33
Introdução	34
Material e Métodos	37
1. <i>Área de estudo</i>	37
2. <i>Coleta e identificação</i>	38
3. <i>Análise de dados</i>	40
Resultados	43
Discussão	59
Conclusão	64
Referências	65
Material Suplementar	74

## APRESENTAÇÃO GERAL

Tem-se voltado as atenções para os estudos de padrões e as explicações (mecanismos) destes padrões que são encontrados na natureza. Porém, as observações possuem uma amplitude limitada, muitas vezes, pela percepção humana e, outras vezes, pela tecnologia disponível no momento do estudo (Levin 1992). Já foi evidenciado que a ação dos mecanismos é dependente das escalas, o que influencia a variação dos padrões no tempo e no espaço desde o nível populacional até nível de ecossistemas (Lawton 1996). Portanto, diferentes padrões podem surgir de diferentes escalas (Wiens 1989).

O reconhecimento dos padrões populacionais pode vir à auxiliar os monitoramentos dos impactos de distúrbios, como o barramento de um rio para a formação de reservatórios. Isto ocorre pois, a biota presente em uma determinada área é utilizada como reflexo das condições ambientais locais existentes (Rimet & Bouchez 2012). Ao longo de um monitoramento ambiental, a similaridade entre as estruturas de diferentes comunidades pode gerar uma concordância entre os grupos taxonômicos (Jackson & Harvey 1993). Esta concordância entre grupos, quando alta ( $r > 0,7$ ) pode reduzir a quantidade de taxa utilizados no monitoramento (Lovell et al. 2007; Pinto et al. 2008; Heino 2010). Além disso, os programas de biomonitoramento podem se beneficiar ao simplificar o uso de dados quantitativos (resolução numérica) e qualitativos (resolução taxonômica) (Melo 2005; Sánchez-Moyano et al. 2006; Carneiro et al. 2010; Machado et al. 2015). Contudo, é necessário realizar estudos pilotos e adequar estes estudos de concordância e resoluções para cada local em vista das singularidades das regiões (Landeiro et al. 2012).

Nós podemos prever os padrões populacionais em diferentes escalas se conseguimos reconhecer os seus mecanismos reguladores (Wiens 1989; Lawton 1996). O cuidado com a escala em que os mecanismos reguladores das populações possam estar atuando é de extrema importância durante a interpretação das análises ecológicas. Temos mecanismos de efeitos de escala local e regional determinando padrões ecológicos (Rusak et al. 1999; Ricklefs 2008). Sabemos que cada taxon adequa-se melhor à determinados conjuntos de características geográficas e ambientais (Ricklefs 2008). Estas características podem ser tão diferentes (heterogeneidade espacial) que chegam a limitar a ocorrência e flutuação de uma população à nível regional ou à nível

local dependendo da intensidade (Magnuson et al. 1990; Ranta et al. 1995; Bjørnstad et al. 1999; Saether et al. 2007). Contudo, a ação dos mecanismos não é exclusiva da escala, pois há a possibilidade de interação entre os fatores regionais e locais e sobreposição dos seus efeitos (Kendall et al. 2000). Existe também a importância da escala temporal nas análises ecológicas (Hastings 2010). Curtos intervalos não nos permitem distinguir o quão frequente os eventos acontecem (Kratz et al. 1987). Além disso, os efeitos dos mecanismos reguladores podem diferir os padrões populacionais entre os intervalos temporais (Shurin 2007; Hastings 2010). Portanto, a determinação da temporalidade do estudo necessita ser adequada para o organismo foco (Leibold et al. 2004).

Além das interações entre os mecanismos, os padrões populacionais estão sujeitos aos efeitos causados por alterações ambientais (distúrbios). Os distúrbios podem ter origem natural, como a sazonalidade hidrológica de um rio (Junk et al. 1989; Ward et al. 1999), e podem ser de origem antrópica, como a formação de um reservatório hidrelétrico (Baxter 1977; Tundisi et al. 1993; Edokpayi & Osimen 2002). Estes distúrbios, em geral, modificam a estrutura e dinâmica das interações bióticas e abióticas dos ecossistemas influenciando os padrões e seus mecanismos (Bozelli et al. 2015; Lodi et al. 2014; Alhassan et al. 2015).

Dentro do exposto sobre os padrões populacionais e os fatores que os influenciam, este trabalho está dividido em dois capítulos que abordarão alguns padrões ecológicos populacionais da comunidade zooplânctônica, ao longo da formação de um reservatório tropical, que abrange os estados de Goiás e de Minas Gerais. O primeiro capítulo desta dissertação aborda os padrões de concordância entre os grupos taxonômicos do zooplâncton e sobre a independência que estes padrões possuem perante as simplificações quantitativas (resolução numérica) e qualitativas (resolução taxonômica) para ajustes de biomonitoramentos antes e após a formação de um reservatório. No mesmo sistema, o segundo capítulo aborda as flutuações populacionais do zooplâncton (padrões de sincronia) ao longo das campanhas e das áreas do monitoramento, durante a formação do reservatório, e relata sobre a relação destes padrões de sincronia com as características ambientais limnológicas e com as distâncias entre as áreas monitoradas.

## REFERÊNCIAS

- Alhassan, E. H.; Ofori-Danson, P. K.; Samman, J. 2015. Ecological impact of river impoundment on zooplankton. *Zoology and Ecology*, 25(2): 136-142.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255-283.
- Bjørnstad, O. N.; Ims, R. A.; Lambin, X. 1999. Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 427-432.
- Bozelli, R.L.; Thomaz, S.M.; Padial, A.A.; Lopes, P.M.; Bini, L.M. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian flood- plain system. *Hydrobiologia*, 753: 233–241.
- Carneiro, F. M.; Bini, L. M.; Rodrigues, L. C. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, 10: 249-255.
- Edokpayi, C. A.; Osimen, E. C. 2002. The impact of impoundment on the physical and chemical hydrology of Ibiekuma stream in southern Nigeria. *Tropical Ecology*, 43(2): 287-296.
- Hastings, A. 2010. Timescales, dynamics, and ecological understanding. *Ecology*, 91(12): 3471-3480.
- Heino, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, 10: 112-117.
- Jackson, D. A.; Harvey, H. H. 1993. Fish and Benthic Invertebrates - Community Concordance and Community Environment Relationships, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2641-2651.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Parks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Kendall, B. E.; Bjørnstad, O. N.; Keitt, T. H.; Fagan, W. F. 2000. Dispersal, environmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics. *The American Naturalist*, 155(5): 628-636.
- Kratz, T. K.; Frost, T. M.; Magnuson, J. J. 1987. Inferences from spatial and temporal variability in ecosystems—long-term zooplankton data from lakes. *The American Naturalist*, 129: 830-846.
- Landeiro, V. L.; Bini, L. M.; Costa, F. R. C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; Souza, J. L. P. de; Moraes, J.; Magnusson, W. E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23:366-373.
- Lawton, J. 1996. Patterns in ecology. *OIKOS*, 75:145-147.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- Liebhold, A.; Koenig, W. D.; Bjørnstad, O. N. 2004. Spatial synchrony in population dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 467-490.
- Lodi, S.; Velho, L.F.M.; Carvalho, P.; Bini, L.M. 2014. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. *Journal of Plankton Research*, 36(4): 966-977.
- Lovell, S; Hamer, M.; Slotow, R.; Herbert, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation*, 139(1-2):113-125.

- Machado, K. B.; Borges, P. P.; Carneiro, M. F.; Santana, J. F.; Vieira, L. C. G.; Huszar, V. L. de M.; Nabout, J. C. 2015. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia*, 743: 255 - 267.
- Magnuson, J. J.; Benson, B. J.; Kratz, T. K. 1990. Temporal coherence in the limnology of a suite of lakes in Wisconsin, USA. *Freshwater Biology*, 23: 145–159.
- Melo, A. S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 164(3): 309–323.
- Pinto, M. P.; Diniz, J. A. F.; Bini, L. M.; Blamires, D.; Rangel, T. F. L. V. 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 14: 78-86.
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lindström, J.; Linden, H. 1995. Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 262: 113–118.
- Ricklefs, R. E. 2008. Disintegration of Ecological Community. *The American Naturalist*, 172(6): 741-750.
- Rimet, F.; Bouchez, A. 2012. Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicators*, 15: 92–99.
- Rusak, J. A.; Yan, N. D.; Somers, K. M.; McQuenn, D. J. 1999. The temporal coherence of zooplankton population abundances in neighboring north-temperate lakes. *American Naturalist*, 153, 46-58.
- Saether, B.E.; Engen, S.; Grotan, V.; Fiedler, W.; Matthysen, E.; Visser, M.E.; Wright, J. ; Moller, A.P.; Adriaensen, F.; Van Balen, H.; Balmer, D.; Mainwaring, M.C.; McCleery, R.H. ; Pampus, M.; Winkel, W. 2007. The extended Moran effect and large-scale synchronous fluctuations in the size of great tit and blue tit populations. *Journal of Animal Ecology*, 76(2): 315-325.
- Sánchez-Moyano, J.E.; Fa, D.A.; Estacio, F.J.; García-Goómez, J.C. 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research*, 60: 243–255.
- Shurin, J. B.; Cottenie, K.; Hillebrand, H. 2007. Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159: 151-159.
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Calijuri, M. C. 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straskraba, M.; Tundisi, J. G.; Duncan, A. (eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 25-55.
- Ward, J. V.; Tockner, K.; Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 125-139.
- Wiens; J.A.1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397.

## CAPÍTULO 1

# **PADRÕES DE CONCORDÂNCIA ENTRE GRUPOS TAXONÔMICOS DO ZOOPLÂNCTON ANTES E APÓS A IMPLANTAÇÃO DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL**

## **Padrões de concordância entre grupos taxonômicos do zooplâncton antes e após a implantação de um reservatório tropical**

### **RESUMO**

As assembleias biológicas dos ecossistemas aquáticos têm sido utilizadas como indicadores de qualidade ambiental em monitoramentos. Em vista de certas dificuldades, como escassez de especialistas e tempo, utiliza-se a abordagem de grupos substitutos para extrapolação de resultados para grupos de organismos não monitorados e a simplificação das resoluções numérica e taxonômica. Contudo, é necessário verificar a existência da concordância entre as assembleias. Visto isso, avaliamos a concordância entre assembleias da comunidade zooplancônica através do nível de similaridade na estrutura dos grupos taxonômicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) ao longo do monitoramento das fases da implantação de um reservatório tropical. As amostras foram, em maioria, coletadas bimestralmente, ao longo de 20 campanhas entre julho/2007 e junho/2010. Padrões de concordância significativos entre os grupos taxonômicos foram encontrados, e mais frequentemente em cladóceros com copépodes e rotíferos, e em rotíferos com copépodes e tecamebas nas campanhas após o barramento do rio. Embora tenham sido registradas algumas relações significativas entre grupos, todas foram inferiores a 0,7 (teste de Mantel) tornando desaconselhável a abordagem de grupos substitutos. Foi verificado que a substituição dos conjuntos de dados em nível de presença e ausência é viável para cladóceros, rotíferos e tecamebas. Além disso, a utilização dos conjuntos de dados em nível de gênero e em nível de família é viável, com exceção para tecamebas e copépodes para antes do barramento. Os resultados obtidos no reservatório da UHE Serra do Facão sugerem que as concordâncias entre os grupos dependem da fase de implantação da barragem, mas que todos os grupos taxonômicos zooplancônicos devem ser incluídos nos programas de monitoramento. A utilização da informação de identificação do zooplâncton em nível de presença e ausência pode ser uma alternativa para todos os grupos, assim como a identificação dos organismos em nível de gênero e família, para o período após a formação do reservatório.

**Palavras-chave:** Substitutos biológicos; Resolução numérica; Resolução taxonômica; Biomonitoramento; Reservatório Hidrelétrico

## INTRODUÇÃO

Os monitoramentos ambientais em ecossistemas aquáticos geralmente usam diferentes comunidades biológicas como indicadoras da qualidade do ambiente (Odemis & Evrendilek 2007; Rimet & Bouchez 2012). Na prática, somente alguns grupos são analisados e os resultados são extrapolados para os demais grupos de organismos não monitorados (Padial et al. 2012). Entretanto, existe a possibilidade de concordância entre as diferentes comunidades biológicas, a fim de permitir o uso de grupos substitutos na identificação de condições ambientais (Moore 1962; Wesser 2011), estratégias de gestão e manejo ambiental (Wiens et al. 2008) e seleção de áreas prioritárias para conservação (Sanderson et al. 2002; US Fish & Wildlife Service 2015). Esta concordância entre os grupos de organismos pode ser definida como o nível de similaridade entre as estruturas das comunidades de diferentes grupos taxonômicos ao longo de um monitoramento (Jackson & Harvey 1993). Diversos estudos vêm buscando padrões de concordância entre as estruturas das comunidades na busca destes grupos substitutos (Paszkowski & Tonn 2000; Lovell et al 2007; Pinto et al. 2008; Landeiro et al. 2012; Gomes et al. 2015), e as relações com os fatores ambientais e dispersão na busca dos fatores determinantes da concordância (Bini et al. 2007; Bini et al. 2008; Bowman et al. 2008; Bessa et al. 2011; Vieira et al. 2015). Porém, há um consenso de que o uso de grupos taxonômicos como substitutos somente é válido se existir um elevado nível de concordância entre os diferentes grupos de organismos (Lovell et al 2007; Pinto et al. 2008; Heino 2010), ou poderíamos tomar decisões erradas ou, pelo menos, duvidosas sobre a conservação da biodiversidade (Paavola et al. 2003).

Além das análises de concordância, as simplificações dos dados na resolução numérica e taxonômica vêm sendo estudadas na tentativa de tornar mais rápidas e efetivas as análises de comunidades para os programas de monitoramento ambiental (Melo 2005; Khan 2006; Sánchez-Moyano et al. 2006; Lovell et al. 2007; Carneiro et al. 2010; Kallimanis et al. 2012; Landeiro et al. 2012; Carneiro et al. 2013; Machado et al. 2015). A simplificação/redução da resolução numérica, ou seja, o uso de dados de presença/ausência de organismos em monitoramentos pode vir a afetar o nível de força da concordância entre grupos taxonômicos (Melo 2005; Landeiro et al. 2012). Se os padrões forem similares, então, podemos usar os dados qualitativos (presença/ausência de espécies) ao invés de dados quantitativos (densidade) das espécies (Melo 2005; Carneiro et al. 2010). Nos estudos de resolução taxonômica, o uso dos dados em nível

de espécies é o mais refinado nível que demonstra a riqueza de um ambiente, conseqüentemente, é considerado um dos mais relevantes níveis nos estudos ambientais (Sánchez-Moyano et al. 2006). Porém, este nível de informação ecológica, algumas vezes, torna-se incompatível com o financiamento e tempo disponível em programas de monitoramento (Machado et al. 2015). Como possível solução, vêm se utilizando níveis taxonômicos superiores, tais como gênero (Carneiro et al. 2010; Gomes et al. 2015) e família (Sánchez-Moyano et al. 2006; Heino & Soininen 2007) com objetivo de redução de tempo laboratorial para identificação (Khan 2006) e seus custos associados (Carneiro et al. 2013; Machado et al. 2015), e também para mitigar a escassez de taxonomistas capacitados de determinados grupos (Kallimanis et al. 2012).

Os programas de biomonitoramento podem ser beneficiados ao usar grupos substitutos, dados de presença/ausência e dados em resoluções menores do que espécie. Porém, as extrapolações de dados devem ser feitas com cautela em vista das características singulares que cada região pode vir a apresentar. Portanto, deve ser discutida a adequabilidade destes estudos de concordância e as simplificações dos dados para cada local a ser estudado (Landeiro et al. 2012).

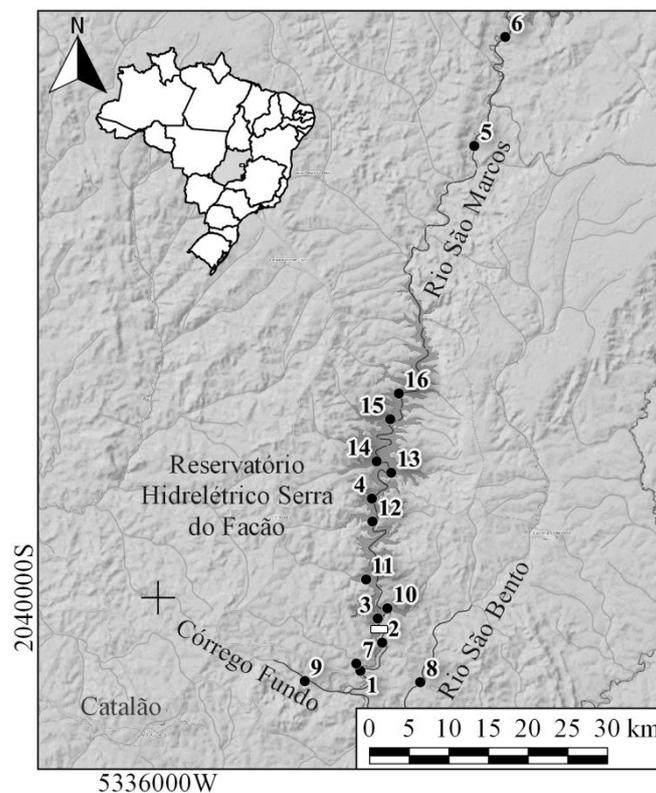
Neste estudo, nós examinamos os padrões de concordância entre os grupos taxonômicos do zooplâncton (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) ao longo de três anos em um reservatório tropical, incluindo fases antes e após a implantação da barragem do reservatório. Os nossos principais questionamentos foram: (i) os padrões de distribuição espacial de um grupo podem ser usados para predizer os padrões observados para outro grupo taxonômico durante as fases de implantação da barragem de um reservatório? Se sim, a estrutura do grupo dos cladóceros poderá, por exemplo, ser usada como uma substituta para a estrutura do grupo dos copépodes; e (ii) os padrões de concordância da comunidade zooplânctônica são independentes da resolução numérica e da resolução taxonômica utilizadas? Se sim, o uso da simplificação da resolução numérica e taxonômica poderá ser recomendado.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **1. Área de Estudo**

O estudo foi realizado na região do reservatório da Usina Hidrelétrica Serra do Facão, Goiás, Brasil (Figura 1). O reservatório está localizado no rio São Marcos,

pertencente à bacia do rio do Prata ( $18^{\circ} 04' S$   $47^{\circ} 40' W$ ), e atinge cinco municípios no estado de Goiás: Catalão, Campo Alegre de Goiás, Davinópolis, Ipameri e Cristalina; e o município de Paracatu, no estado de Minas Gerais (Martins-Filho et al. 2009; Gomes 2014). A bacia hidrográfica do rio São Marcos possui aproximadamente 12.150,350 km<sup>2</sup> de área, das quais 232,370 km<sup>2</sup> abrangem a área máxima utilizada pelo reservatório (Martins-Filho et al. 2009). A construção do reservatório iniciou em março/2007 com o enchimento iniciando em novembro/2009 e a operação da primeira unidade em julho/2010 (Martins-Filho et al. 2009). A área região influenciada é constituinte do Bioma Cerrado e seu clima é classificado como tropical sazonal (Aw de Köppen) com estações bem definidas, chuva (setembro a abril) e seca (maio a agosto) (Ribeiro & Walter 2008).



**Figura 1.** Localização do reservatório hidrelétrico Serra do Facão com os respectivos pontos de amostragem (pontos pretos). O retângulo branco é a localização da barragem do rio São Marcos, Goiás, Brasil.

## 2. Coleta e identificação

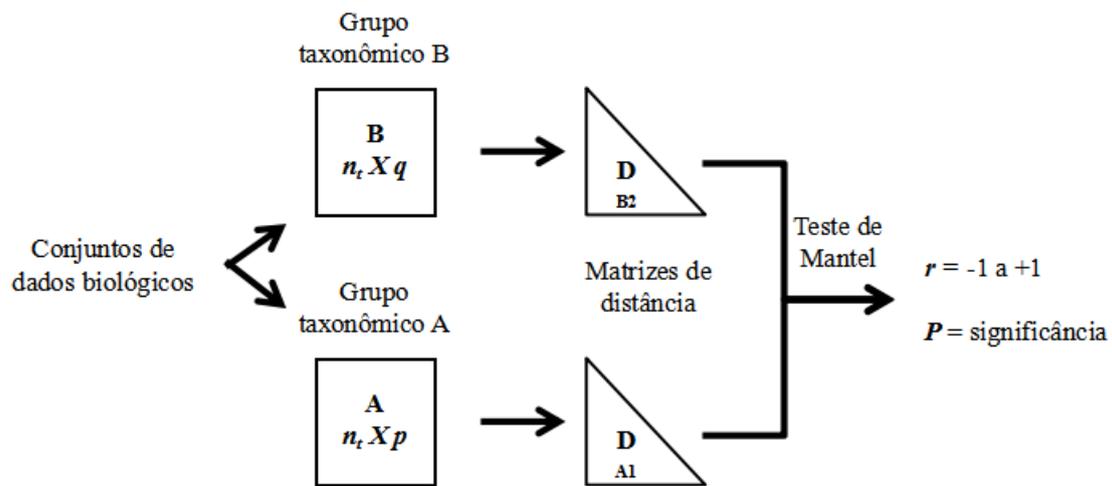
Um total de 283 amostras foi coletado ao longo de 20 campanhas de amostragens iniciando em julho/2007 e terminando em junho/2010. O intervalo entre a maioria das coletas foi bimestral. Nove unidades amostrais foram selecionadas no

período de julho/2007 a fevereiro/2008, 15 unidades amostrais em abril de 2008, e 16 unidades amostrais de junho/2008 até junho/2010. As amostras da comunidade zooplanctônica foram coletadas através da filtragem de 1000L de água por uma rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu\text{m}$ . As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 4% tamponada com carbonato de cálcio.

A identificação e cálculos de densidade foram obtidas, onde as amostras foram concentradas em um volume de 150 ml com auxílio da pipeta Hensen-Stempel e contadas na câmara de Sedgewick-Rafter a partir de 5 sub-amostras (7,5 ml). A densidade final foi expressa em indivíduos/ $\text{m}^3$ . As análises qualitativas foram conduzidas através de novas sub-amostras, em cada amostra, realizadas até que nenhuma nova espécie fosse registrada. A identificação das espécies foi realizada com auxílio da bibliografia básica a seguir: Alves et al. (2007), Deflandre (1928, 1929), Gauthier-Lièvre & Thomas (1958, 1960), Vucetich (1973), Koste (1978), Reid (1985), Segers (1995), Velho & Lansac-Tôha (1996), Velho et al. (1996), Elmoor-Loureiro (1997) e Souza (2008).

### 3. Análise de dados

Todos os dados deste trabalho foram transformados para a escala logarítmica ( $x+1$ ) para minimizar os efeitos dos valores extremos, e classificadas em espécies, gêneros, famílias e grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas). Além disso, as formas lavais e juvenis foram consideradas como entidades taxonômicas. Posteriormente, foi realizado o teste de Mantel para calcular a correlação entre as diferentes matrizes de dados (Legendre and Legendre 2012). A força da correlação foi medida através dos valores de  $r$ , que variam de -1 a +1, e foram realizadas randomizações (999 randomizações quando número amostral menor que 7; 9999 randomizações quando número amostral maior que 7) visando a quantificação estatística dos valores de  $r$ . Para as comparações dos dados de densidade, foi utilizada a matriz de distância de Bray-Curtis, e para as comparações entre presença/ausência de espécies, foi utilizada a matriz do índice de Jaccard (Figura 2; Legendre and Legendre 2012). Todas as análises foram realizadas usando o pacote *vegan* (Oksanen et al. 2013) do software estatístico R versão 3.3.1 (R Core Team 2013).



**Figura 2.** Representação esquemática da análise de Mantel entre os grupos taxonômicos usados no estudo.  $n$  = número de amostras;  $p$  = número de espécies no grupo taxonômico A;  $q$  = número de espécies no grupo taxonômico B;  $t$  = período da amostragem;  $D$  = Matriz de distância.

## RESULTADOS

Amostramos um total de 186 taxa, incluindo 28 cladóceros, 15 copépodes (com suas formas lavais e juvenis), 63 rotíferos e 80 tecamebas. A densidade total foi de 1.307.771 indivíduos, com 227.393 cladóceros, 824.258 copépodes, 173.451 rotíferos e 82.669 tecamebas. Quando considerada toda a diversidade regional e indivíduos amostrados, as tecamebas foram predominantes em termos de riqueza total de espécies e os copépodes em termos de quantidade de indivíduos. Porém, houve uma diferenciação ao longo das fases do reservatório: antes da implantação da barragem do reservatório, as tecamebas eram predominantes na riqueza e na densidade, enquanto que após a implantação da barragem predominaram os rotíferos em termos de riqueza e os copépodes em termos de densidade (Tabela 1).

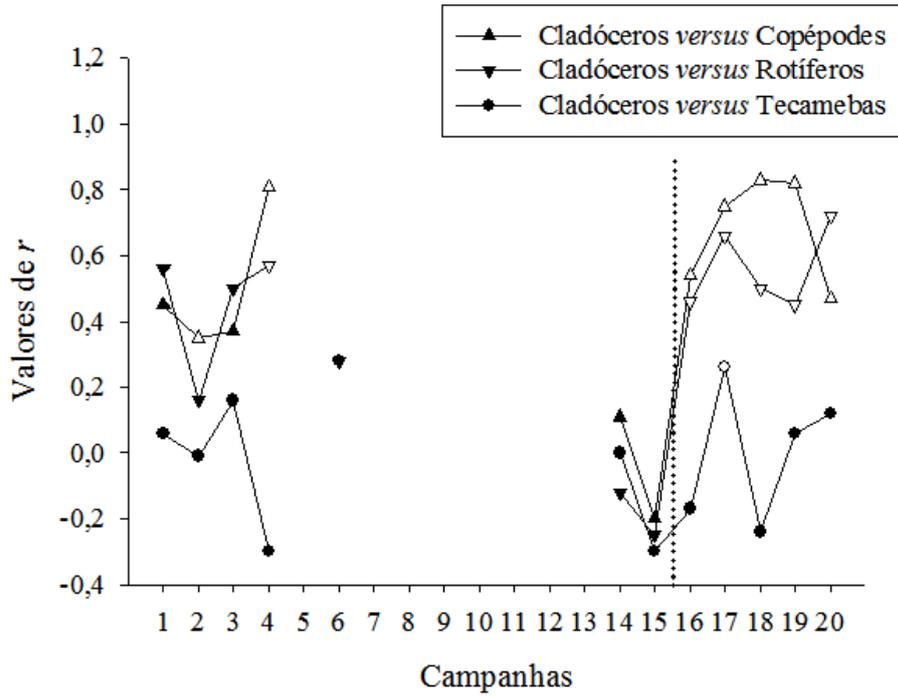
**Tabela 1.** Riqueza de espécies e densidade de indivíduos dos quatro grupos do zooplâncton nas fases antes e após o barramento do rio São Marcos. DP = desvio padrão.

Fase	Grupo Taxonômico	Riqueza		Densidade	
		Total	Média ± DP por campanha	Total	Média ± DP por campanha
Antes do barramento	Cladóceros	18	3,80 ± 3,50	2400	11,88 ± 63,62
	Copépode	12	4,60 ± 2,33	4408	21,82 ± 62,95
	Rotífero	50	11,26 ± 6,91	7769	38,39 ± 67,60
	Tecameba	78	38,27 ± 8,39	74882	370,70 ± 972,41
Após o barramento	Cladóceros	20	10,20 ± 2,93	224993	2812,41 ± 7744,65
	Copépode	15	9,40 ± 2,50	819850	10248,13 ± 26183,41
	Rotífero	53	25,20 ± 2,31	165682	2071,03 ± 4707,45
	Tecameba	46	26,20 ± 2,92	7787	97,33 ± 152,80

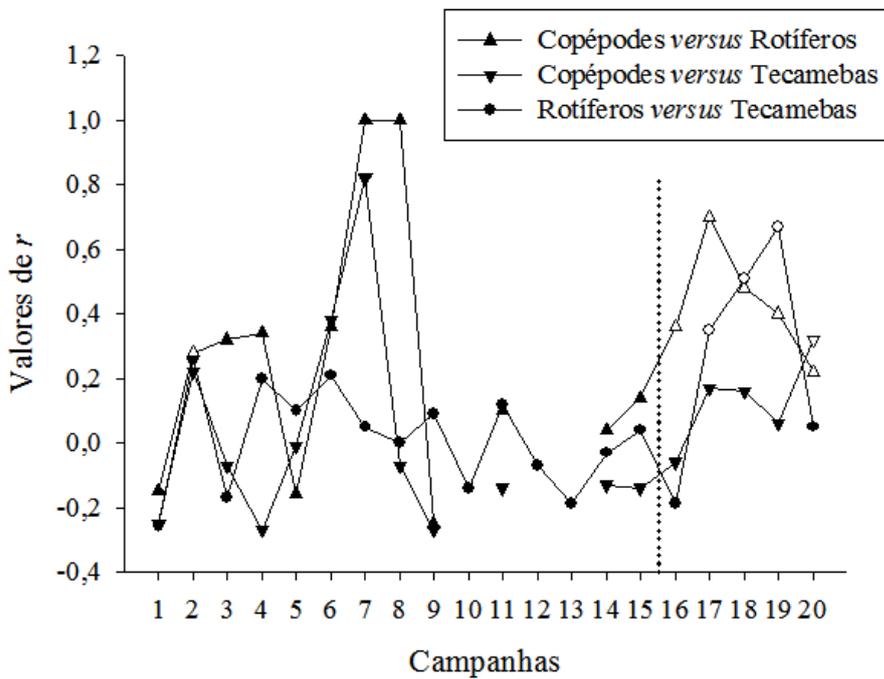
Os resultados do teste de Mantel demonstraram uma dependência da fase do monitoramento. Nas campanhas após a implantação do reservatório, encontramos padrões de concordância mais frequente entre cladóceros e copépodes, entre cladóceros e rotíferos, entre rotíferos e copépodes, e entre rotíferos e tecamebas (Figura 3; Tabela 2). No entanto, embora tenhamos registrado algumas relações entre grupos, todas as médias das fases do reservatório foram baixas ( $r < 0,7$ ; Tabela 3).

Os resultados das concordâncias a nível numérico e taxonômico foram significantes (Tabela 4; Tabela 5). De acordo com a resolução numérica, os testes de Mantel tiveram uma média total de 0,86 em cladóceros, 0,74 em copépode, 0,74 em rotífero, e 0,76 em Tecameba. Em ambas as análises taxonômicas (espécie *versus* gênero; espécie *versus* família), a média total de cada grupo taxonômico foi maior que 0,80.

A



B



**Figura 3.** Padrões de concordância no zooplâncton entre os quatro principais grupos taxonômicos ao longo das 20 campanhas realizadas no rio São Marcos, reservatório Serra do Facão. A: concordância entre cladóceros com copépodes, rotíferos e tecamebas. B: concordância entre copépodes com rotíferos e tecamebas, e entre rotíferos com tecamebas. A linha pontilhada marca o período do barramento do rio. Os símbolos em branco representam as concordâncias significativas ( $P < 0,05$ ). A ausência de valores de  $r$  são decorrentes do número amostral insuficiente para a realização do teste.

**Tabela 2.** Resultados da análise de concordância entre grupos taxonômicos (Clad = cladóceros; Cop = copépode; Rot = rotífero; Tec = tecameba) ao longo das campanhas (Camp.), nas fases de implantação da barragem (Antes do barramento; Após o barramento), com base no teste de Mantel. *r* = correlações de Mantel, *P* = valor de significância, *N* = número amostral analisado, \* = número amostral insuficiente para o teste. Valores de *r* significativos (*P*<0,05) estão em negrito.

Fase	Camp.	Clad x Cop			Clad x Rot			Clad x Tec			Cop x Rot			Cop x Tec			Rot x Tec		
		<i>r</i>	<i>P</i>	<i>N</i>															
Antes do barramento	1	0,45	0,200	4	0,56	0,133	4	0,06	0,467	4	-0,15	0,720	7	-0,25	0,878	1	0,45	0,200	4
	2	<b>0,35</b>	0,043	8	0,16	0,224	8	-0,01	0,476	8	<b>0,28</b>	0,052	9	0,22	0,105	2	<b>0,35</b>	0,043	8
	3	0,37	0,117	7	0,50	0,085	7	0,16	0,304	7	0,32	0,122	9	-0,07	0,580	3	0,37	0,117	7
	4	<b>0,81</b>	<0,01	7	<b>0,57</b>	<0,01	7	-0,30	0,927	7	0,34	0,116	9	-0,27	0,899	4	<b>0,81</b>	<0,01	7
	5	*	*	2	*	*	2	*	*	2	-0,16	0,848	8	-0,01	0,567	5	*	*	2
	6	*	*	2	0,28	0,117	5	0,28	0,392	5	0,36	0,128	6	0,38	0,114	6	*	*	2
	7	*	*	0	*	*	0	*	*	0	1	0,333	3	0,82	0,333	7	*	*	0
	8	*	*	0	*	*	0	*	*	0	1	0,333	3	-0,07	0,667	8	*	*	0
	9	*	*	1	*	*	1	*	*	1	-0,25	0,747	6	-0,27	0,825	9	*	*	1
	10	*	*	0	*	*	0	*	*	0	*	*	2	*	*	10	*	*	0
	11	*	*	0	*	*	0	*	*	0	0,10	0,333	4	-0,14	0,766	11	*	*	0
	12	*	*	0	*	*	1	*	*	1	*	*	1	*	*	12	*	*	0
	13	*	*	1	*	*	1	*	*	1	*	*	2	*	*	13	*	*	1
	14	0,11	0,173	11	-0,12	0,723	11	0	0,477	11	0,04	0,384	13	-0,13	0,862	14	0,11	0,173	11
	15	-0,20	0,818	7	-0,25	0,873	7	-0,30	0,925	7	0,14	0,136	15	-0,14	0,758	15	-0,20	0,818	7
Após o barramento	16	<b>0,54</b>	<0,01	13	<b>0,46</b>	<0,01	13	-0,17	0,826	9	<b>0,36</b>	<0,01	16	-0,06	0,646	12	-0,19	0,880	12
	17	<b>0,75</b>	<0,001	15	<b>0,66</b>	<0,001	15	<b>0,26</b>	0,056	11	<b>0,70</b>	<0,001	16	0,17	0,131	12	<b>0,35</b>	<0,01	12
	18	<b>0,83</b>	<0,001	13	<b>0,50</b>	<0,01	13	-0,24	0,871	8	<b>0,48</b>	<0,001	16	0,16	0,064	11	<b>0,51</b>	<0,01	11
	19	<b>0,82</b>	<0,001	13	<b>0,45</b>	<0,001	14	0,06	0,361	9	<b>0,40</b>	<0,001	15	0,06	0,316	10	<b>0,67</b>	<0,01	11
	20	<b>0,47</b>	<0,01	13	<b>0,72</b>	<0,001	13	0,12	0,288	7	<b>0,22</b>	0,016	16	<b>0,32</b>	0,029	9	0,05	0,400	9

**Tabela 3.** Valores médios do resultado da análise de concordância entre grupos taxonômicos (Clad = cladóceros; Cop = copépode; Rot = rotífero; Tec = tecameba) durante as fases de implantação da barragem (Antes do barramento; Após o barramento), com base no teste de Mantel demonstrado na Tabela 2. *r* = correlações de Mantel, N = número amostral analisado. DP = desvio padrão.

Médias	Clad x Cop			Clad x Rot			Clad x Tec			Cop x Rot			Cop x Tec			Rot x Tec		
	<i>r</i>	DP	N	<i>r</i>	DP	N	<i>r</i>	DP	N	<i>r</i>	DP	N	<i>r</i>	DP	N	<i>r</i>	DP	N
<b>Total</b>	0,48	0,34	6	0,37	0,30	6	-0,01	0,16	5	0,30	0,35	9	0,04	0,26	8	0,08	0,24	10
<b>Antes do barramento</b>	0,32	0,26	3	0,24	0,25	4	-0,02	0,14	4	0,25	0,37	6	0	0,28	7	0,01	0,16	10
<b>Após o barramento</b>	0,68	0,16	13	0,56	0,12	14	0,01	0,21	9	0,43	0,17	16	0,13	0,14	11	0,28	0,35	11

**Tabela 4.** Coeficientes de correlação da resolução numérica entre densidade e a presença/ausência de indivíduos, e das resoluções taxonômicas entre espécie e gênero (Sp X Gn) e entre espécie e família (Sp X Fam), com base no teste de Mantel. *r* = correlações de Mantel, *P* = valor de significância, \* = número amostral insuficiente para o teste. Valores de *r* significativos (*P*<0,05) estão em negrito.

Fases	Camp.	Dens X PA								Sp X Gn								Sp X Fam							
		Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas		Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas		Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas	
		<i>r</i>	<i>P</i>																						
Antes do barramento	1	<b>1</b>	0,033	<b>0,76</b>	<0,01	<b>0,68</b>	<0,001	<b>0,86</b>	<0,001	<b>0,99</b>	0,016	<b>1</b>	<0,001	<b>0,89</b>	<0,001	0,33	0,075	<b>0,56</b>	0,050	<b>0,94</b>	<0,001	<b>0,89</b>	<0,001	0,35	0,070
	2	<b>0,84</b>	<0,01	<b>0,94</b>	<0,001	<b>0,48</b>	0,013	<b>0,77</b>	<0,001	<b>0,99</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,91</b>	<0,001	<b>0,67</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,96</b>	<0,001	<b>0,90</b>	<0,001	<b>0,57</b>	0,001
	3	0,72	0,057	<b>0,69</b>	<0,01	<b>0,63</b>	<0,001	<b>0,58</b>	<0,01	<b>0,96</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,92</b>	<0,001	<b>0,35</b>	0,048	<b>0,96</b>	<0,001	<b>0,75</b>	<0,01	<b>0,90</b>	<0,001	0,19	0,182
	4	<b>0,93</b>	<0,01	<b>0,77</b>	<0,01	<b>0,92</b>	<0,001	<b>0,80</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>0,68</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,95</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>0,68</b>	<0,001
	5	*	*	<b>0,74</b>	0,016	<b>0,47</b>	<0,01	<b>0,59</b>	<0,01	*	*	<b>0,99</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,58</b>	<0,01	*	*	<b>0,94</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,58</b>	0,007
	6	<b>0,90</b>	0,041	<b>0,55</b>	0,033	<b>0,85</b>	<0,001	<b>0,72</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,01	<b>1</b>	<0,01	<b>0,92</b>	<0,001	<b>0,83</b>	<0,001	0,97	0,008	<b>0,86</b>	<0,01	<b>0,91</b>	<0,001	<b>0,81</b>	<0,001
	7	*	*	1	0,333	<b>0,84</b>	<0,001	<b>0,67</b>	<0,001	*	*	1	0,333	<b>0,85</b>	<0,001	<b>0,44</b>	<0,01	*	*	1	0,333	<b>0,85</b>	<0,001	<b>0,44</b>	<0,001
	8	*	*	1	0,333	<b>0,83</b>	0,100	<b>0,66</b>	<0,001	*	*	1	0,333	<b>1</b>	0,050	<b>0,65</b>	<0,001	*	*	1	0,333	<b>1</b>	0,051	<b>0,64</b>	<0,001
	9	*	*	<b>0,72</b>	0,052	<b>0,66</b>	<0,001	<b>0,73</b>	<0,001	*	*	<b>1</b>	<0,01	<b>1</b>	<0,001	<b>0,61</b>	<0,001	*	*	<b>0,73</b>	<0,01	<b>1</b>	<0,001	<b>0,59</b>	<0,001
	10	*	*	*	*	0,22	0,400	<b>0,74</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,05	<b>0,72</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,050	<b>0,69</b>	<0,001
	11	*	*	<b>0,38</b>	0,053	<b>0,86</b>	0,020	<b>0,66</b>	<0,001	*	*	<b>1</b>	<0,001	<b>0,89</b>	<0,001	<b>0,48</b>	<0,001	*	*	<b>0,95</b>	<0,001	<b>0,89</b>	<0,001	<b>0,37</b>	<0,01
	12	*	*	*	*	<b>0,72</b>	0,016	<b>0,68</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,01	<b>0,64</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,01	<b>0,62</b>	<0,001
	13	*	*	*	*	<b>0,79</b>	0,050	<b>0,76</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,01	<b>0,59</b>	<0,001	*	*	*	*	<b>1</b>	<0,01	<b>0,57</b>	<0,001
	14	<b>0,89</b>	<0,001	<b>0,47</b>	<0,001	<b>0,79</b>	<0,001	<b>0,78</b>	<0,001	<b>0,86</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,95</b>	<0,001	<b>0,81</b>	<0,001	<b>0,64</b>	<0,001	<b>0,76</b>	<0,001	<b>0,91</b>	<0,01	<b>0,81</b>	<0,001
	15	<b>0,94</b>	<0,001	<b>0,52</b>	<0,01	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,65</b>	<0,001	<b>0,94</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>0,51</b>	<0,001	0,29	0,065	<b>0,89</b>	<0,001	<b>0,92</b>	<0,01	<b>0,47</b>	<0,001
Após o barramento	16	<b>0,87</b>	<0,001	<b>0,76</b>	<0,001	<b>0,84</b>	<0,001	<b>0,92</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,99</b>	<0,001	<b>0,96</b>	<0,001	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,99</b>	<0,001	<b>0,86</b>	<0,001	<b>0,91</b>	<0,01	<b>0,84</b>	<0,001
	17	<b>0,93</b>	<0,001	<b>0,79</b>	<0,001	<b>0,89</b>	<0,001	<b>0,92</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,91</b>	<0,001	<b>0,96</b>	<0,001	<b>0,96</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,01	<b>0,91</b>	<0,001
	18	<b>0,70</b>	<0,001	<b>0,83</b>	<0,001	<b>0,91</b>	<0,001	<b>0,86</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,94</b>	<0,001	<b>0,92</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,94</b>	<0,01	<b>0,89</b>	<0,001
	19	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,88</b>	<0,001	<b>0,81</b>	<0,001	<b>0,96</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,98</b>	<0,001	<b>0,97</b>	<0,001	<b>0,88</b>	<0,01	<b>0,97</b>	<0,001
	20	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,75</b>	<0,001	<b>0,77</b>	<0,001	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>1</b>	<0,001	<b>0,93</b>	<0,001	<b>0,87</b>	<0,001	<b>0,74</b>	<0,001	<b>0,94</b>	<0,001	<b>0,88</b>	<0,001	<b>0,84</b>	<0,001

**Tabela 5.** Média dos coeficientes de correlação da resolução numérica entre densidade e a presença/ausência de indivíduos, e das resoluções taxonômicas entre espécie e gênero (Sp X Gn) e entre espécie e família (Sp X Fam), com base no teste de Mantel demonstrado na Tabela 4. *r* = correlações de Mantel. DP = desvio padrão.

Densidade x Presença/Ausência								
Médias	Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas	
	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP
<b>Total</b>	0,86	0,44	0,74	0,32	0,74	0,18	0,76	0,11
<b>Antes do barramento</b>	0,89	0,46	0,71	0,35	0,71	0,19	0,71	0,08
<b>Após o barramento</b>	0,83	0,09	0,80	0,06	0,85	0,05	0,90	0,05

Sp X Gn								
Médias	Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas	
	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP
<b>Total</b>	0,97	0,49	0,99	0,37	0,95	0,04	0,67	0,19
<b>Antes do barramento</b>	0,96	0,50	0,99	0,41	0,94	0,05	0,59	0,15
<b>Após o barramento</b>	0,97	0,04	0,99	<0,001	0,96	0,02	0,91	0,06

Sp X Fam								
Médias	Cladóceros		Copépodes		Rotíferos		Tecamebas	
	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP	<i>r</i>	DP
<b>Total</b>	0,83	0,45	0,91	0,34	0,93	0,05	0,64	0,21
<b>Antes do barramento</b>	0,77	0,44	0,89	0,38	0,94	0,05	0,56	0,17
<b>Após o barramento</b>	0,92	0,10	0,94	0,05	0,91	0,03	0,89	0,05

## DISCUSSÃO

Em ambas as fases do reservatório, encontramos concordância significativa entre os grupos taxonômicos. Esta concordância deve ser considerada forte para que seja permitido o uso de grupos substitutos (Paavola et al. 2003; Pinto et al. 2008; Heino 2010). Já foi verificado que os níveis de concordância são considerados fortes quando os valores de *r* são maiores que 0,7 (Heino 2010). Assim, avaliando os nossos dados em cada campanha, vemos que a concordância significativa foi predominante na fase após o barramento, sendo forte entre cladóceros e copépodes em três das cinco campanhas após o barramento, e intermediárias e fracas entre os demais grupos taxonômicos (variação do *r* entre 0,22 e 0,72). Os maiores níveis de concordância encontrados foram entre cladóceros e copépodes (ver também os resultados de Bini et al. 2008; Vieira et al. 2015), os menores níveis entre rotíferos e copépodes (ver também Bini et al. 2008) e a maioria das relações ausentes de concordâncias foram com as tecamebas. Esta relação entre os microcrustáceos pode ser atribuída à sua

proximidade filogenética que, conseqüentemente, os fazem apresentar requerimentos dinâmicos ambientais semelhantes (Dole-Olivier 2000).

Podemos verificar um destes requerimentos no presente estudo através dos elevados níveis de concordância somente quando iniciou a formação do lago do reservatório Serra do Facão, o favorecimento por ambientes lênticos (Allan 1976; Matsumura-Tundisi & Silva 1999). Já os rotíferos possuem histórias de vida bem diferentes do que os microcrustáceos, como o curto ciclo de vida, que podem gerar respostas ambientais diferenciadas reduzindo a concordância com os microcrustáceos, principalmente com os copépodes (Allan 1976). A influência dos diferentes ciclos de vida entre os rotíferos e microcrustáceos pode vir a ser incrementada pelo tipo de alimentação (Merriman & Kirk 2000). Os rotíferos e cladóceros apresentam uma alimentação mais semelhante a base de partículas finas em suspensão, enquanto que os copépodes possuem uma amplitude alimentar desde partículas finas a grossas preferindo partículas maiores (Allan 1976). A disponibilidade de recursos alimentares é alterada quando há a formação de um reservatório (Kennedy & Walker 1990) e pode vir a limitar o consumo das populações do zooplâncton (Osenberg & Mittelbach 1996). Estas diferenças e semelhanças das características da história da vida de cada grupo quando combinadas podem servir de explicação para a graduação dos níveis de concordância encontrados entre rotíferos e microcrustáceos, tendo a concordância entre cladóceros-copépodes maior que cladóceros-rotíferos e esta última maior que copépodes-rotíferos.

Embora tenhamos obtido relações significativas entre alguns grupos, estas relações foram consideradas fracas em ambas fases do reservatório por explicarem menos de 70% dos padrões médios de concordância, como o verificado em outros estudos (Padial et al. 2012, Vieira et al. 2014, Gomes et al. 2015). As ausências de concordância sugerem que os organismos respondem a diferentes gradientes ambientais ou respondem de modo diferente a um mesmo gradiente ambiental (Heino 2010). Portanto, os resultados obtidos no presente estudo tornam a abordagem de grupos substitutos desaconselhável.

De acordo com a resolução numérica, as correlações médias entre os dados de presença/ausência e densidade foram predominantemente fortes ( $r > 0,7$ ; Heino 2010) independente da fase de implantação em que o reservatório se encontrava. A única

exceção foi para a média dos dados dos copépodes na fase antes do barramento do rio São Marcos. Por mais que alguns estudos não tenham encontrado dados significantes para a simplificação da resolução numérica (Bini et al. 2007; Carneiro et al. 2010; Bessa et al. 2011; Lopes et al. 2011), verificamos que é viável a substituição dos conjuntos de dados em nível de presença/ausência para os grupos taxonômicos no presente estudo (Melo et al. 2005; Gomes et al. 2015), exceto para copépodes. Contudo, caso não ocorra uma limitação de recurso durante o monitoramento do reservatório, sugere-se o uso de dados quantitativos em vista de capturarem um maior detalhamento da dinâmica ecológica da comunidade zooplanctônica da área estudada (Carneiro et al. 2010; Giehl et al. 2014).

Além da substituição numérica, já se vem sugerindo a substituição dos dados para o nível de gênero (Carneiro et al. 2010; Gomes et al. 2015) e até de família (Sánchez-Moyano et al. 2006; Heino & Soininen 2007) visando facilitar o tempo e os processos de identificação das amostras. Nas nossas resoluções taxonômicas tanto para a substituição de conjunto de dados em nível de espécie para nível de família e de dados em nível de espécie para nível de gênero, verificamos relações significativas e fortes em ambas as fases do reservatório. Contudo, na fase antes da implantação da barragem, tecamebas obtiveram valor médio de relação abaixo do indicado para uso substituto e copépodes não obtiveram significância no valor médio de relação. Esse tipo de estratégia de substituição taxonômica pode trazer agilidade tanto para avaliações de impacto ambiental quanto para os estudos de biomonitoramento rotineiros ao reduzir tempo de análise e necessidade de taxônomos especialistas (Heino & Soininen 2007; Padial et al. 2012; Carneiro et al. 2013). Assim, de acordo com os nossos resultados, é possível o uso de dados em nível de família e de gênero, de forma que os padrões obtidos para estes níveis taxonômicos seriam similares àqueles descritos para o nível de espécie, com exceção dos dados de tecamebas e copépodes, no período antes implantação da barragem do reservatório.

## **CONCLUSÃO**

Os resultados obtidos da concordância entre os grupos zooplanctônicos sugerem que os valores encontrados podem variar ao longo das campanhas de amostragem, principalmente entre as fases da formação do reservatório (antes e após o barramento

do rio). Todos os grupos zooplanctônicos devem ser incluídos nos programas de monitoramento, pois a concordância entre eles é baixa. Por outro lado, é possível o uso de dados de presença/ausência de espécies ao invés de dados de densidade (resolução numérica) e também a utilização de dados identificados ao nível de gênero e/ou família ao invés de espécies (resolução taxonômica), independentemente da fase em que o reservatório se encontra. As únicas exceções são (i) na resolução numérica para copépodes e (ii) na resolução taxonômica para tecamebas e copépodes, antes da formação do reservatório. Ressaltamos que, na ausência de limitação de recursos e de especialistas, o uso de dados de densidade e a nível de gênero apresentam um maior detalhamento da dinâmica ecológica dos organismos o que evita perdas de informações biológicas das comunidades estudadas.

## REFERÊNCIAS

- Allan, J. D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110: 165–180.
- Alves, G. M.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M.; Joko, C.Y.; Costa, D.M. 2007. New records of testate lobose amoebae (Protozoa, Arcellinida) for the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2): 175-195.
- Bessa, G. F.; Vieira, L. C. G.; Bini, L. M.; Reis, D. F. D.; Morais, P. B. D. 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE-Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*, 33: 179-184.
- Bini, L. M.; Vieira, L. C. G.; Machado, J.; Velho, L. F. M. 2007. Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology*, 92(1): 9-22.
- Bini, L. M.; Silva, L. C. F.; Velho, L. F. M.; Bonecker, C. C.; Lansac-Toha, F. A. 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, 598,(1): 247-255.
- Bowman, M. F.; Ingram, R.; Reid, R. A.; Somers, K. M.; Yan, N. D.; Paterson, A. M.; Morgan, G. E.; Gunn, J. M. 2008. Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish, and fish on the Precambrian Shield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65:919-932.
- Carneiro, F. M.; Bini, L. M.; Rodrigues, L. C. 2010. Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, 10: 249-255.
- Carneiro, F. M.; Nabout, J. C.; Vieira, L. C. G.; Lodi, S.; Bini, L. M. 2013. Higher taxa predict plankton beta-diversity patterns across an eutrophication gradient.

Natureza e Conservação, 11: 43- 47.

Deflandre, G. 1928. Le genre *Arcella* Ehrenberg. Archiv fur Protistenkunde, 64:152-287.

Deflandre, G. 1929. Le genre *Centropyxis* Stein. Archiv fur Protistenkunde, 67:322-375.

Dole-Olivier, M. J.; Galassi, D. M. P.; Marmonier, P.; Des Chatelliers, M. C. 2000. The biology and ecology of lotic microcrustaceans. Freshwater Biology, 44: 63-91.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa. 155 p.

Gauthier-Lievre, L.; Thomas, R. 1958. Lesgenres *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebiaet* *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacès)en Afrique. Archiv fur Protistenkunde, 103:241-370.

Gauthier-Lievre, L.; Thomas, R. 1958. Legenre *Cucurbitella* Penard.Archiv fur Protistenkunde, 104: 569-602.

Giehl, N. F. da S.; Dias-Silva, K.; Juen, L.; Batista, J. D.; Cabette, H. S. R. Taxonomic and Numerical Resolutions of Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) in Cerrado Streams. PLoS ONE, 9(8):1-7.

Gomes, L. de P. 2014. Efeitos da Implantação e Operação do Reservatório Hidrelétrico na Dinâmica da Comunidade de Pequenos Mamíferos em uma Área de Cerrado no Brasil Central. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, 54 p.

Gomes, L. F.; Vieira, L. C. G.; Bonnet, M. P. 2015. Two practical approaches to monitoring the zooplanktonic community at Lago Grande do Curuai, Pará, Brazil. Acta Amazonica, 45(3): 293-298.

Heino, J.; Soininen, J. 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? Biological Conservation, 137: 78–89.

Heino, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? Ecological Indicators, 10: 112-117.

Jackson, D. A; Harvey, H. H. 1993. Fish and Benthic Invertebrates - Community Concordance and Community Environment Relationships, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 50: 2641-2651.

Kallimanis, A. S.; Mazaris, A. D.; Tsakanikas, D.; Dimopoulos, P.; Pantis, J. D.; Sgardelis, S. P. 2012. Efficient biodiversity monitoring: Which taxonomic level to study? Ecological Indicators, 15(1):100-104.

Kennedy, R. H.; Walker, W. W. 1990. Reservoir Nutrient Dynamics. In: Thornton,K.W.; Kimmel, B. L.; Payne, F.E.(eds). Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. New York: Wiley-Interscience Publication, 109-131.

Khan, S. J., 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? Current Science, 91: 29–34.

Koste, W. 1978. Rotatoria: die radertiere mitteleuropas begrundet von Max Voigt, - Monogononta 2. Aulage neubearbeitet von Walter Koste. Berlin: Gebruder Borntraeger, 238p.

Landeiro, V. L.; Bini, L. M.; Costa, F. R. C.; Franklin, E.; Nogueira, A.; Souza, J. L. P. de; Moraes, J.; Magnusson, W. E. 2012. How far can we go in simplifying biomonitoring assessments? An integrated analysis of taxonomic surrogacy, taxonomic sufficiency and numerical resolution in a megadiverse region. *Ecological Indicators*, 23:366-373.

Legendre, P.; Legendre, L. 2012. Numerical ecology. 3. ed. Elsevier, Amsterdam, 990p.

Lopes, P. M.; Caliman, A.; Carneiro, L. S.; Bini, L. M.; Esteves, F. A.; Farjalla, V.; Bozelli, R. L. 2011. Concordance among assemblages of upland Amazonian lakes and the structuring role of spatial and environmental factors. *Ecological Indicators*, 11: 1171-1176.

Lovell, S; Hamer, M.; Slotow, R.; Herbert, D. 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biological Conservation*, 139(1-2):113-125.

Machado, K. B.; Borges, P. P.; Carneiro, M. F.; Santana, J. F.; Vieira, L. C. G.; Huszar, V. L. de M.; Nabout, J. C. 2015. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia*, 743: 255 - 267.

Martins-Filho, G.; Dias, M. M.; Werner-Junior, D. 2009. The Construction of Serra do Facão Hydroelectric Power Plant. In: Piasentin, C. (ed). *Main Brazilian Dams III: Design Construction and Performance*, 393-408.

Matsumura-Tundisi, T.; Silva, W. M. 1999. Crustáceos copépodos planctônicos. In: Jolly, C.A., Bicudo, C.E.M. (Org.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo-Invertebrados de Água Doce*. 1ed. São Paulo: FAPESP, 4: 1-176.

Melo, A. S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv fuer Hydrobiologie*, 164(3): 309–323.

Merriman, J. L.; Kirk, K. L. 2000. Temporal Patterns of Resource Limitation in Natural Populations of Rotifers. *Ecology*, 81(1): 141-149.

Moore, N. W. 1962. The Heaths of Dorset and their Conservation. *Journal of Ecology*, 50:369-391.

Odemis, B.; F. Evrendilek, 2007. Monitoring water quality and quantity of national watersheds in Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment*, 133: 215-229.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Roeland, K., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H., 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8.

Osenberg, C.W. & Mittelbach, G.G. 1996. The Relative Importance of Resource Limitation and Predator Limitation in Food Chains. In: Polis, G.A. & Wnnemiller, K.O. (eds). *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. New York: Chapman and Hall, 134-148.

- Padial, A. A.; Declerck, S. A. J.; De Meester, L.; Bonecker, C. C.; Lansac-Toha, F. A.; Rodrigues, L. C.; Takeda, A.; Train, S.; Velho, L. F. M.; Bini, L.M. 2012. Evidence against the use of surrogates for biomonitoring of neotropical floodplains. *Freshwater Biology*, 57: 2411-2423.
- Paavola, R.; Muotka, T.; Virtanen, R.; Heino, J.; Kreivi, P. 2003. Are biological classifications of headwaters streams concordant across multiple taxonomic groups. *Freshwater Biology*, 48: 1912–1923.
- Paszkowski, C. A.; Tonn, W. M. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, 43(3): 421-437.
- Pinto, M. P.; Diniz, J. A. F.; Bini, L. M.; Blamires, D.; Rangel, T. F. L. V. 2008. Biodiversity surrogate groups and conservation priority areas: birds of the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions*, 14: 78-86.
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.R-project.org>).
- Reid, J. W. 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, *Boletim de Zoologia*, 17-143.
- Ribeiro, J. F.; WALTER, B. M. T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M., Almeida, S. P & Ribeiro, J. F. (eds). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Planaltina, DF. Embrapa Cerrados. 153-212.
- Rimet, F.; Bouchez, A. 2012. Biomonitoring river diatoms: implications of taxonomic resolution. *Ecological Indicators*, 15: 92–99.
- Sánchez-Moyano, J.E.; Fa, D.A.; Estacio, F.J.; García-Goómez, J.C. 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgoland Marine Research*, 60: 243–255.
- Sanderson, E. W.; Redford, K. H. ;Vedder, A. ; Coppolillo, P. B.; Ward, S. E. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning* 58:41–56.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). In: Dumont, H.J. & Nogrady, T. (eds). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6*. Academic Publishing BV., 226 p.
- Souza, M.B.G 2008. Guia das Tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu, Minas Gerais - Subsídio para conservação e monitoramento da bacia do Rio São Francisco. UFMG, 159 p.
- US Fish & Wildlife Service. 2015. Technical Reference on Using Surrogate Species for Landscape Conservation. Disponível em: <https://www.fws.gov/Science/pdf/Surrogate-Species-Technical-Reference.pdf>
- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A. 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of high Paraná river floodplain, State of Mato Grosso do Sul - Brasil: II. Family Diffugiidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 31(4):

179-192.

Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Serafim-Junior, M. 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of high Paraná river floodplain, State of Mato Grosso do Sul - Brasil: I. Families Arcellidae and Centropyxidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 31:35-50.

Vieira, L. C. G.; Ribeiro, H. R.; Vital, M. V. C.; Silva, L. C. F. D.; Souza, A. C. B. D.; Pinheiro, R. C. D.; Bini, L. M. 2014. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. *Natureza e Conservação*, 12: 36-41.

Vieira, L. C. G.; Padial, A. A.; Velho, L. F. M.; Carvalho, P.; Bini, L. M. 2015. Concordance among zooplankton groups in near-pristine floodplain system. *Ecological Indicators*, 58:374-381.

Vucetich, M.C. 1973. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. *Revista del Museo de La Plata - Sección Zoología*, 11(108):287-332.

Wesser, S. 2011. Lichens and Mosses. Resource Brief. National Park Service, Anchorage, AK. Disponível em: [https://www.nps.gov/akso/nature/documents/briefs/AKIM\\_lichens\\_brief\\_Jan2012.pdf](https://www.nps.gov/akso/nature/documents/briefs/AKIM_lichens_brief_Jan2012.pdf)

Wiens, J. A.; Hayward, G. Y.; Holthausen, R. S.; Wisdom, M. J. 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *Bioscience*, 58: 241-252.

## CAPÍTULO 2

### **PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL**

## **Padrões espaço-temporais da comunidade zooplanctônica em um reservatório tropical**

### **RESUMO**

Flutuações populacionais podem ser sincrônicas ou assíncronas ao longo do tempo e entre regiões, em vista da possível correspondência com fatores dependentes ou independentes da densidade. Estas sincronias podem ser reguladas por alguns mecanismos, como por variáveis climáticas (Efeito Moran) e pela dispersão das populações. Elevados níveis de sincronia podem sugerir predominância de efeitos de escala regional e, por outro lado, baixos níveis podem sugerir escala local. A distinção entre os fatores reguladores das flutuações populacionais pode auxiliar no monitoramento da biota de um ecossistema, pois a presença de sincronia aumenta o risco de extinção. Desta maneira, avaliamos os padrões espaciais e temporais das populações pertencentes à comunidade zooplanctônica ao longo de dois anos de monitoramento das fases de implantação de um reservatório tropical. As amostras foram em maioria coletadas bimestralmente entre abril/2008 e junho/2010. Padrões de sincronia foram encontrados ao longo do tempo de coleta para as densidades dos taxa e grupos do zooplâncton e para as variáveis ambientais. Os valores de sincronia dos grupos zooplanctônicos foram baixos e apresentaram redução visual após a formação do reservatório para todos os grupos zooplanctônicos. Em alguns casos, as flutuações das densidades chegaram a ser assíncronas após a formação do reservatório. O efeito Moran e a dispersão não apresentaram ação sincrônica nas flutuações populacionais. Em vista disto e dos vários níveis baixos de sincronia, sugere-se que há atuação de fatores locais regulando a comunidade zooplanctônica do reservatório Serra do Facão. Estes níveis baixos de sincronia evidenciam que as áreas estudadas da região do reservatório apresentam uma comunidade zooplanctônica dissimilar, o que sugere aumentar a área monitorada no reservatório no caso dos grupos assíncronos, ou manter no mínimo a extensão espacial atual no caso dos grupos sincrônicos.

**Palavras-chave:** Sincronia, Efeito Moran, Dispersão, Zooplâncton, Reservatório hidrelétrico.

## INTRODUÇÃO

Flutuações das densidades populacionais de determinada espécie são comuns dentro de uma área (Koenig 1999). Porém, esta flutuação pode corresponder a uma combinação de fatores denso-dependentes e denso-independentes gerando uma sincronia destes fatores com a densidade populacional (Ranta et al. 1995). A sincronia também pode ser descrita como uma covariância de um fator nas flutuações da densidade populacional (Bjørnstad et al. 1999a) e pode ser medida pela correlação na densidade ou mudanças na mesma (Bjørnstad et al. 1999b; Koenig 1999). Já foi registrado que a sincronia ocorre em diferentes regiões (Rusak et al. 1999; Post & Forchhammer 2004; Caliman et al. 2010) e diferentes ecossistemas (Ims & Andreassem 2000; Lansac-Tôha et al. 2008; Takahashi et al. 2008). Além disto, os padrões sincrônicos já foram observados para diferentes grupos de organismos como em mamíferos (Shanker & Sukumar 1999; Ims & Andreassem 2000; Haydon et al. 2001; Post & Forchhammer 2004; Hansen et al. 2013), aves (Koenig 1998; Cattatori et al. 1999; Descamps et al. 2013; Cohen & Saitoh 2016), répteis (Greenville et al. 2016), anfíbios (Trenham et al. 2003; Petranka et al. 2004); peixes (Tedesco et al. 2004; Chevalier et al. 2015), insetos (Hanski & Woiwod 1993 ; Peltonen et al. 2002; Haynes et al. 2013), plantas (Poulin et al. 1999; Koenig & Knops 2013), organismos planctônicos (Rusak et al. 1999; Arnott et al. 2003; Lansac-Tôha et al. 2008; Rusak et al. 2008; Pandit et al. 2013; Seebens et al. 2013; Lodi et al. 2014) e até em protistas (Holyoak & Lawler 1996).

Atualmente, este padrão de sincronia pode ser decorrente de três mecanismos, sendo os dois primeiros considerados fatores intrínsecos à dinâmica populacional e o último mecanismo, o Efeito Moran, é considerado um efeito extrínseco à esta dinâmica populacional (Ranta et al. 1999; Leibhold et al. 2004). O primeiro envolve as interações inter e intra específicas diretas ou indiretas (Jansen 2001; Li et al. 2005; Goldwyn & Hastings 2008). Estes processos de interações tróficas podem dar origem a sincronias locais nas populações afetadas (presas ou hospedeiras) pelas populações atuantes (predadores ou parasitas), pois possuem efeito nas taxas de crescimento entre si, ou sincronias amplas no caso de interações com predadores nômades (Ims & Andreassem 2000).

O segundo mecanismo está relacionado com a dispersão entre as populações (Bjørnstad et al. 1999a; Liebhold et al. 2004). A distância geográfica entre áreas pode gerar níveis de sincronia espacial variáveis dependentes da capacidade de dispersão das populações (Ranta et al. 1997). O padrão do efeito da dispersão mais encontrado é que sincronia populacional tende a aumentar entre locais mais próximos e a diminuir entre locais mais distantes (Hanski & Woiwod 1993; Ranta et al. 1995; Heino et al. 1997; Bjørnstad et al. 1999a; Liebhold et al. 2004; Lansac-Tôha et al. 2008; Seebens et al. 2013). Contudo, em estudo teórico, foi encontrado que a sincronia de populações migratórias pode depender do nível das taxas de dispersão, da interação com outras espécies e, além disso, as alterações na distância efetiva entre locais impactam todas as espécies que interagem em um local (Koelle & Vandermeer 2005).

O último mecanismo relaciona-se com efeitos estocásticos ambientais, efeito Moran (Moran, 1953; Hudson and Cattadori 1999; Goldwyn & Hastings 2011). O efeito Moran descreve como os fatores denso-independentes, os quais estão correlacionados através de extensas regiões, podem sincronizar as flutuações das populações isoladas ou distantes espacialmente (Moran 1953; Hudson and Cattadori, 1999). A ideia central é que as populações locais, que partilham a mesma estrutura dependente da densidade, serão sincronizadas se os eventos estocásticos ambientais forem amplos. Estes eventos ambientais podem ser medidos por influências diretas, como variáveis climáticas, e/ou indiretas, como variáveis ambientais afetadas pelo clima (Liebhold et al. 2004).

A escala em que as influências nas flutuações populacionais acontecem pode ser diferente. Quando se obtém altos valores de sincronia entre os locais, há predominância de fatores da escala regional sincronizando as flutuações populacionais (Kratz et al. 1987). Já quando se obtém valores baixos de sincronia entre locais, há predominância de fatores da escala local (Rusak et al. 1999; Liebhold et al. 2004). Contudo, surge a dificuldade de determinação individualizada, principalmente, do efeito sincronizador da dispersão e do ambiente sobre as flutuações populacionais quando a sincronia ambiental apresenta relação negativa com a distância geográfica (Ranta et al. 1998; Kendall et al. 2000). Esta relação negativa pode ser resultante da interferência da heterogeneidade espacial, pois sabe-se que heterogeneidade espacial reduz o efeito da sincronia ambiental (Magnuson et al. 1990; Engen et al. 2005; Saether et al. 2007) e até da sincronia populacional (Ranta et al. 1999; Engen & Saether 2005).

Em vista disso, as análises do padrão de autocorrelação das variáveis ambientais precisam ser levadas em consideração e com cuidado (Ranta et al. 1999; Koenig 2002). Geralmente, atribui-se a presença de sincronia populacional entre os locais ao efeito Moran ou às interações tróficas quando não há efeito da dispersão (Grenfell et al. 1998; Hudson & Cattadori, 1999).

A distinção entre os fatores reguladores das sincronias populacionais é extremamente importante, pois já foi verificado que os valores de sincronia apresentam correlação positiva com a probabilidade de extinção global (Heino et al. 1997). A ausência de sincronia populacional (assincronia) reduz a probabilidade de extinção global, ou seja, o risco de extinção é maior na presença de uma flutuação populacional sincrônica do que em populações assíncronas (Heino et al. 1997; Hudson & Cattadori 1999; Earn et al. 2000). Caso a sincronia ocorra na ausência do efeito de dispersão, como quando o efeito Moran é dominante, o risco de extinção local tende a aumentar (Koelle & Vandermeer 2005), pois não ocorrerá recolonização de áreas (Hudson & Cattadori 1999). Porém, Engen et al. (2002) encontraram que mesmo em baixas taxas de dispersão, a sincronia populacional entre locais pode ocorrer, o que conseqüentemente gera um aumento do risco de extinção. Além disso, se essas populações pouco conectadas pela dispersão apresentarem uma perturbação local (ou evento estocástico local), o risco de extinção populacional global pode ser diminuído (Allen et al. 1993). Allen et al. (1993) e Heino et al. (1997) sugerem que a presença de um alterador de ambiente (distúrbio) que varia localmente irá causar eventos de extinção mais frequentes localmente e, conseqüentemente, levará a assincronia entre estes locais. Assim, o distúrbio pode apresentar um efeito dessincronizador sobre as flutuações populacionais.

Esse distúrbio pode ser corresponde a qualquer evento discreto no espaço e no tempo que perturba as estruturas do ecossistema, de comunidades e de populações e até mesmo altera os recursos, a disponibilidade de substratos e o ambiente físico (White & Pickett 1985). Sommer et al. (1993) ressaltam que o distúrbio também integra mudanças contínuas como flutuações na disponibilidade de recursos e atuação anual cíclica de fatores ambientais e de recursos.

Os reservatórios são conhecidos como alteradores de ambiente, pois transformam todas as condições ambientais lóxicas de um rio em condições lênticas de

lago (Tundisi et al. 1995). Além disso, há a distribuição das condições ambientais ao longo do eixo longitudinal, a qual está associada ao fluxo unidirecional da água (sentido rio para barragem), gerando uma alta heterogeneidade espacial na abrangência do reservatório (Ford 1990; Tundisi et al. 1993). Estas características fazem dos reservatórios ambientes propícios aos estudos de sincronia populacional.

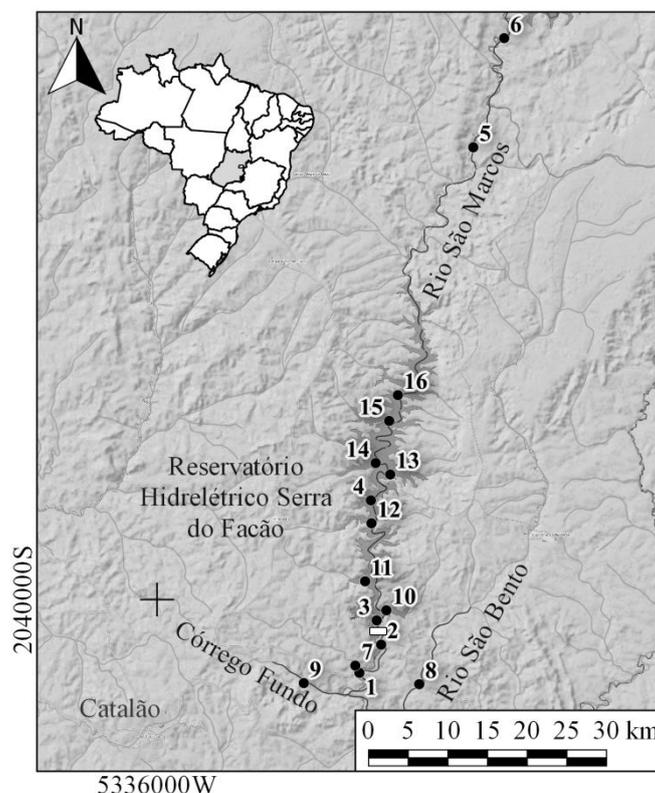
Desta forma, no presente trabalho examinamos os padrões espaciais e temporais das populações pertencentes à comunidade zooplanctônica (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) ao longo de dois anos em um reservatório hidrelétrico tropical, incluindo fases antes e após a implantação da barragem do reservatório. Os nossos principais questionamentos foram: (i) existe sincronia das flutuações populacionais dos grupos zooplanctônicos antes e após a implantação da barragem do reservatório? Se sim, a sincronia apresentará valores maiores após a formação do reservatório em vista do processo de transporte tender a aumentar a conectividade entre populações, o que homogeniza a comunidade do zooplâncton espacialmente; (ii) na existência de sincronia populacional, qual mecanismo (efeito Moran ou dispersão) será o predominante na regulação dessas flutuações populacionais? Acreditamos que a dispersão será o efeito sincronizador predominante em vista dos locais amostrados pertencerem a um único sistema.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **1. Área de Estudo**

O estudo foi realizado na região do reservatório da Usina Hidrelétrica Serra do Facão, Goiás, Brasil (Figura 1). O reservatório está localizado no rio São Marcos, pertencente à bacia do rio do Prata (18° 04' S 47° 40' W), e atinge cinco municípios no estado de Goiás: Catalão, Campo Alegre de Goiás, Davinópolis, Ipameri e Cristalina; e o município de Paracatu, no estado de Minas Gerais (Martins-Filho et al. 2009; Gomes 2014). A bacia hidrográfica do rio São Marcos possui aproximadamente 12.150,350 km<sup>2</sup> de área, das quais 232,370 km<sup>2</sup> abrangem a área máxima utilizada pelo reservatório (Martins-Filho et al. 2009). A construção do reservatório iniciou em março/2007 com o enchimento iniciando em novembro/2009 e a operação da primeira unidade em julho/2010 (Martins-Filho et al. 2009). A área região influenciada é

constituente do Bioma Cerrado e seu clima é classificado como tropical sazonal (Aw de Köppen) com estações bem definidas, chuva (setembro a abril) e seca (maio a agosto) (Ribeiro & Walter 2008).



**Figura 1.** Localização do reservatório hidrelétrico Serra do Facão com os respectivos pontos de amostragem (pontos pretos). O retângulo branco é a localização da barragem do rio São Marcos, Goiás, Brasil.

## 2. Coleta e Análise das amostras

Um total de 237 amostras foi coletado ao longo de 15 campanhas iniciando em abril/2008 e terminando em junho/2010. O intervalo entre a maioria das coletas foi bimestral. Quinze unidades amostrais em abril de 2008, e 16 unidades amostrais de junho/2008 até junho/2010. As amostras da comunidade zooplancônica foram coletadas através da filtragem de 1000L de água por uma rede de plâncton com abertura de malha de 68  $\mu$ m. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 4% tamponada com carbonato de cálcio.

A identificação e cálculos de densidade foram obtidas, onde as amostras foram concentradas em um volume de 150 ml com auxílio da pipeta Hensen-Stempel e contadas na câmara de Sedgewick-Rafter a partir de 5 sub-amostras (7,5 ml). A

densidade final foi expressa em indivíduos/m<sup>3</sup>. As análises qualitativas foram conduzidas através de novas sub-amostras, em cada amostra, realizadas até que nenhuma nova espécie fosse registrada. A identificação das espécies foi realizada com auxílio da bibliografia básica a seguir: Alves et al. (2007), Deflandre (1928, 1929), Gauthier-Lièvre & Thomas (1958, 1960), Vucetich (1973), Koste (1978), Reid (1985), Segers (1995), Velho & Lansac-Tôha (1996), Velho et al. (1996), Elmoor-Loureiro (1997) e Souza (2008).

As amostras limnológicas para parâmetros físico-químicos foram coletadas na subsuperfície a 20 cm da lâmina d'água e acondicionadas em recipientes refrigerados. Vinte e uma variáveis limnológicas foram mensuradas: alcalinidade, clorofila-*a*, coliformes totais, coliformes fecais (termotolerantes), condutividade elétrica, DBO, DQO, frações de fósforo (total, orto-fosfato), material em suspensão total, material orgânico em suspensão, material inorgânico em suspensão, nitrogênio total Kjeldahl, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais dissolvidos, temperatura, turbidez (Tabela 1 - APHA 2005; Golterman et al. 1978; Mackereth et al. 1978; Wetzel & Linkens 2000).

**Tabela 1.** Métodos de mensuração utilizados para as análises das variáveis ambientais limnológicas.

<b>Variáveis ambientais limnológicas</b>	<b>Método de mensuração</b>
pH	pHmetro portátil WTW 315
Condutividade elétrica	Condutímetro digital Hach
Oxigênio Dissolvido (OD)	sonda YSI 550A
Temperatura da água	sonda YSI 550A
Turbidez	Turbidímetro digital Hach
Alcalinidade	Titulação a base de ácido sulfúrico Standard Methods, APHA 2005
Material em suspensão total (MST)	Gravimetria Wetzel & Linkens 2000
Material em suspensão orgânico (MO)	Gravimetria Wetzel & Linkens 2000
Material em suspensão inorgânico (MI)	Gravimetria Wetzel & Linkens 2000
Clorofila- <i>a</i>	Espectrofotômetro Golterman et al. 1978
Sólidos totais dissolvidos (STD)	Gravimetria Wetzel e Linkens, 2000

<b>Variáveis ambientais limnológicas</b>	<b>Método de mensuração</b>
Fósforo total	Espectrofotômetro Golterman et al. 1978
Ortofosfato	Espectrofotômetro Golterman et al. 1978
Nitrogênio total - Kjeldahl	Método Kjeldahl Mackereth et al. 1978
Nitrato	Método de redução por cádmio 4500-NO <sub>3</sub> -E Standard Methods, APHA 2005
Nitrito	Método colorimétrico 4500-NO <sub>2</sub> -B Standard Methods, APHA 2005
Nitrogênio amoniacal	Método Fenol 4500-NH <sub>3</sub> F Standard Methods, APHA 2005
DBO	Consumo de Oxigênio em amostras incubadas a temperatura constante Standard Methods, APHA 2005
DQO	Método de refluxo fechado com Dicromato 522B Standard Methods, APHA 2005
Coliformes Fecais	Método de fermentação de tubos múltiplos Standard Methods, APHA 2005
Coliformes Totais	Método de fermentação de tubos múltiplos Standard Methods, APHA 2005

### 3. Análise de dados

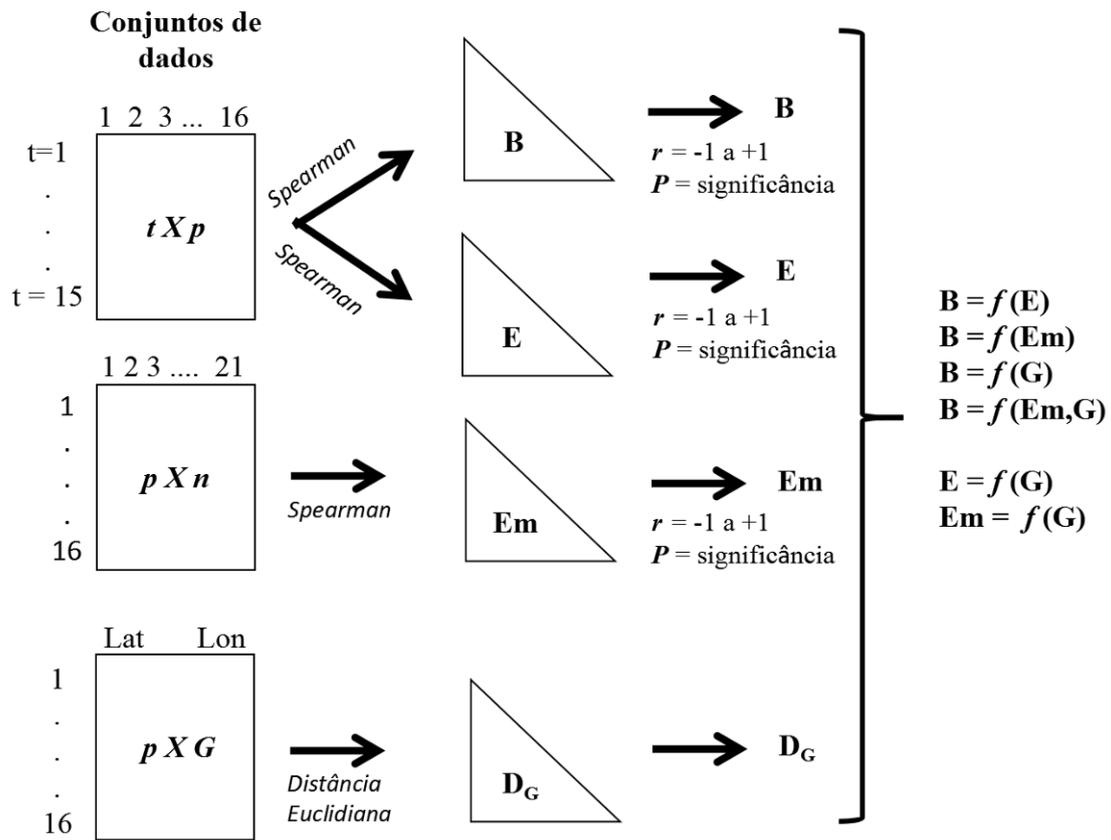
Os dados biológicos deste trabalho foram transformados para a escala logarítmica (x+1) para minimizar os efeitos dos valores extremos. Os dados biológicos foram classificados em taxa a nível de espécie e grupos zooplancônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas) para posteriores análises estatísticas. Quando não possível o refinamento a nível de espécies, os dados biológicos foram classificados à nível de gênero ou família. As formas lavais e juvenis foram consideradas como entidades taxonômicas.

A fim de evitar inconsistências decorrentes da quantidade de zeros nas análises de sincronia quando toda a série temporal foi analisada, utilizou-se os taxa que ocorreram em mais de 25 % das amostragens para os taxa de copéodes, rotíferos e tecamebas e em 20% das amostragens para cladóceros, em vista da baixa frequência de cladóceros ao longo das unidades amostrais. Já para as análises que compreendem as séries temporais antes e depois da implantação da barragem (barramento), optou-se

por utilizar os taxa que ocorreram em mais de 25 % das amostragens para os taxa entre cladóceros, copépodes, rotíferos e tecamebas.

Para estimar uma matriz de sincronia biológica (B), foram realizadas correlações de Spearman com os dados de densidade entre os pares dos locais na série temporal de cada taxa e grupo representando a força da relação dos dados mensurados ao longo do tempo (Figura 2; Buonaccorsi et al. 2001). Para estimar o nível da sincronia biológica do reservatório, ou seja, a sincronia média foi realizada a soma dos elementos fora da diagonal da matriz de sincronia B. Esta soma foi dividida pelo número de elementos somados para cada taxa, e a sua significância foi determinada através de 9999 randomizações de Monte Carlo (Bjørnstad et al. 1999b). Já para estimar o nível de sincronia ambiental do reservatório, foi construída uma matriz de sincronia ambiental (E) com base na correlação de Spearman dos dados ambientais entre os pares dos locais na série temporal de cada variável e, posteriormente, realizada a média dos elementos fora da diagonal da matriz de sincronia de cada variável. Para avaliar se a matriz E era significativamente correlacionada com as distâncias geográficas, foi construída uma matriz de distância geográfica (G) utilizando a distância Euclidiana entre os pares dos locais amostrados com base nas coordenadas geográficas (graus decimais) e, posteriormente, utilizou-se o teste de Mantel com 9999 randomizações de Monte Carlo (Legendre and Legendre 2012) para correlações matriciais entre E e G.

Para avaliar se os valores de sincronia biológica estão relacionados com as distâncias geográficas ou com os níveis de sincronia ambiental, foram feitas correlações matriciais de B com G, e B com E (Teste de Mantel com 9999 randomizações de Monte Carlo). Para avaliar a influência dos fatores que potencialmente sincronizam os grupos do zooplâncton (B), foi realizado uma análise de regressão múltipla com matrizes de distância (MRMs, Lichstein 2007; Haynes et al. 2013; Lopes 2015) em função das distâncias geográficas (G) e das médias das variáveis ambientais (Em). Estas relações entre matrizes B, E e G foram feitas para antes e depois da implantação da barragem do reservatório tentando visualizar uma possível influência da implantação da barragem sobre os valores de sincronia. Todas as análises foram realizadas usando os pacotes *synchrony* (Gouhier 2013), *ecodist* (Goslee & Urban 2013) e *vegan* (Oksanen et al. 2013) do software estatístico R versão 3.3.2 (R Core Team 2016).



**Figura 2.** Representação esquemática das análises realizadas nos conjuntos de dados de densidade do zooplâncton, das variáveis ambientais e das coordenadas geográficas dos pontos amostrados. t = número de períodos de amostragem; p = número de pontos de coleta; n = número da variável ambiental; G = dados geográficos; D = Matriz de distância; Lat = Latitude; Lon = Longitude; B = Sincronia biológica de cada taxa e grupo; E = Sincronia ambiental de cada variável; Em = Sincronia ambiental dos valores médios das variáveis por campanha.

## RESULTADOS

### *Ambiente*

As variáveis ambientais diferiram entre as épocas de amostragem, fase de antes e após a formação do reservatório e, principalmente, ao longo do espaço (Tabela 2). Em geral, as concentrações de oxigênio dissolvido, fósforo total, ortofosfato, coliformes fecais, sólidos totais dissolvidos, turbidez, material inorgânico em suspensão e nitrato diminuíram depois da formação do reservatório nos pontos à montante mais próximos da barragem. A demanda química de oxigênio, a biomassa de fitoplâncton (clorofila-*a*), o material orgânico em suspensão e o nitrogênio amoniacal aumentaram depois da formação do reservatório nos pontos referentes ao lago. Vale ressaltar para os pontos 1 e 2, localizados à jusante do reservatório, que o nitrogênio total, o nitrato, o nitrogênio amoniacal, material orgânico em suspensão, fósforo total, ortofosfato, condutividade e alcalinidade sofreram um aumento em suas concentrações depois da formação do reservatório.

**Tabela 2.** Variáveis ambientais limnológicas (média  $\pm$  desvio padrão) antes e depois do barramento do rio São Marcos. Os valores estão relacionados aos pontos amostrados e à posição que os pontos apresentaram depois da formação do reservatório. Jusante-rio = ponto à jusante da barragem no rio São Marcos. Jusante-Afluente = ponto à jusante da barragem localizado em afluente do rio São Marcos. Lago = Ponto à montante da barragem que ficou da região do lago do reservatório. Montante-Rio = ponto à montante da barragem na região que permaneceu fluvial.

Pontos	Posição após a implantação da barragem	Temperatura da água (°C)		pH		Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )		Alcalinidade ( $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	
		Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
1	Jusante-Rio	22,59 $\pm$ 7,41	25,92 $\pm$ 0,82	6,73 $\pm$ 2,20	6,82 $\pm$ 0,45	18,78 $\pm$ 13,57	29,89 $\pm$ 12,34	8,80 $\pm$ 5,57	13,20 $\pm$ 3,70	7,02 $\pm$ 2,55	7,18 $\pm$ 0,66
2	Jusante-Rio	24,07 $\pm$ 11,83	26,40 $\pm$ 0,63	6,32 $\pm$ 2,71	6,47 $\pm$ 0,35	21,10 $\pm$ 16,17	32,87 $\pm$ 13,13	5,88 $\pm$ 3,06	12,80 $\pm$ 3,83	6,98 $\pm$ 3,16	7,42 $\pm$ 0,89
3	Lago	22,98 $\pm$ 1,87	27,76 $\pm$ 0,98	6,67 $\pm$ 0,36	6,50 $\pm$ 0,43	22,59 $\pm$ 24,64	20,88 $\pm$ 4,77	10,75 $\pm$ 6,00	10,00 $\pm$ 1,00	6,62 $\pm$ 1,03	4,76 $\pm$ 1,95
4	Lago	22,58 $\pm$ 2,17	27,67 $\pm$ 2,20	6,73 $\pm$ 0,80	6,50 $\pm$ 0,64	25,28 $\pm$ 24,97	14,04 $\pm$ 6,08	7,70 $\pm$ 4,37	7,80 $\pm$ 2,39	6,81 $\pm$ 1,47	4,76 $\pm$ 1,15
5	Montante -Rio	23,12 $\pm$ 2,23	24,82 $\pm$ 2,96	6,60 $\pm$ 0,89	6,88 $\pm$ 0,63	22,60 $\pm$ 18,02	10,66 $\pm$ 7,37	6,80 $\pm$ 4,02	5,20 $\pm$ 0,84	10,58 $\pm$ 14,65	6,14 $\pm$ 1,24
6	Montante -Rio	22,81 $\pm$ 2,11	24,95 $\pm$ 1,46	6,74 $\pm$ 2,21	7,18 $\pm$ 0,78	18,21 $\pm$ 27,23	14,56 $\pm$ 8,56	6,50 $\pm$ 3,50	5,80 $\pm$ 2,59	6,66 $\pm$ 1,76	7,04 $\pm$ 1,39
7	Jusante-Afluente	21,08 $\pm$ 3,87	25,16 $\pm$ 0,92	6,79 $\pm$ 0,50	7,20 $\pm$ 0,37	47,17 $\pm$ 9,15	39,68 $\pm$ 6,71	17,50 $\pm$ 9,52	18,20 $\pm$ 3,70	7,88 $\pm$ 0,73	7,48 $\pm$ 0,86
8	Jusante-Afluente	21,90 $\pm$ 7,38	24,40 $\pm$ 2,13	6,59 $\pm$ 2,14	7,22 $\pm$ 0,31	35,87 $\pm$ 29,39	14,12 $\pm$ 8,28	9,78 $\pm$ 8,94	6,40 $\pm$ 1,82	7,85 $\pm$ 2,56	7,58 $\pm$ 0,68
9	Jusante-Afluente	22,60 $\pm$ 2,12	26,66 $\pm$ 1,78	7,52 $\pm$ 0,38	7,44 $\pm$ 0,56	194,72 $\pm$ 57,53	206,4 $\pm$ 28,32	50,80 $\pm$ 36,13	81,80 $\pm$ 6,14	7,49 $\pm$ 1,16	7,24 $\pm$ 1,22
10	Lago	22,48 $\pm$ 3,26	27,62 $\pm$ 0,82	7,23 $\pm$ 0,45	6,94 $\pm$ 0,34	58,54 $\pm$ 30,12	21,70 $\pm$ 5,33	20,20 $\pm$ 14,94	11,00 $\pm$ 0,71	7,11 $\pm$ 1,39	4,40 $\pm$ 2,17
11	Lago	20,26 $\pm$ 8,85	27,40 $\pm$ 0,86	6,95 $\pm$ 2,97	6,64 $\pm$ 0,29	34,46 $\pm$ 19,58	21,90 $\pm$ 4,62	19,63 $\pm$ 10,69	10,20 $\pm$ 1,64	7,90 $\pm$ 3,38	4,42 $\pm$ 2,43
12	Lago	20,12 $\pm$ 7,47	28,06 $\pm$ 1,64	6,77 $\pm$ 0,65	6,60 $\pm$ 0,32	66,60 $\pm$ 32,13	16,36 $\pm$ 6,20	20,50 $\pm$ 12,91	8,40 $\pm$ 1,82	7,11 $\pm$ 0,94	3,80 $\pm$ 1,58
13	Lago	21,20 $\pm$ 3,17	27,45 $\pm$ 2,19	7,22 $\pm$ 0,26	6,61 $\pm$ 0,40	57,57 $\pm$ 9,22	11,60 $\pm$ 5,73	24,70 $\pm$ 15,19	7,20 $\pm$ 1,92	7,64 $\pm$ 0,99	5,70 $\pm$ 1,07
14	Lago	20,82 $\pm$ 3,97	27,02 $\pm$ 2,32	6,97 $\pm$ 0,76	6,51 $\pm$ 0,64	45,74 $\pm$ 12,41	13,5 $\pm$ 6,10	19,60 $\pm$ 11,89	7,40 $\pm$ 1,95	7,05 $\pm$ 0,83	5,70 $\pm$ 1,27
15	Lago	21,93 $\pm$ 3,36	26,61 $\pm$ 2,80	6,72 $\pm$ 0,54	6,72 $\pm$ 0,40	33,94 $\pm$ 14,58	19,14 $\pm$ 8,94	18,50 $\pm$ 12,20	10,00 $\pm$ 4,69	6,45 $\pm$ 0,99	5,42 $\pm$ 1,65
16	Lago	23,09 $\pm$ 2,24	25,88 $\pm$ 1,57	6,76 $\pm$ 1,02	6,79 $\pm$ 0,55	29,22 $\pm$ 34,63	14,34 $\pm$ 8,90	7,40 $\pm$ 3,34	6,40 $\pm$ 2,30	6,68 $\pm$ 1,14	5,56 $\pm$ 1,80

Continuação Tabela 2

Pontos	Posição após a implantação da barragem	STD (mg.l <sup>-1</sup> )		Turbidez (NTU)		MST (mg.l <sup>-1</sup> )		MO (mg.l <sup>-1</sup> )		MI (mg.l <sup>-1</sup> )	
		Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
1	Jusante-Rio	12,89 ± 12,33	12,19 ± 8,41	14,58 ± 12,24	25,55 ± 12,82	20,58 ± 29,28	30,55 ± 43,81	3,11 ± 2,55	5,00 ± 3,39	17,47 ± 27,03	6,00 ± 3,70
2	Jusante-Rio	15,39 ± 17,06	13,57 ± 9,59	23,91 ± 25,82	26,71 ± 12,14	26,66 ± 30,57	26,28 ± 22,30	4,35 ± 3,96	10,25 ± 10,35	22,31 ± 26,77	7,25 ± 8,58
3	Lago	13,52 ± 10,79	8,29 ± 3,53	15,50 ± 17,40	4,13 ± 2,68	16,43 ± 15,91	15,30 ± 13,52	2,71 ± 2,20	4,75 ± 3,96	13,72 ± 14,01	4,75 ± 2,39
4	Lago	19,31 ± 34,25	5,72 ± 3,06	10,25 ± 7,17	6,99 ± 11,20	13,45 ± 9,94	16,28 ± 13,04	2,38 ± 1,76	6,00 ± 3,03	11,07 ± 10,21	5,00 ± 5,79
5	Montante -Rio	21,11 ± 25,24	4,80 ± 4,44	18,18 ± 20,10	40,15 ± 54,99	15,87 ± 18,47	65,60 ± 93,85	2,56 ± 3,11	9,25 ± 6,84	13,31 ± 18,68	15,25 ± 15,69
6	Montante -Rio	12,61 ± 18,22	4,88 ± 4,77	31,99 ± 41,01	32,85 ± 41,01	28,16 ± 34,86	40,10 ± 64,21	2,73 ± 3,19	3,00 ± 2,41	25,43 ± 33,13	8,50 ± 6,61
7	Jusante-Afluente	40,64 ± 28,41	18,01 ± 5,39	14,26 ± 12,93	83,72 ± 143,95	11,04 ± 12,03	66,67 ± 114,11	2,48 ± 1,95	5,25 ± 5,26	8,56 ± 11,48	10,50 ± 7,27
8	Jusante-Afluente	29,33 ± 31,02	6,80 ± 7,16	4,97 ± 2,60	48,52 ± 62,77	8,03 ± 7,27	54,78 ± 60,18	2,33 ± 1,65	12,25 ± 8,58	5,70 ± 5,69	19,75 ± 29,82
9	Jusante-Afluente	116,46 ± 60,52	97,24 ± 17,56	17,09 ± 28,24	22,46 ± 29,55	12,04 ± 18,37	29,38 ± 40,05	1,95 ± 1,62	5,75 ± 9,18	10,09 ± 18,98	6,25 ± 7,38
10	Lago	41,32 ± 27,29	10,35 ± 6,62	17,24 ± 17,08	4,00 ± 2,74	15,45 ± 8,82	15,78 ± 14,59	1,39 ± 1,11	9,00 ± 10,64	14,06 ± 8,33	5,50 ± 6,07
11	Lago	29,87 ± 18,02	9,38 ± 3,49	11,32 ± 8,90	3,94 ± 2,27	5,78 ± 4,16	12,48 ± 10,13	1,69 ± 1,00	5,50 ± 6,58	4,23 ± 3,30	3,25 ± 3,13
12	Lago	42,67 ± 34,00	6,26 ± 1,10	6,51 ± 5,79	8,22 ± 11,98	5,86 ± 9,35	23,52 ± 19,66	1,62 ± 3,88	12,75 ± 12,70	4,24 ± 5,91	7,25 ± 7,50
13	Lago	37,35 ± 17,08	4,28 ± 1,58	8,14 ± 18,24	4,59 ± 7,06	26,70 ± 68,40	13,80 ± 15,06	1,54 ± 2,11	5,00 ± 5,10	25,16 ± 68,92	2,75 ± 2,95
14	Lago	26,93 ± 12,13	4,80 ± 1,10	17,36 ± 19,53	4,57 ± 6,56	19,36 ± 22,80	10,43 ± 10,75	1,87 ± 1,40	4,50 ± 4,83	17,49 ± 22,63	1,75 ± 1,67
15	Lago	29,13 ± 19,82	5,91 ± 1,73	9,35 ± 10,76	12,82 ± 24,42	5,19 ± 6,65	15,11 ± 24,12	0,92 ± 0,77	2,75 ± 2,39	4,31 ± 6,05	1,75 ± 2,61
16	Lago	10,94 ± 10,81	5,27 ± 4,36	18,11 ± 20,45	4,30 ± 4,25	16,57 ± 24,80	27,60 ± 40,21	2,7 ± 2,90	8,25 ± 12,03	13,87 ± 25,31	2,25 ± 2,05

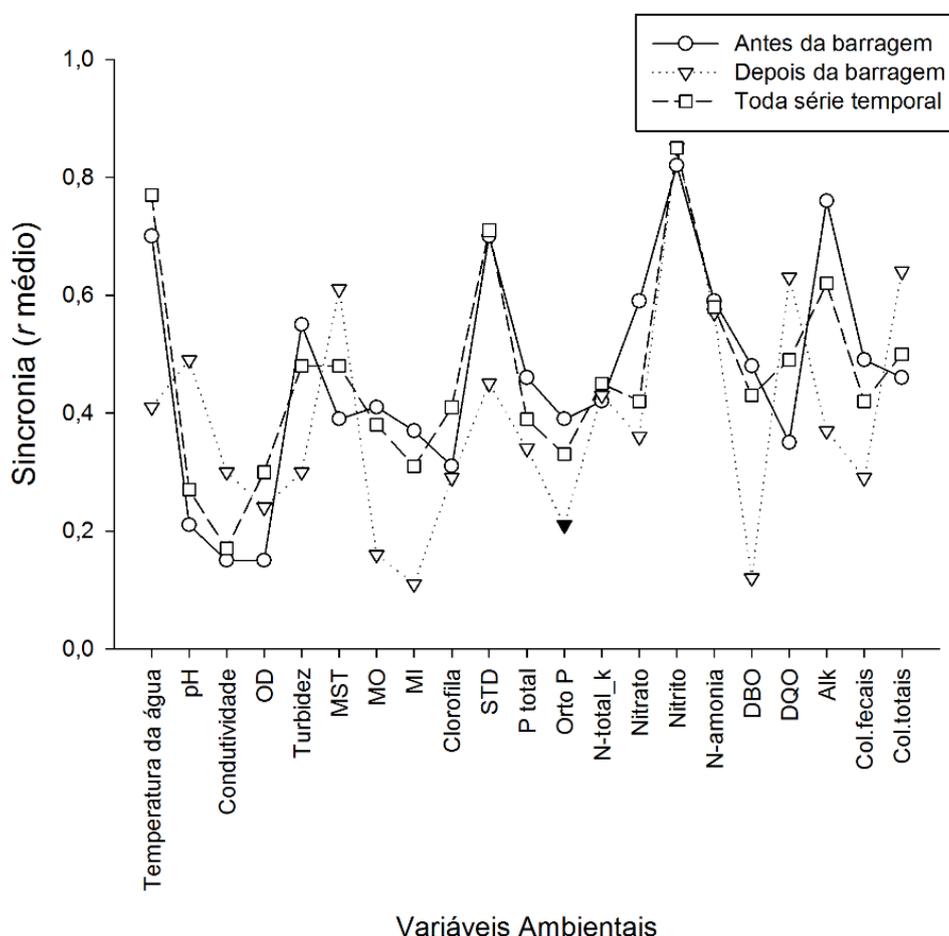
**Continuação Tabela 2**

Pontos	Posição após a implantação da barragem	DQO (mg.l <sup>-1</sup> )		Fósforo Total (µg.l <sup>-1</sup> )		Ortofosfato (µg.l <sup>-1</sup> )		Nitrogênio Total Kjeldahl (µg.l <sup>-1</sup> )		Clorofila (mg.l <sup>-1</sup> )	
		Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
1	Jusante-Rio	10,98 ± 10,53	16,20 ± 23,32	0,021 ± 0,018	0,040 ± 0,013	0,004 ± 0,003	0,029 ± 0,020	0,393 ± 0,314	0,716 ± 0,345	0,86 ± 1,16	7,74 ± 16,14
2	Jusante-Rio	5,60 ± 4,14	18,40 ± 18,12	0,022 ± 0,025	0,044 ± 0,016	0,003 ± 0,002	0,035 ± 0,023	0,293 ± 0,187	0,806 ± 0,457	1,21 ± 1,20	2,00 ± 2,48
3	Lago	18,86 ± 24,25	16,60 ± 24,05	0,019 ± 0,017	0,009 ± 0,009	0,003 ± 0,002	0,001 ± 0,000	0,379 ± 0,255	0,378 ± 0,095	1,16 ± 0,96	4,25 ± 3,02
4	Lago	8,82 ± 11,93	12,34 ± 11,54	0,014 ± 0,010	0,005 ± 0,008	0,005 ± 0,006	0,001 ± 0,000	0,308 ± 0,156	0,382 ± 0,181	1,63 ± 1,79	3,57 ± 2,97
5	Montante -Rio	13,98 ± 13,24	13,40 ± 5,50	0,020 ± 0,018	0,027 ± 0,049	0,004 ± 0,003	0,001 ± 0,001	0,368 ± 0,228	0,314 ± 0,083	1,03 ± 1,82	1,23 ± 0,74
6	Montante -Rio	12,24 ± 10,59	24,60 ± 20,38	0,032 ± 0,036	0,029 ± 0,041	0,009 ± 0,012	0,002 ± 0,002	0,373 ± 0,201	0,322 ± 0,063	0,59 ± 0,96	5,95 ± 8,99
7	Jusante-Afluente	9,07 ± 12,65	13,80 ± 8,32	0,022 ± 0,014	0,061 ± 0,107	0,004 ± 0,003	0,001 ± 0,001	0,245 ± 0,176	0,438 ± 0,249	1,80 ± 1,38	11,38 ± 15,04
8	Jusante-Afluente	11,05 ± 8,80	16,40 ± 19,98	0,007 ± 0,005	0,028 ± 0,038	0,002 ± 0,001	0,011 ± 0,018	0,282 ± 0,383	0,390 ± 0,162	1,73 ± 2,65	1,54 ± 1,63
9	Jusante-Afluente	8,28 ± 7,29	11,75 ± 14,54	0,128 ± 0,071	0,202 ± 0,111	0,082 ± 0,054	0,136 ± 0,065	0,279 ± 0,221	0,342 ± 0,130	1,76 ± 2,24	0,76 ± 0,91
10	Lago	13,79 ± 14,54	15,20 ± 16,19	0,021 ± 0,015	0,011 ± 0,012	0,007 ± 0,010	0,001 ± 0,000	0,347 ± 0,175	0,322 ± 0,058	0,93 ± 0,96	3,19 ± 1,51
11	Lago	12,20 ± 11,02	19,60 ± 20,72	0,016 ± 0,011	0,010 ± 0,010	0,004 ± 0,002	0,001 ± 0,000	0,414 ± 0,323	0,302 ± 0,068	0,89 ± 1,34	4,34 ± 1,71
12	Lago	13,60 ± 15,17	17,50 ± 25,21	0,013 ± 0,07	0,015 ± 0,025	0,003 ± 0,002	0,001 ± 0,000	0,307 ± 0,234	0,388 ± 0,173	1,26 ± 3,14	3,52 ± 2,75
13	Lago	10,49 ± 12,80	19,00 ± 22,67	0,018 ± 0,020	0,005 ± 0,009	0,005 ± 0,003	0,001 ± 0,000	0,194 ± 0,132	0,386 ± 0,108	2,24 ± 4,29	1,93 ± 0,93
14	Lago	7,03 ± 5,70	29,40 ± 26,35	0,026 ± 0,033	0,004 ± 0,007	0,004 ± 0,002	0,001 ± 0,000	0,411 ± 0,404	0,270 ± 0,067	0,61 ± 0,77	1,47 ± 1,48
15	Lago	5,45 ± 4,26	13,00 ± 16,34	0,019 ± 0,012	0,017 ± 0,021	0,005 ± 0,004	0,001 ± 0,001	0,309 ± 0,229	0,362 ± 0,139	0,71 ± 1,25	2,78 ± 1,62
16	Lago	11,61 ± 11,78	14,60 ± 9,24	0,021 ± 0,017	0,019 ± 0,024	0,005 ± 0,004	0,001 ± 0,000	0,336 ± 0,219	0,386 ± 0,163	0,95 ± 2,08	3,49 ± 4,94

Continuação Tabela 2

Pontos	Posição após a implantação da barragem	Nitrato ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )		Nitrito ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )		Nitrogênio Amoniacal ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )		DBO ( $\text{mg.l}^{-1}$ )		Coliformes Fecais (NMP)		Coliformes Totais (NMP)	
		Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois	Antes	Depois
1	Jusante- Rio	0,200 ± 0,163	0,500 ± 0,339	0,007 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,117 ± 0,125	0,436 ± 0,319	1,90 ± 1,73	1,60 ± 1,14	2045 ± 4931	316 ± 258	5463 ± 7320	3972 ± 6809
2	Jusante- Rio	0,225 ± 0,132	0,480 ± 0,390	0,006 ± 0,004	0,003 ± 0,002	0,096 ± 0,075	0,546 ± 0,378	1,29 ± 1,37	3,36 ± 1,24	435 ± 415	247 ± 391	3381 ± 4775	1114 ± 1499
3	Lago	0,240 ± 0,184	0,180 ± 0,084	0,010 ± 0,009	0,003 ± 0,003	0,085 ± 0,053	0,138 ± 0,058	1,55 ± 1,47	1,58 ± 0,76	349 ± 466	18 ± 0	4401 ± 6335	3299 ± 7100
4	Lago	0,160 ± 0,107	0,220 ± 0,110	0,006 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,072 ± 0,049	0,102 ± 0,047	1,11 ± 0,91	1,32 ± 0,94	311 ± 521	3219 ± 7144	1767 ± 2744	3990 ± 6870
5	Montante -Rio	0,170 ± 0,082	0,260 ± 0,114	0,006 ± 0,004	0,004 ± 0,004	0,077 ± 0,048	0,096 ± 0,051	1,71 ± 1,89	2,30 ± 1,05	308 ± 401	766 ± 601	3663 ± 5137	5612 ± 6839
6	Montante -Rio	0,220 ± 0,294	0,300 ± 0,158	0,007 ± 0,003	0,005 ± 0,005	0,104 ± 0,169	0,084 ± 0,069	1,87 ± 1,65	2,33 ± 1,44	3346 ± 6671	403 ± 406	4030 ± 6357	6730 ± 8479
7	Jusante- Afluente	0,270 ± 0,134	0,620 ± 0,277	0,007 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,096 ± 0,058	0,160 ± 0,184	2,12 ± 1,87	2,82 ± 1,23	1109 ± 1055	5504 ± 6924	6875 ± 6763	8680 ± 7461
8	Jusante- Afluente	0,133 ± 0,114	0,220 ± 0,217	0,005 ± 0,003	0,004 ± 0,004	0,069 ± 0,040	0,112 ± 0,110	1,91 ± 1,53	1,96 ± 1,66	240 ± 252	3298 ± 7101	1934 ± 1762	4158 ± 6712
9	Jusante- Afluente	0,140 ± 0,107	0,200 ± 0,141	0,007 ± 0,004	0,005 ± 0,004	0,057 ± 0,053	0,084 ± 0,086	1,43 ± 1,62	2,34 ± 1,23	4430 ± 6690	176 ± 113	5680 ± 6418	3186 ± 3591
10	Lago	0,240 ± 0,135	0,123 ± 0,106	0,008 ± 0,006	0,004 ± 0,004	0,075 ± 0,047	0,142 ± 0,079	1,54 ± 1,46	1,38 ± 1,38	660 ± 893	107 ± 198	4548 ± 6142	3320 ± 7091
11	Lago	0,263 ± 0,152	0,140 ± 0,089	0,006 ± 0,005	0,004 ± 0,004	0,099 ± 0,074	0,122 ± 0,051	1,94 ± 1,61	2,02 ± 1,05	1284 ± 1316	24 ± 12	5633 ± 6209	1700 ± 2378
12	Lago	0,270 ± 0,125	0,120 ± 0,045	0,007 ± 0,005	0,004 ± 0,004	0,089 ± 0,052	0,108 ± 0,067	1,24 ± 1,07	1,82 ± 1,02	790 ± 1049	1860 ± 4103	4553 ± 4716	2374 ± 3946
13	Lago	0,150 ± 0,085	0,180 ± 0,084	0,007 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,048 ± 0,035	0,086 ± 0,071	1,88 ± 1,17	2,04 ± 0,80	2147 ± 4947	27 ± 19	3619 ± 5175	795 ± 1183
14	Lago	0,280 ± 0,225	0,160 ± 0,089	0,007 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,103 ± 0,091	0,090 ± 0,083	1,14 ± 0,84	1,68 ± 0,59	618 ± 701	27 ± 12	4332 ± 6211	1176 ± 2024
15	Lago	0,260 ± 0,184	0,180 ± 0,084	0,007 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,098 ± 0,106	0,104 ± 0,090	1,28 ± 1,26	2,64 ± 0,60	457 ± 481	43 ± 54	4250 ± 5373	837 ± 1035
16	Lago	0,180 ± 0,114	0,160 ± 0,089	0,006 ± 0,004	0,004 ± 0,003	0,101 ± 0,077	0,108 ± 0,111	0,96 ± 1,24	2,48 ± 1,35	308 ± 474	112 ± 195	2466 ± 2611	3812 ± 4922

A maioria das variáveis ambientais limnológicas apresentou sincronia ambiental, exceto ortofosfato depois da implantação da barragem (Figura 3; ver material suplementar 1). Estes níveis de sincronia ambiental (Figura 3) variaram de 0,15 a 0,82 para antes da implantação da barragem, de 0,11 a 0,84 para depois da implantação da barragem, e de 0,16 a 0,85 para toda a série temporal. O nitrito foi a única variável ambiental limnológica que apresentou valores de sincronia altos (variação de 0,82 a 0,85) em todas as fases do reservatório. A temperatura da água somente apresentou sincronia alta quando analisamos toda a série temporal ( $r = 0,77$ ), e antes do barramento ( $r = 0,70$ ). Além destas, mais duas variáveis ambientais limnológicas apresentaram sincronia alta, porém pontuais: alcalinidade ( $r = 0,76$ ) para antes da implantação da barragem; e sólidos totais dissolvidos quando analisado toda a série temporal ( $r = 0,71$ ) e antes do barramento ( $r = 0,70$ ).



**Figura 3.** Sincronia ( $r$  médio) das variáveis ambientais limnológicas do reservatório Serra do Facão para toda a série temporal amostrada e para antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos. Os símbolos em branco representam os valores significativos ( $P < 0,05$ ). OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais

Além disso, a sincronia ambiental não obteve correlação com a distância geográfica entre os pontos, em sua maioria (Tabela 3). Nitrogênio total teve correlação com a distância geográfica quando avaliamos toda a série temporal conjunta ( $r = 0,32$ ) e antes da implantação da barragem ( $r = 0,24$ ). Já nitrato, nitrogênio amoniacal e material orgânico em suspensão apresentaram correlações quando avaliamos toda a série temporal (respectivamente:  $r = 0,24$ ;  $r = 0,26$ ;  $r = 0,28$ ). Contudo, não registramos altas correlações em nenhuma das fases temporais do reservatório para as variáveis ambientais. Quando avaliamos a relação da matriz de sincronia das médias das variáveis ambientais de cada ponto (ambiental média), não verificamos nenhuma correlação com a distância geográfica.

**Tabela 3.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) e significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia ambiental de cada variável e distância geográfica resultantes do Teste de Mantel. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

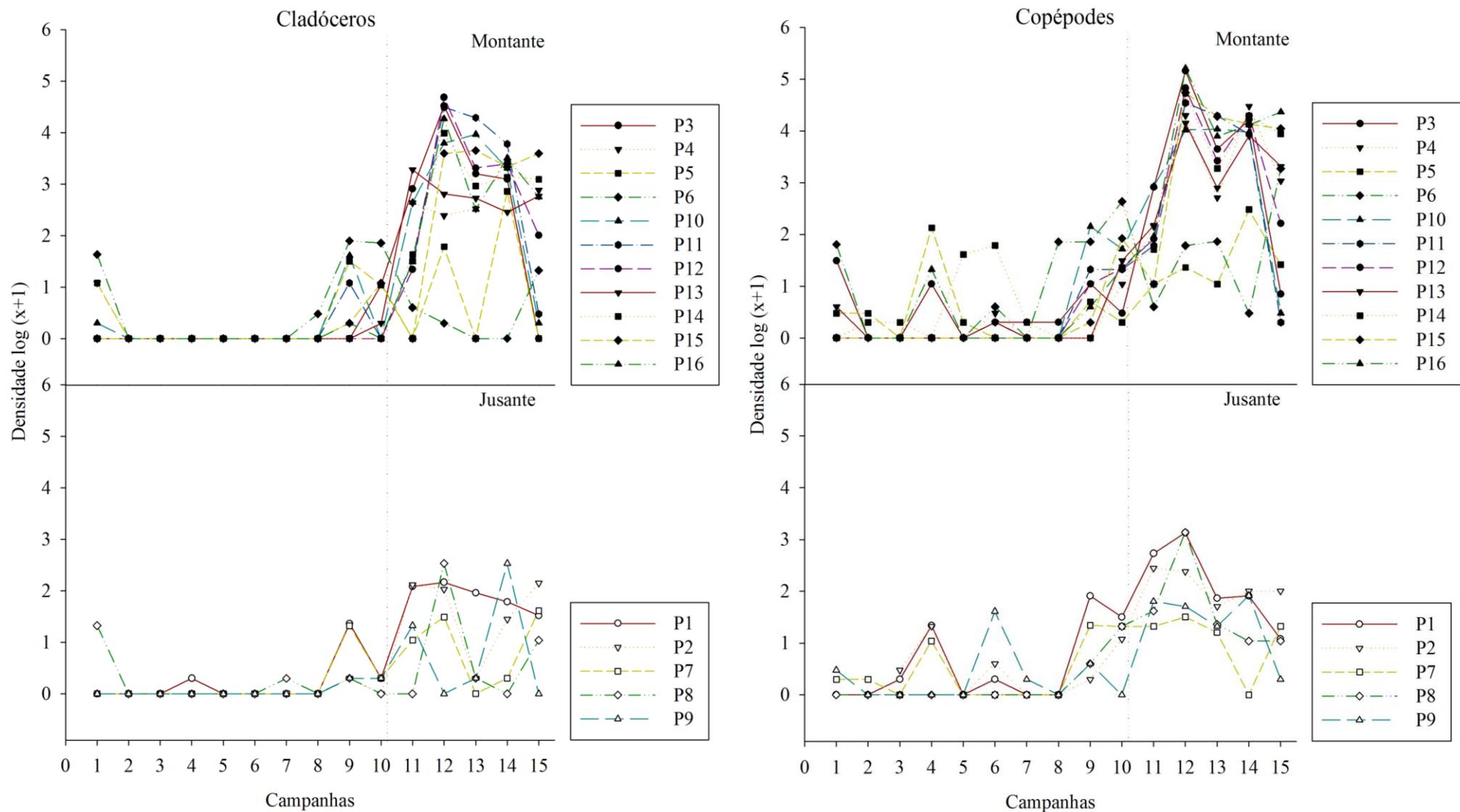
Variáveis Ambientais	Sincronia Ambiental versus Distância Geográfica					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$P$
Ambiental Média	-0,09	0,792	0,18	0,128	-0,09	0,792
Temperatura da água	0,02	0,650	0,09	0,502	0,02	0,650
pH	0,08	0,261	0,18	0,075	0,08	0,261
Condutividade	0,25	0,068	-0,24	0,876	0,25	0,068
OD	-0,14	0,823	-0,20	0,875	-0,14	0,823
Turbidez	0,08	0,451	0,06	0,378	0,08	0,451
MST	0,10	0,482	-0,32	0,999	0,10	0,482
MO	0,26	0,163	-0,10	0,692	0,26	0,163
MI	0,11	0,488	-0,13	0,856	0,11	0,488
Clorofila	0,11	0,312	0,16	0,097	0,11	0,312
STD	0,22	0,032	-0,38	0,936	0,22	0,032
P total	-0,27	0,852	0,09	0,207	-0,27	0,852
Orto P	-0,23	0,899	-0,34	0,920	-0,23	0,899
N-total_k	<b>0,24</b>	0,025	0,18	0,079	<b>0,24</b>	0,025
Nitrato	0,18	0,213	0,17	0,066	0,18	0,213
Nitrito	-0,28	0,835	0,01	0,617	-0,28	0,835
N-amonia	0,16	0,282	0,15	0,136	0,16	0,282
DBO	-0,18	0,827	-0,23	0,895	-0,18	0,827
DQO	-0,08	0,707	-0,20	0,823	-0,08	0,707
Alk	0,17	0,260	-0,16	0,718	0,17	0,260
Col.fecais	-0,06	0,722	0,18	0,072	-0,06	0,722
Col.totais	-0,09	0,792	0,18	0,128	-0,09	0,792

Na seleção de taxa mais frequentes, verificamos algumas alterações ao longo das fases em que o reservatório se encontrava (Tabela 4). Quando analisamos conjuntamente toda a série temporal do estudo, verificamos a frequência dos quatro grupos taxonômicos principais do zooplâncton, tendo tecamebas o maior número de taxa (11 taxa). Quando analisamos somente a série temporal antes da implantação da barragem do rio, somente os cladóceros não foram selecionados e as tecamebas continuam apresentando o maior número de taxa (16 taxa). Já quando analisamos somente a série temporal após a implantação da barragem, obtivemos a frequência dos quatro grupos principais e os rotíferos e copépodes que apresentaram a maior riqueza (6 taxa). Tanto copépodes quanto rotíferos obtiveram somente um único taxon que esteve presente nas três fases temporais (antes, depois, toda série) do reservatório, nauplio de cyclopoida e Bdelloidea respectivamente. Já tecamebas obtiveram três taxa presentes em todas as fases temporais do reservatório (*Arcella discoides*, *Centropyxis aculeata* e *Centropyxis ecornis*). Cladóceros, copépodes e rotíferos apresentaram uma dinâmica semelhante após a implantação da barragem do rio, ou seja, o aumento na densidade, enquanto que as tecamebas apresentaram uma inalteração ou redução da densidade em alguns pontos (Figura 4 a, b).

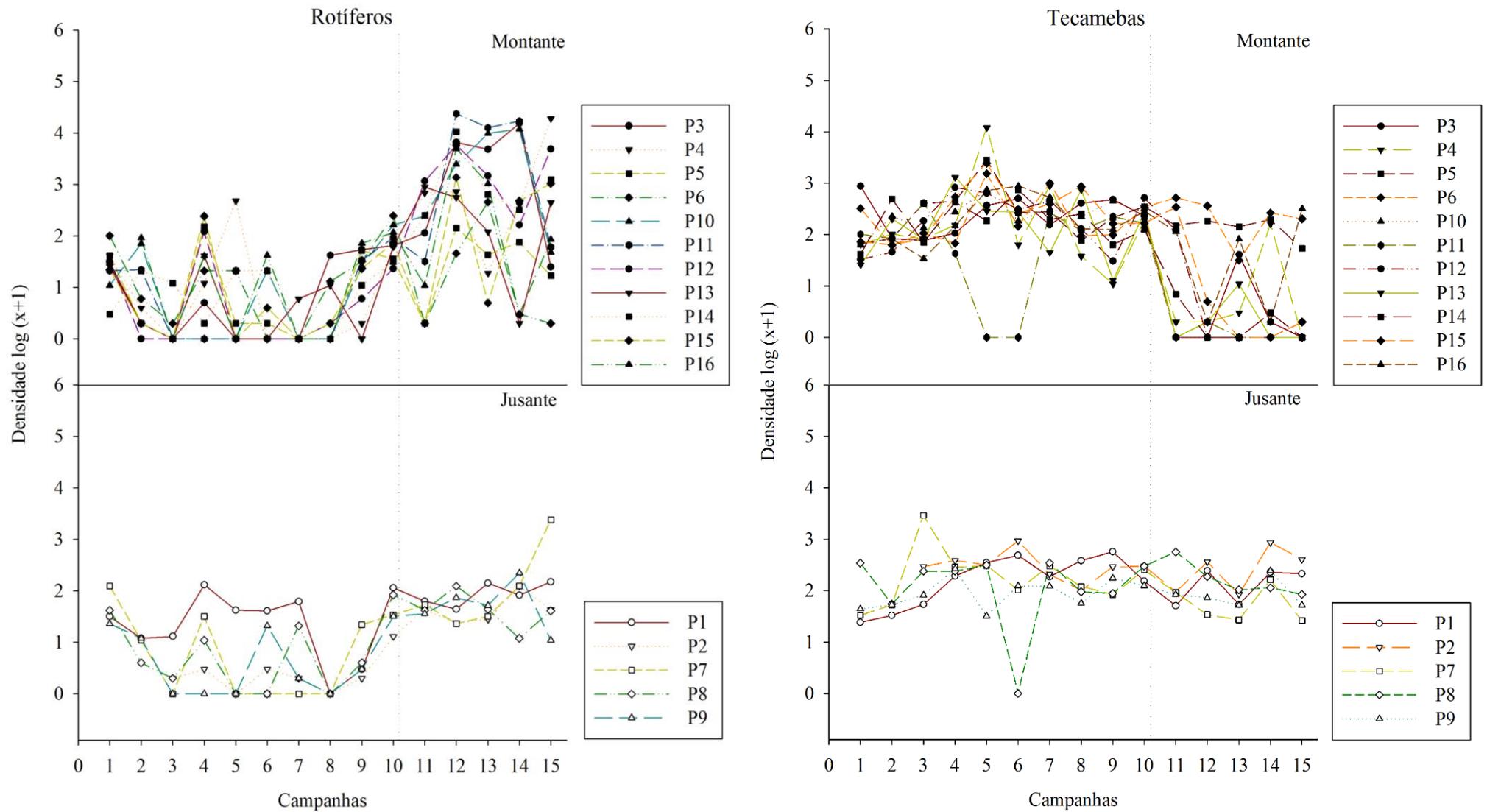
**Tabela 4.** Sincronia média ( $r$  médio) de toda a série temporal amostrada, antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos para os taxa do zooplâncton do reservatório Serra do Facão. O coeficiente de correlação ( $r$ ) e a significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia e distância geográfica resultantes do Teste de Mantel estão dispostos. Valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Fase do reservatório	Grupos	Taxa	Análise de Sincronia		Sincronia versus Distância	
			$r$ (médio)	$p$	$r$	$p$
Antes do barramento	Copépodes	Nauplio de cyclopoida	<b>0,40</b>	<0,001	0,19	0,205
		Rotíferos	Bdelloidea	<b>0,24</b>	<0,001	0,18
	Tecamebas	<i>Arcella costata</i>	<b>0,17</b>	0,001	-0,04	0,746
		<i>Arcella discoides</i>	<b>0,07</b>	0,045	0,09	0,299
		<i>Arcella megastoma</i>	<b>0,32</b>	<0,001	-0,34	0,954
		<i>Arcella vulgaris</i>	<b>0,26</b>	<0,001	<b>0,31</b>	0,023
		<i>Centropyxis aculeata</i>	0,03	0,154	0,01	0,518
		<i>Centropyxis constricta</i>	<b>0,14</b>	0,002	0,18	0,146
		<i>Centropyxis ecornis</i>	<b>0,10</b>	0,016	0,20	0,092
		<i>Cyclopyxis impressa</i>	<b>0,80</b>	0,029	0,05	0,314
		<i>Cyclopyxis kahli</i>	<b>0,25</b>	<0,001	0,15	0,276
		<i>Diffflugia acuminata</i>	<b>0,12</b>	0,017	0,01	0,457

Fase do reservatório	Grupos	Taxa	Análise de Sincronia		Sincronia versus Distância			
			r (medio)	p	r	p		
Depois do barramento	Cladóceros	<i>Diffugia corona</i>	<b>0,07</b>	0,041	-0,09	0,671		
		<i>Diffugia cf. gramen</i>	<b>0,11</b>	0,009	0,11	0,253		
		<i>Diffugia sp.</i>	0,00	0,407	-0,05	0,748		
		<i>Lesquereusia spiralis</i>	<b>0,15</b>	0,003	-0,16	0,840		
		<i>Plagiopyxis sp.</i>	<b>0,20</b>	<0,001	-0,18	0,869		
		<i>Pontigulasia compressa</i>	<b>0,11</b>	0,010	<b>0,26</b>	0,023		
	Copépodes	Copepodito de calanoida	<i>Bosmina hagamanni</i>	<b>0,44</b>	<0,001	0,04	0,571	
			<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	<b>0,29</b>	0,001	0,12	0,400	
			<i>Daphnia gessneri</i>	<b>0,45</b>	<0,001	0,02	0,666	
			<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	<b>0,71</b>	<0,001	-0,79	0,999	
			<i>Moina minuta</i>	<b>0,20</b>	0,017	-0,38	0,962	
			Copepodito de cyclopoida	0,01	0,307	0,03	0,442	
		Rotíferos	Nauplio de calanoida	Nauplio de calanoida	<b>0,43</b>	<0,001	0,16	0,170
				Nauplio de cyclopoida	<b>0,13</b>	0,019	0,06	0,496
				<i>Notodiptomus cearensis</i>	<b>0,65</b>	<0,001	0,19	0,361
				<i>Thermocyclops minutus</i>	<b>0,17</b>	0,014	0,09	0,439
			Bdelloidea	<i>Bdelloidea</i>	<b>0,12</b>	0,023	0,13	0,186
				<i>Conochilus coenobasis</i>	<b>0,28</b>	0,001	0,08	0,633
				<i>Lecane bulla</i>	<b>0,17</b>	0,006	-0,01	0,722
				<i>Plathyas quadricornis</i>	0,00	0,397	0,08	0,308
Tecamebas	Polyarthra vulgaris	<i>Polyarthra vulgaris</i>	<b>0,24</b>	0,002	-0,25	0,881		
		<i>Trichocerca cylindrica</i>	<b>0,23</b>	0,007	-0,21	0,833		
		<i>Arcella discoides</i>	0,05	0,173	0,02	0,517		
	Centropyxis aculeata	<i>Centropyxis aculeata</i>	0,04	0,241	0,14	0,243		
		<i>Centropyxis ecornis</i>	<b>0,35</b>	0,002	0,14	0,246		
Toda série temporal	Cladóceros	<i>Bosmina hagamanni</i>	<b>0,37</b>	<0,001	0,14	0,236		
	Copépodes	Copepodito de cyclopoida	<b>0,43</b>	<0,001	0,14	0,282		
		Nauplio de cyclopoida	<b>0,66</b>	<0,001	0,23	0,124		
	Rotíferos	Bdelloidea	<b>0,23</b>	<0,001	0,15	0,194		
		<i>Lecane bulla</i>	<b>0,25</b>	0,001	0,09	0,469		
	Tecamebas	<i>Arcella costata</i>	<b>0,15</b>	<0,001	-0,08	0,734		
		<i>Arcella discoides</i>	<b>0,25</b>	<0,001	<b>0,29</b>	0,049		
		<i>Arcella vulgaris</i>	0,04	0,100	0,12	0,211		
		<i>Centropyxis aculeata</i>	<b>0,31</b>	<0,001	0,15	0,316		
		<i>Centropyxis cf. aerophyla</i>	<b>0,21</b>	<0,001	0,02	0,499		
		<i>Centropyxis constricta</i>	<b>0,14</b>	<0,001	0,13	0,191		
		<i>Centropyxis ecornis</i>	<b>0,25</b>	<0,001	-0,05	0,587		
		<i>Cyclopyxis impressa</i>	<b>0,15</b>	<0,001	0,02	0,494		
		<i>Cyclopyxis kahli</i>	<b>0,24</b>	<0,001	0,02	0,504		
		<i>Diffugia sp</i>	<b>0,08</b>	0,007	-0,05	0,587		
	<i>Plagiopyxis sp</i>	<b>0,20</b>	<0,001	-0,09	0,776			



**Figura 4a.** Flutuação temporal de Cladóceros e Copépodes ao longo das 15 campanhas realizadas no rio São Marcos, reservatório Serra do Facão. A linha pontilhada marca o período de barragem do rio: à esquerda = antes da implantação da barragem do rio; à direita = após a implantação da barragem do rio. Os símbolos vazios representam os pontos amostrais que ficaram à jusante da posição da barragem e os símbolos preenchidos representam os pontos amostrais que ficaram à montante da posição da barragem, após o barramento do rio.



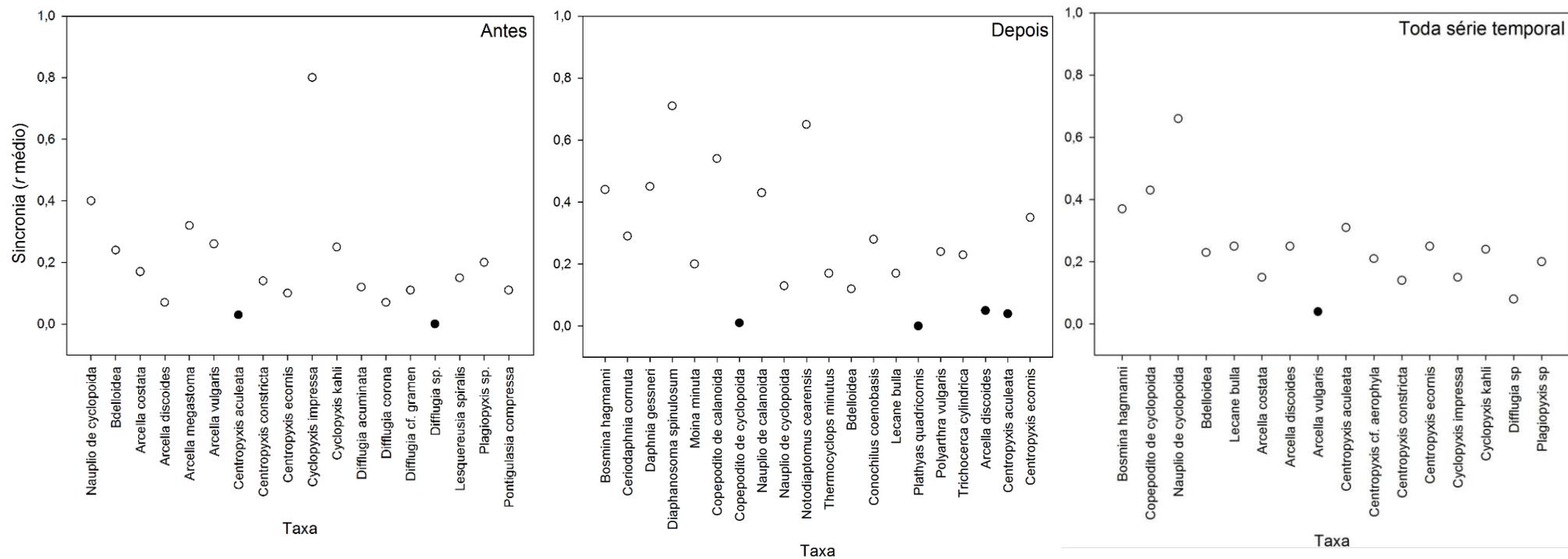
**Figura 4b.** Flutuação temporal de Rotíferos e Tecamebas ao longo das 15 campanhas realizadas no rio São Marcos, reservatório Serra do Facão. A linha pontilhada marca o período de barragem do rio: à esquerda = antes da implantação da barragem do rio; à direita = após a implantação da barragem do rio. Os símbolos vazios representam os pontos amostrais que ficaram à jusante da posição da barragem e os símbolos preenchidos representam os pontos amostrais que ficaram à montante da posição da barragem, após o barramento do rio.

Foi encontrada sincronia em 28 dos 34 taxa, cujos valores ficaram entre 0,07 e 0,80 antes do barramento, entre 0,12 e 0,70 depois do barramento e entre 0,08 e 0,66 considerando todo o período de coleta (Tabela 4; Figura 5). Por outro lado, valores elevados de sincronia ( $r > 0,7$ ) foram registrados em apenas duas espécies: a tecameba *Cyclopyxis impressa* ( $r = 0,80$ ) no período antes do barramento e o cladóceros *Diaphanosoma spinulosum* ( $r = 0,71$ ) no período após barramento. Nenhum valor elevado foi registrado em toda a série temporal, porém nauplio de cyclopoida (copépodes) foi o que apresentou o maior valor ( $r = 0,66$ ).

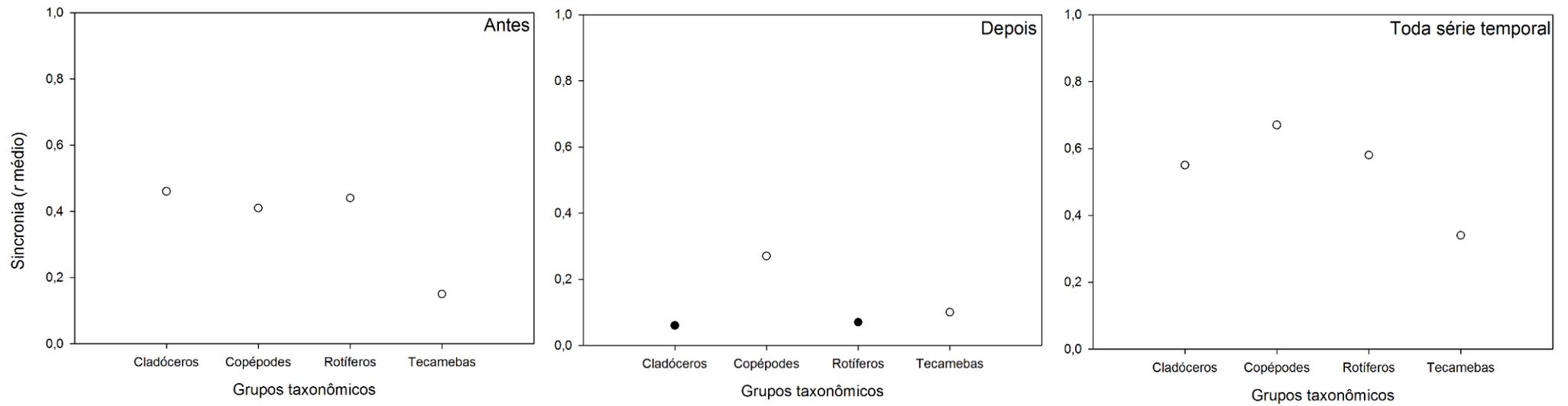
A sincronia dos grupos zooplancônicos variou entre 0,15 a 0,46 para antes do barramento, de 0,10 a 0,27 para depois do barramento, e 0,34 a 0,67 para toda a temporalidade analisada (Tabela 5; Figura 6). Somente os cladóceros e os rotíferos, na fase depois do barramento, não apresentaram sincronia. Dentre os grupos taxonômicos, o maior valor de correlação encontrado foi em copépodes quando analisado toda a série temporal. Contudo, não registramos fortes sincronias em nenhuma das fases temporais do reservatório para os grupos do zooplâncton estudados.

**Tabela 5.** Sincronia média ( $r$  médio) dos grupos taxonômicos do zooplâncton ao longo das fases do reservatório (toda série temporal, antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos), o coeficiente de correlação ( $r$ ) e a significância estatística ( $p$ ) da relação entre sincronia dos grupos taxonômicos e distância geográfica resultantes do Teste de Mantel. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Fase do reservatório	Grupos	Análise de Sincronia		Sincronia versus Distância	
		$r$ (médio)	$p$	$r$	$p$
Antes do barramento	Cladóceros	<b>0,46</b>	<0,001	0,17	0,321
	Copépodes	<b>0,41</b>	<0,001	0,2	0,181
	Rotíferos	<b>0,44</b>	<0,001	0,15	0,153
	Tecamebas	<b>0,15</b>	0,001	0,21	0,085
Depois do barramento	Cladóceros	0,06	0,114	-0,08	0,745
	Copépodes	<b>0,27</b>	0,001	0,13	0,324
	Rotíferos	0,07	0,063	0,15	0,141
	Tecamebas	<b>0,10</b>	0,050	-0,01	0,537
Toda série temporal	Cladóceros	<b>0,55</b>	0,001	0,06	0,553
	Copépodes	<b>0,67</b>	0,001	0,24	0,151
	Rotíferos	<b>0,58</b>	0,001	0,01	0,564
	Tecamebas	<b>0,34</b>	0,001	0,18	0,253



**Figura 5.** Sincronia ( $r$  médio) dos taxa do zooplâncton no reservatório Serra do Fação para toda a série temporal amostrada e para antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos. Os símbolos em branco representam os valores significativos ( $P < 0,05$ ) e os símbolos em preto representam valores não significativos.



**Figura 6.** Sincronia ( $r$  médio) dos grupos taxonômicos do zooplâncton (cladóceros, copépodes, rotíferos, tecamebas) no reservatório Serra do Facão para toda a série temporal amostrada e para antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos. Os símbolos em branco representam os valores significativos ( $P < 0,05$ ) e os símbolos em preto representam valores não significativos.

## Mecanismos

Na maioria das análises, não houve relações entre a sincronia biológica populacional e as distâncias geográficas entre os pontos, similar ao observado para a sincronia ambiental (Tabela 4). Somente três taxa pertencentes a tecamebas apresentaram alguma influência da distância, porém baixas, *Arcella vulgaris* ( $r = 0,31$ ) e *Pontigulasia compressa* ( $r = 0,26$ ) antes do barramento do rio e *Arcella discoides* ( $r = 0,29$ ) ao longo de toda análise temporal. Já nas análises entre a sincronia de grupos taxonômicos e as distâncias geográficas entre os pontos não foi registrado nenhuma relação (Tabela 5).

Da mesma forma, não houve relações entre a sincronia dos grupos taxonômicos e as variáveis ambientais limnológicas estudadas, na maioria das análises (ver material suplementar 2). Observamos que a sincronia dos quatro grupos foi correlacionada positivamente quando analisamos toda a série temporal (Tabela 6). Somente os copépodes se correlacionaram com a sincronia ambiental média após a formação do reservatório. As maiores relações registradas (Tabela 6) foram observadas para: cladóceros com nitrato e condutividade antes do barramento e com oxigênio dissolvido depois do barramento; e em tecamebas com sólidos totais dissolvidos e alcalinidade antes do barramento e com condutividade, ortofosfato e alcalinidade depois do barramento.

**Tabela 6.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) significativos ( $p$ ) das relações entre sincronia dos grupos zooplancctônicos e variáveis ambientais resultantes do Teste de Mantel de toda a série temporal, antes e depois da implantação da barragem (barramento). Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). Alk = Alcalinidade; Ambiental Média = sincronia das médias das variáveis de cada ponto; Col.fecais = Coliformes fecais; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; MO = Material Orgânico em suspensão; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; OD = Oxigênio Dissolvido; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; STD = Sólidos Totais Dissolvidos

Teste de Mantel				
Sincronia Grupos <i>versus</i> Sincronia ambiental				
Grupo	Variáveis ambientais	$r$	$P$	Fase do reservatório
Cladóceros	Condutividade	<b>0,53</b>	0,004	Antes do barramento
	MO	<b>0,44</b>	0,034	Antes do barramento
	N-total_k	<b>0,32</b>	0,051	Antes do barramento
	Nitrato	<b>0,58</b>	0,003	Antes do barramento
	OD	<b>0,24</b>	0,017	Depois do barramento
	Col.fecais	<b>0,23</b>	0,028	Depois do barramento
	OD	<b>0,51</b>	0,003	Toda série temporal
	Ambiental Média	<b>0,43</b>	0,002	Toda série temporal

<b>Teste de Mantel</b>				
<b>Sincronia Grupos <i>versus</i> Sincronia ambiental</b>				
<b>Grupo</b>	<b>Variáveis ambientais</b>	<b><i>r</i></b>	<b><i>P</i></b>	<b>Fase do reservatório</b>
Copépodes	Condutividade	<b>0,30</b>	0,027	Depois do barramento
	OD	<b>0,30</b>	0,006	Depois do barramento
	Turbidez	<b>0,21</b>	0,025	Depois do barramento
	P total	<b>0,25</b>	0,040	Depois do barramento
	Alk	<b>0,26</b>	0,044	Depois do barramento
	Ambiental Média	<b>0,38</b>	0,002	Depois do barramento
	OD	<b>0,39</b>	0,016	Toda série temporal
	Ambiental Média	<b>0,37</b>	0,007	Toda série temporal
Rotíferos	Temperatura da água	<b>0,40</b>	0,004	Depois do barramento
	Ambiental Média	<b>0,45</b>	0,001	Toda série temporal
Tecamebas	STD	<b>0,67</b>	<0,001	Antes do barramento
	Alk	<b>0,60</b>	<0,001	Antes do barramento
	Clorofila	<b>0,25</b>	0,040	Depois do barramento
	Nitrito	<b>0,33</b>	0,011	Depois do barramento
	DBO	<b>0,22</b>	0,050	Depois do barramento
	DQO	<b>0,32</b>	0,019	Depois do barramento
	Condutividade	<b>0,57</b>	0,001	Toda série temporal
	STD	<b>0,53</b>	0,006	Toda série temporal
	Orto P	<b>0,66</b>	<0,001	Toda série temporal
	Nitrito	<b>0,39</b>	0,043	Toda série temporal
	Alk	<b>0,57</b>	0,003	Toda série temporal
	Col.fecais	<b>0,52</b>	0,005	Toda série temporal
	Ambiental Média	<b>0,30</b>	0,019	Toda série temporal

A maioria das regressões múltiplas entre as matrizes de sincronia populacional e as matrizes de distância geográfica e sincronia ambiental média não revelaram influências (ver material suplementar 3; Tabela 7). Foram gerados 22 modelos múltiplos para antes do barramento, 24 modelos para depois do barramento e 20 modelos para toda a série temporal (material suplementar 3). Nenhum grupo taxonômico do zooplâncton foi influenciado pelas variáveis ambientais e pela distribuição geográfica antes da implantação da barragem. Verificamos que o coeficiente parcial de distância geográfica teve influência negativa somente em cladóceros e o coeficiente parcial de sincronia ambiental teve influência positiva somente sobre copépodes, depois da implantação da barragem (Tabela 7). Porém, ambas influências obtiveram pouca explicação da variabilidade das sincronias

populacionais (respectivamente:  $R^2 = 0,0083$ ;  $R^2 = 0,0195$ ). Ao analisarmos toda série temporal, verificamos que o coeficiente parcial de sincronia ambiental influenciou positivamente todos os grupos do zooplâncton, porém somente explicou a variabilidade de cladóceros ( $R^2 = 0,0628$ ) e rotíferos ( $R^2 = 0,0571$ ).

**Tabela 7.** Regressão múltipla entre matrizes (MRM) de sincronia dos grupos taxonômicos e as matrizes de distância geográficas e sincronia ambiental média de toda a série temporal, antes e depois do barramento do rio São Marcos. Coeficiente de determinação do modelo de influência da distância geográfica (Geog) e da sincronia ambiental (amb) sobre os níveis de sincronia populacional =  $R^2$ . Coeficientes parciais padronizados = Coef. Valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Fase do reservatório	Grupos	Regressão múltipla entre matrizes					
		Coef. (amb.)	<i>p</i>	Coef. (Geog.)	<i>p</i>	$R^2$	<i>p</i>
Antes do barramento	Cladóceros	-1,098	0,084	0,001	0,719	0,008	0,251
	Copépodes	0,051	0,931	0,001	0,545	0,001	0,806
	Rotíferos	-0,291	0,491	-0,001	0,658	0,002	0,717
	Tecamebas	-0,030	0,952	0,000	0,808	0,000	0,965
Depois do barramento	Cladóceros	0,127	0,720	<b>-0,003</b>	0,033	<b>0,008</b>	0,048
	Copépodes	<b>1,412</b>	<0,001	0,000	0,967	<b>0,020</b>	0,004
	Rotíferos	0,293	0,370	-0,002	0,255	0,003	0,294
	Tecamebas	0,162	0,640	0,000	0,952	0,000	0,920
Toda série temporal	Cladóceros	<b>2,129</b>	<0,001	-0,002	0,059	<b>0,063</b>	<0,001
	Copépodes	<b>0,875</b>	0,019	0,000	0,956	0,015	0,089
	Rotíferos	<b>1,426</b>	<0,001	-0,001	0,288	<b>0,057</b>	0,001
	Tecamebas	<b>0,934</b>	0,044	-0,001	0,589	0,009	0,138

## DISCUSSÃO

Esperávamos encontrar valores mais elevados de sincronia biológica em vista das amostragens serem todas referentes ao mesmo sistema e apresentarem uma conectividade relativamente elevada entre os pontos amostrados (Seebens et al. 2013). Assim, evidenciaríamos a prevalência da ação de fatores regionais sincronizando as flutuações populacionais (Kratz et al. 1987; Seebens et al. 2013), sugerindo um efeito de forças extrínsecas sobre o sistema, como o clima (Leibold et al. 2004). Contudo, ao analisar uma série temporal de dois anos referente aos valores de flutuação na densidade do zooplâncton, verificamos baixos níveis de sincronia biológica recorrentes para os diferentes taxa e grupos estudados. Mesmo assim, os valores de sincronia de cladóceros, copépodes e

rotíferos encontrados, quando comparada toda a série temporal, foram próximos (Lansac-Tôha et al. 2008; Lodi et al. 2014; Lopes 2015), maiores (Rusak et al. 1999; Arnott et al. 2003; Rusak et al. 2008) e até menores (Pandit et al. 2013; Seebens et al. 2013) que os observados em alguns trabalhos. Já os valores de sincronia de tecamebas foram menores que os trabalhos já relatados.

Podemos inferir que a sincronia ambiental esteve relacionada com a sincronia de copépodes (após o barramento) e de cladóceros e rotíferos (em toda série temporal). Já a distância geográfica esteve relacionada somente com a sincronia de cladóceros depois da implantação da barragem (barramento). Porém, as influências da distância geográfica e da sincronia ambiental sobre estes níveis de sincronia dos grupos do zooplâncton, quando presentes, foram baixas, mas ausentes em sua maioria. Além disso, as contribuições ( $R^2$ ) destas influências na dinâmica geral foram baixas. Estes resultados contradizem o padrão de declínio da sincronia populacional à medida que a distância aumenta entre os pontos de amostragem em diferentes escalas espaciais, por mais que seja considerado um padrão recorrente (Ranta et al. 1995; Bjørnstad et al. 1999a; Koenig 1999; Leibold et al. 2004). Combinando estes resultados de baixa influência ou ausência das duas matrizes exploratórias escolhidas (dispersão e Efeito Moran) com os baixos valores de sincronia de grupos, podemos inferir que há fatores de escala local influenciando as flutuações de densidades do zooplâncton no rio São Marcos (Rusak et al. 1999; Cottenie et al. 2003; Liebhold et al. 2004). Além do que, a sincronia ambiental foi baixa na maioria das variáveis, sugerindo que os pontos amostrados são dissimilares ambientalmente ao longo do tempo (Magnuson 1990). Pode ser que exista um efeito da dispersão sobre a sincronia biológica, mas ele estaria sendo mascarado pelos efeitos estocásticos ambientais locais (Hanski & Woiwod 1993; Haydon & Steen 1997).

Um efeito ambiental local poderia ser a variação hidrológica da região. As alterações ambientais sazonais decorrentes da variação hidrológica podem influenciar os organismos aquáticos. Arriera et al. (2015) encontraram que o período de águas altas (cheia) possui uma influência positiva sobre a densidade de tecamebas. Recentemente, em um estudo no rio Parnaíba, foi observado para o zooplâncton uma maior riqueza na vazante e uma maior densidade na cheia deste rio (Picapedra et al. 2016). Esses autores ainda encontraram que a cheia favoreceu a densidade de tecamebas e a estiagem favoreceu a densidade dos rotíferos, sugerindo que a velocidade do rio associada aos sedimentos suspensos podem ser uns dos principais influenciadores. Vieira et al. (2011) observaram

diferenças nos crescimentos populacionais de espécies de cladóceros diante de um gradiente de condições tróficas (Nitrogênio e Fósforo). Então, as variações hidrológicas podem afetar grupos taxonômicos e, também, afetar populações dentro de um mesmo grupo. Essas alterações nas condições ambientais periodicamente podem gerar uma heterogeneidade espacial e temporal (Battist et al. 2016a). A interação dessa heterogeneidade de habitat com a variabilidade ambiental temporal pode direcionar as populações às dinâmicas assíncronas (Sutcliffe et al. 1996).

Já foi verificado para bacias hidrográficas pertencentes às planícies de inundação que durante as cheias há uma homogenização das características ambientais locais e da biota aquática em vista da maior conectividade dos habitats (Thomaz et al. 2007; Bozelli et al. 2015). Então, ao longo da sazonalidade de uma bacia hidrográfica, há uma maior diversidade de habitat na estiagem. Xu et al. (2011) encontraram baixa sincronia fitoplantônica devido ao aumento da heterogeneidade espacial local causada pelo fraco transporte do fluxo de água. Portanto, poderíamos sugerir que uma das causas da baixa sincronia biológica antes da formação do reservatório pode ser apresentada pela heterogeneidade espacial criada pelo distúrbio periódico da variação hidrológica na região do rio São Marcos.

Além do distúrbio da variação hidrológica, a formação de um reservatório pode ser considerada um distúrbio contínuo (Sommer et al. 1993; Battist et al. 2016b) até a transformação final de um ambiente lótico em lêntico (Tundisi et al. 1995). Sabemos que ao realizar o enchimento de um reservatório, há uma modificação na dinâmica do sistema que passa por um processo de adaptação tanto físico quanto químico e biológico (Ford 1990; Tundisi et al. 1993; Tundisi et al. 1995; Edokpayi & Osimen 2002). O fluxo de um ambiente lótico difunde um gradiente contínuo dos nutrientes carregados de montante à jusante de rio (Vannote et al. 1980). O transporte destes nutrientes e do material orgânico, principalmente particulado grande, será bloqueado e ocorrerá um acúmulo dos sedimentos e nutrientes na região à montante da barragem tanto proveniente do local do reservatório quanto à montante do mesmo (Ward & Stanford 1983; Kennedy & Walker 1990; Bouwman et al. 2013). O acúmulo de material orgânico pode resultar em uma camada de hipolimnio completamente anóxica e gerará um aumento na liberação de nutrientes, principalmente em reservatórios estratificados altamente produtivos (Kennedy & Walker 1990), como o previsto para o reservatório Serra do Facão (IBAMA 2016). A remoção desse material orgânico em suspensão deverá ocorrer através do processo de sedimentação (Pagioro et al.

2005), e que dependerá da interação do fluxo com as condições físico-químicas no sentido rio para barragem (Thornton 1990). O processo de sedimentação, portanto, passa a ser influenciado pelo tempo de residência da água em um reservatório (Straskraba et al. 1993). Assim, a distribuição dos nutrientes pode ser influenciada pelo tempo de residência da água no reservatório.

Soranno et al. (1999) em busca da causa dos padrões temporais das variáveis hidrológicas de lagos, encontraram que a sincronia dos nutrientes dissolvidos e dos íons (sulfato, nitrato, nitrogênio amoniacal, sílica reativa dissolvida; alcalinidade, condutividade, cálcio) reduziam com o aumento do tempo de residência da água local. No reservatório Three Georges (China), o tempo de residência explicava entre 87% e 89% da variação da sincronia dos sólidos em suspensão (Xu et al. 2009). Vale atentar para o fato de que, no presente estudo, o período amostrado depois do barramento corresponde à época do enchimento do reservatório até um mês antes da operação da primeira turbina. Durante o processo de enchimento, há algumas vezes a abertura de descarga de fundo para manutenção de fluxo mínimo a jusante do reservatório e o tempo de residência da água será instável até que o nível de água atinja o mínimo para o funcionamento do reservatório (ANA 2009). Caso tivéssemos o tempo de residência real da água e ele fosse elevado como previsto (350 dias), sugeriríamos que o somatório da entrada contínua de material orgânico com o tempo de residência, durante o período depois do barramento, poderia estar favorecendo o processamento do material em suspensão, resultando em flutuações nos valores das variáveis limnológicas. Estas flutuações ambientais podem ser verificadas na variabilidade dos níveis de sincronia das variáveis ambientais ao comparar os períodos de antes e depois da formação do reservatório.

Dentre as variáveis ambientais analisadas, a temperatura da água superficial pode ser a mais afetada diretamente pela temperatura regional (Magnuson et al. 1990). Observamos em nossos resultados que a temperatura da água apresentou elevada sincronia antes da implantação da barragem e sofreu uma redução do nível de sincronia depois da implantação da barragem, contudo a sincronia foi elevada quando analisada toda a série temporal. Poderíamos sugerir que a temperatura da água estava predominantemente sob efeitos de fatores regionais antes da formação do reservatório (Kratz et al. 1987; Leibold et al. 2004; Seebens et al. 2013). Depois da formação do reservatório, a temperatura da água estava sob predominância de fatores locais ou estocásticos a dinâmica do local, em vista da redução do nível de sincronia (Arnott et al. 2003). Também verificamos que a sincronia das

variáveis ambientais relacionadas a decomposição de material foram as que apresentaram maiores e menores níveis de sincronia ao longo do período de estudo. As variáveis que apresentaram níveis de sincronia baixo podem estar relacionadas com fatores intrínsecos (Xu et al. 2011), como a dinâmica local através da interação com os organismos (Magnuson et al. 1990) ou heterogeneidade espacial (Hanski & Woiwod 1993; Abbott 2011). Além disso, o aumento da concentração do nitrogênio amoniacal e a inalteração de nitrato à jusante do reservatório, nas campanhas depois da formação do reservatório, demonstram reações de amonificação como resultado da decomposição de material orgânico (Heathwaite 1993). Contudo, são necessários mais estudos para confirmar esta relação, principalmente, quando for disponível a informação do tempo de residência real da água no reservatório Serra do Facão.

Bonecker et al. (2009) encontraram que a estabilidade da comunidade de rotíferos foi afetada pela implantação da barragem e atribuíram a causa à descontinuidade da dinâmica hidrológica antes e depois do barramento do rio. Estes autores registraram uma queda brusca na riqueza de espécies logo após o barramento do rio e, com o passar dos anos, aumentos graduais foram evidenciados. Mais recentemente foi encontrado que a formação de um reservatório não apresentou influências semelhantes dentre os microcrustáceos, pois impactou positivamente a abundância total de cladóceros ao longo do tempo quando comparado antes e depois da formação do reservatório, contudo não afetou a abundância total de copépodes (Alhassan et al. 2015). Portanto, no presente estudo, a formação do reservatório ao modificar as características limnológicas do sistema pode ter favorecido determinados grupos do zooplâncton em detrimento de outros, visto que há uma diferenciação entre os taxa selecionados antes e depois da implantação da barragem (Allan 1976; Matsumura-Tundisi & Silva 1999). Antes do barramento foi registrada a predominância de taxa de tecamebas e depois do barramento, predominância de taxa de copépodes e rotíferos. Com base no exposto, a formação do reservatório pode ter potencializado a tendência de assincronia dos grupos servindo como um distúrbio local, além da heterogeneidade espacial local (Allen et al. 1993; Heino et al. 1997), visto que gerou uma redução nos níveis de sincronia biológica chegando a assincronia em alguns grupos.

Esta busca de temporalidade nos componentes de um sistema (por exemplo, população, comunidade, ecossistema) auxilia na identificação da qualidade ambiental de um local, em vista de adequar futuras decisões do manejo de um recurso (Stow et al. 1998).

As populações quando sincrônicas permitem a extrapolação dos resultados para outras regiões com a finalidade de usar como referência nas avaliações do ecossistema em que elas estão inseridas (Anneville et al. 2004). Porém, a ausência de correlação (assincronia) ou correlação baixa à intermediária sugere a necessidade de monitorar mais locais (Burrows et al. 2002). Ao contrário das dinâmicas sincrônicas, que proporcionam a redução dos locais monitorados, conseqüentemente, exigindo um menor esforço amostral (Anneville et al. 2004; Rhodes & Jonzén 2011). Por outro lado, estes baixos valores de sincronia ou assincronia podem ser considerados vantajosos para a conservação dos grupos do zooplâncton. Esta vantagem existe em vista da relação positiva do risco de extinção global com a sincronia, ou seja, a presença de baixos valores de sincronia ou assincronia geram uma redução da probabilidade de extinções a nível regional (Heino et al. 1997; Hudson & Cattadori 1999; Earn et al. 2000). Algumas implicações sobre delineamentos de programas de monitoramento ambiental podem ser feitas tomando como base os nossos resultados de sincronia biológica. Os valores de sincronia encontrados indicam a necessidade de aumentar a abrangência espacial do monitoramento em vista dos grupos taxômicos apresentarem baixa correlação entre os pontos ao longo do tempo analisado. Além disso, o sistema do reservatório da UHE Serra do Facão não poderá servir como referência para outro sistema da região. Contudo, estes grupos zooplânctônicos apresentaram uma baixa probabilidade de extinção global.

## **CONCLUSÃO**

No presente estudo, foram registrados baixos valores de sincronia populacional do zooplâncton chegando a assincronia tanto antes quanto após a implantação da barragem do rio. Todavia, não foi registrada a atuação do efeito Moran e nem da dispersão na regulação destas flutuações populacionais. Por outro lado, estes valores de sincronia variaram entre as fases temporais da implantação da barragem, sugerindo que as modificações causadas no sistema através da interrupção da hidrodinâmica para formação do reservatório podem ter afetado na regulação das flutuações populacionais. A maioria dos baixos valores de sincronia do zooplâncton evidenciam a presença da dissimilaridade das comunidades entre as áreas do reservatório. Portanto, sugere-se aumentar a área monitorada no caso dos grupos assincrônicos, ou manter no mínimo a extensão espacial atual, no caso dos grupos sincrônicos.

## REFERÊNCIAS

- Abbott, K. C. 2012. A dispersal-induced paradox: synchrony and stability in stochastic metapopulations. *Ecology Letters*, 14: 1158-1169.
- Alhassan, E. H.; Ofori-Danson, P. K.; Samman, J. 2015. Ecological impact of river impoundment on zooplankton. *Zoology and Ecology*, 25(2): 136-142.
- Allan, J. D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *The American Naturalist*, 110: 165-180.
- Allen, J. C.; Schaffer, W. M.; Rosko, D. 1993. Chaos reduces species extinction by amplifying local population noise. *Nature*, 364, 229-232.
- Alves, G. M.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M.; Joko, C.Y.; Costa, D.M. 2007. New records of testate lobose amoebae (Protozoa, Arcellinida) for the Upper Paraná River floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(2): 175-195.
- ANA 2009. Manual de estudos de disponibilidade hídrica para aproveitamentos hidrelétricos. Brasília: Agência Nacional de Águas, 43 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2009/ManualdeEstudoSdeDisponibilidadeHidrica.pdf>
- Anneville, O.; Souissi, S.; Gammeter, S.; Straile, D. 2004. Seasonal and interannual scales of variability in phytoplankton assemblages: comparison of phytoplankton dynamics in three peri-alpine lakes over a period of 28 years. *Freshwater Biology*, 49: 98-115.
- APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington: Byrd Prepress Springfield.
- Arnott, S. E.; Keller, B.; Dillon, P. J.; Yan, N.; Paterson, M.; Findlay, D. 2003. Using temporal coherence to determine the response to climate change in boreal shield lakes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88: 365-388.
- Arriera, R. J.; Alves, G. M.; Schwind, L. T. F.; Lansac-Tôha, F. A. 2015. Local factors affecting the testate amoeba community (Protozoa: Arcellinida; Euglyphida) in a neotropical floodplain. *Journal of Limnology*, 74(3): 444-452.
- Battisti, Corrado; Poeta, Gianluca; Fanelli, Giuliano 2016a. Heterogeneity, Dynamism, and Diversity of Natural Systems. In: *An Introduction to Disturbance Ecology - A Road Map for Wildlife Management and Conservation*. Springer-Environmental Science, 1-6.
- Battisti, Corrado; Poeta, Gianluca; Fanelli, Giuliano 2016b. *An Introduction to Disturbance Ecology - A Road Map for Wildlife Management and Conservation*. Springer- Environmental Science, 187 p.
- Bjørnstad, O. N.; Ims, R. A.; Lambin, X. 1999a. Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 427-432.
- Bjørnstad, O. N.; Stenseth, N. C.; Saitoh, T. 1999b. Synchrony and scaling in dynamics of voles and mice in northern Japan. *Ecology*, 80: 622-637.

- Bonecker, C.C.; Aoyagui, A.S.M.; Santos, R.M. 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 529–537.
- Bouwman, A. F.; Bierkens, M. F. P.; Hefting, M.M.; Middelburg, J.J.; Middelkoop; Slomp, C.P. 2013. Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integrations of ecological and biogeochemical models. *Biogeosciences*, 10:1-23.
- Bozelli, R.L.; Thomaz, S.M.; Padial, A.A.; Lopes, P.M.; Bini, L.M. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian flood-plain system. *Hydrobiologia*, 753: 233–241.
- Buonaccorsi, J. P.; Elkinton, J. S.; Evans, S. R.; Liebhold, A. 2001. Measuring and testing for spatial synchrony. *Ecology*, 82: 1668–1679.
- Burrows, M.T.; Moore, J.J.; James, B. 2002. Spatial synchrony of population changes in rocky shore communities in Shetland. *Marine Ecology Progress Series*, 240: 39-48.
- Caliman, A.; Carneiro, L. S.; Santangelo, J. M; Guariento, R.D.; Pires, A. P. F.; Suhett, A. L.; Quesado, L.B.; Scotfield, V.; Fonte, E. S.; Lopes, P.M.; Sanches, L.F.; Azevedo, F. D.; Marinho, C. C.; Bozelli, R. L.; Esteves, F. A.; Farjalla, V. F. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3): 803-814.
- Cattatori, I. M.; Hudson, P. J.; Merler, S.; Rizzoli, A. 1999. Synchrony, scale and temporal dynamics of rock partridge (*Alectoris graeca saxatilis*) populations in the Dolomites. *Journal of Animal Ecology*, 68(3):540-549.
- Chevalier, M.; Laffaille, P.; Ferdy, J. -B.; Grenouillet, G. 2015. Measurements of spatial population synchrony: influence of time series transformations. *Oecologia*, 179: 15-28.
- Cohen, J. E.; Saitoh, T. 2016. Population dynamics, synchrony, and environmental quality of Hokkaido voles lead to temporal and spatial Taylor's laws. *Ecology*, 97(12):3402-3413.
- Cottenie, K.; Michels, E.; Nuytten, Nele, Meester, L. 2003. Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, 84(4): 991-1000.
- Deflandre, G. 1928. Le genre *Arcella*Ehrenberg. *Archiv fur Protistenkunde*, 64: 152-287.
- Deflandre, G. 1929. Le genre *Centropyxis*Stein. *Archiv fur Protistenkunde*, 67: 322-375.
- Descamps, S.; Strøm, H.; Steen, H. 2013. Decline of an arctic top predator: Synchrony in colony size fluctuations, risk of extinction and the subpolar gyre. *Oecologia*, 173(4): 1271-1282.
- Earn, D. J. D.; Levin, S. A.; Rohani, P. 2000. Coherence and conservation, *Science*, 290(5495): 1360–1364.
- Edokpayi, C. A.; Osimen, E. C. 2002. The impact of impoundment on the physical and chemical hydrology of Ibiekuma stream in southern Nigeria. *Tropical Ecology*,

43(2): 287-296.

Elmoor-Loureiro, L.M.A. 1997. Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, 155 p.

Engen, S.; Lande, R.; Sæther, B.-E.; Bregnballe, T. 2005. Estimating the synchrony of fluctuating populations. *Journal of Animal Ecology*, 74: 601–611.

Engen, S.; Saether, B.-E. 2005. Generalizations of the Moran effect explaining spatial synchrony in population fluctuations. *The American Naturalist*, 166(5): 603-612.

Engen, S.; Lande, R.; Saether, B.-E. 2002. Migration and spatiotemporal variation in population dynamics in a heterogeneous environment. *Ecology*, 83(2): 570-579.

Ford, D.E. 1990. Reservoir transport processes. In: Thornton, K. w.; Kimmel, B. L.; Payne, F. E. (eds). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: J. Wiley & Sons, 15–43.

Gauthier-Lievre, L.; Thomas, R. 1958. Legenre *Cucurbitella* Penard. *Archiv fur Protistenkunde*, 104: 569-602.

Gauthier-Lievre, L.; Thomas, R. 1958. Lesgenres *Diffflugia*, *Pentagonia*, *Maghrebiaet* *Hoogenraadia* (Rhizopodes Testacès) en Afrique. *Archiv fur Protistenkunde*, 103: 241-370.

Goldwyn, E.E.; Hastings, A. 2011. The roles of the Moran effect and dispersal in synchronizing oscillating populations. *Journal of Theoretical Biology*, 289: 237-246.

Goldwyn, E.E.; Hastings, A. 2008. When can dispersal synchronize populations? *Theoretical Population Biology*, 73: 395–402.

Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohmstad, M. A. M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. Oxford: Blackwell Scientific, 213p.

Gomes, L. de P. 2014. Efeitos da Implantação e Operação do Reservatório Hidrelétrico na Dinâmica da Comunidade de Pequenos Mamíferos em uma Área de Cerrado no Brasil Central. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Universidade de Brasília, 54p.

Gouhier, T. C. 2013. Synchrony: tools for computing spatial, temporal, and spatiotemporal statistics. R Package Version 0.1.

Greenville, A. C.; Wardle, G. M.; Nguyen, V.; Dickman, C. R. 2016. Spatial and temporal synchrony in reptile population dynamics in variable environments. *Oecologia*, 182: 475-485.

Grenfell, B. T.; Wilson, K.; Finkenstadt, B. F.; Coulson, T. N.; Murray, S.; Albon, S. D.; Pemberton, J. M.; Clutton-Brock, T. H.; Crawley, M. J. 1998. Noise and determinism in synchronized sheep dynamics. *Nature*, 394: 674–677.

Hansen, B. B.; Grotan, V., Aanes, R.; Saether, B.-E.; Stien, S.; Fuglei, E.; Ims, R. A.; Yoccoz, N. G.; Pedersen, A. O. 2013. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the high Arctic. *Science*, 339: 313–315.

Hanski, I.; Woiwod, I. P. 1993. Spatial synchrony in the dynamics of moth and aphid populations. *Journal of Animal Ecology*, 62(4): 656-668.

- Haydon, D. t.; Stenseth, N. C.; Boyce, M. S.; Greenwood, P. E. 2001. Phase coupling and synchrony in the spatiotemporal dynamics of muskrat and mink populations across Canada. *PNAS*, 98(23): 13149-13154.
- Haydon, D.; Steen, H. 1997. The effects of large and small scale random events on the synchrony of metapopulation dynamics: a theoretical analysis. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 264: 1375-1381.
- Haynes, K. J.; Bjørnstad, O. N.; Allstadt, A. J.; Liebhold, A. 2013. Geographical variation in the spatial synchrony of a forest-defoliating insect: isolation of environmental and spatial drivers. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 280: 1–8.
- Heathwaite, A. L. 1993. Nitrogen cycling in surface waters and lakes. In: Burt, T.; Heathwaite, A.L.; Trudgill, S.T. (eds). *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester: John Wiley & Sons, 99-140.
- Heino, M.; Kaitala, V.; Ranta, E.; Lindström, J. 1997. Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 264: 481-486.
- Holyoak, M.; Lawler, S. P. 1996. The Role of Dispersal in Predator-Prey Metapopulation Dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 65(5): 640-652.
- Hudson, P.J.; Cattadori, I.M. 1999. The Moran effect: A cause of population synchrony. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 1-2.
- IBAMA 2016. Relatório de Impacto Ambiental da Usina Hidrelétrica Serra do Facão. Disponível em <http://licenciamento.ibama.gov.br/Hidreletricas>. Acesso em: 12 de agosto de 2016.
- Ims, R. A.; Andreassen, H. P. 2000. Spatial synchronization of vole population dynamics by predatory birds. *Nature*, 408: 194-196.
- Jansen, V.A.A. 2001. The dynamics of two diffusively coupled predator-prey populations. *Theoretical Population Biology*, 59: 119-131.
- Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- Kendall, B. E.; Bjørnstad, O. N.; Keitt, T. H.; Fagan, W. F. 2000. Dispersal, environmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics. *The American Naturalist*, 155(5): 628-636.
- Kennedy, R. H.; Walker, W. W. 1990. Reservoir Nutrient Dynamics. In: Thornton, K.W.; Kimmel, B. L.; Payne, F.E. (eds). *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. New York: Wiley-Interscience Publication, 109-131.
- Koelle, K.; Vandermeer, J. 2005. Dispersal-induced desynchronization: From metapopulations to metacommunities. *Ecology Letters*, 8(2): 167-175.
- Koenig, W. D.; Knops, J. M. H. 2013. Large-scale spatial synchrony and cross-synchrony in acorn production by two California oaks. *Ecology*, 94(1): 83-93.
- Koenig, W. D. 2002. Global patterns of environmental synchrony and the Moran effect. *Ecography*, 25: 283-288.

- Koenig, W.D. 1998. Spatial autocorrelation in California land birds, *Conservation Biology*, 12: 612–620.
- Koenig, W.D. 1999. Spatial autocorrelation of ecological phenomena. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 22-26.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria: die radertiere mitteleuropas begrundet von Max Voigt, - Monogononta 2. Aulage neubearbeitet von Walter Koste.* Berlin: Gebruder Borntraeger, 238p.
- Kratz, T. K.; Frost, T. M.; Magnuson, J. J. 1987. Inferences from spatial and temporal variability in ecosystems-long-term zooplankton data from lakes. *American Naturalist*, 129: 830-846.
- Lansac-Tôha, F.A.; Bini, L.M.; Velho, L.F.M.; Bonecker, C.C.; Takahashi, E.M.; Vieira, L.C.G. 2008. Temporal coherence of zooplankton abundance in a tropical reservoir. *Hydrobiologia*, 614: 387–399.
- Legendre, P.; Legendre, L. 2012. *Numerical ecology.* Amsterdam: Elsevier, 3. ed., 990p.
- Li, Z.-Z.; Gao, M.; Hui, C.; Han, X.-Z.; Shi, H. 2005. Impact of predator pursuit and prey evasion on synchrony and spatial patterns in metapopulation. *Ecological Modelling*, 185: 245-254.
- Lichstein, J. W. 2007. Multiple regression on distance matrices: a multivariate spatial analysis tool. *Plant Ecology*, 188: 117-131.
- Liebold, A.; Koenig, W. D.; Bjørnstad, O. N. 2004. Spatial synchrony in population dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 467-490.
- Lodi, S.; Velho, L.F.M.; Carvalho, P.; Bini, L.M. 2014. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. *Journal of Plankton Research*, 36(4): 966-977.
- Lopes, V. G. 2015. Preponderância da dinâmica hidrológica sobre a sincronia e padrões de diversidade beta de comunidades zooplanctônicas. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade Federal de Goiás, 104 p.
- Mackereth, F. 1978. *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists.* Freshwater Biological Association, 120p.
- Magnuson, J. J.; Benson, B. J.; Kratz, T. K. 1990. Temporal coherence in the limnology of a suite of lakes in Wisconsin, USA. *Freshwater Biology*, 23: 145–159.
- Martins-Filho, G.; Dias, M. M.; Werner-Junior, D. 2009. The Construction of Serra do Facão Hydroelectric Power Plant. In: Piasentin, C. (ed). *Main Brazilian Dams III: Design Construction and Performance*, 393-408.
- Matsumura-Tundisi, T.; Silva, W. M. 1999. Crustáceos copépodos planctônicos. In: Jolly, C.A.; Bicudo, C.E.M. (org.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo-Invertebrados de Água Doce.* São Paulo: FAPESP, 1ed., 4: 1-176.
- Moran, P.A.P. 1953. The statistical analysis of the Canadian Lynx cycle. *Australian Journal of Zoology*, 1: 291–298.

- Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Roeland, K.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Henry, M.; Stevens, H.; Wagner, H.; 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-8.
- Pagioro, T. A.; Roberto, M. C.; Thomaz, S. M.; Pierini, S. A.; Taka, M. 2005. Zonação Longitudinal das Variáveis Limnológicas Abióticas em reservatórios. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (eds). *Biocenoses em Reservatórios: Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima, 39-46.
- Pandit, S.N.; Kolasa, J.; Cottenie, K. 2013. Population synchrony decreases with richness and increases with environmental fluctuations in an experimental metacommunity. *Oecologia*, 171: 237-247.
- Peltonen, M.; Liebhold, A. M.; Bjørnstad, O. N.; Williams, D. W. 2002. Spatial synchrony in forest insect outbreaks: roles of regional stochasticity and dispersal. *Ecology*, 83(11): 3120-3129.
- Petranka, J. W.; Smith, C. K.; Scott, A. F. 2004. Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. *Ecological Applications*, 14(4): 1065–1078.
- Post, E.; Forchhammer, M. C. 2004. Spatial synchrony of local populations has increased in association with the recent Northern Hemisphere climate trend. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(25): 9286-9290.
- Poulin, B.; Wright, S. J.; Lefebvre, G.; Calderón, O. 1999. Interspecific synchrony and asynchrony in the fruiting phenologies of congeneric bird-dispersed plants in Panama. *Journal of Tropical Ecology*, 15(2): 213-227.
- R Development Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.R-project.org>).
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lindström, J. 1999. Spatially autocorrelated disturbances and patterns in population synchrony. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 266:1851-1856.
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lindström, J.; Linden, H. 1995. Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 262: 113–118.
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lundberg, P. 1998. Population variability in space and time: the dynamics of synchronous populations. *Oikos*, 83: 376-82.
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lindström, J.; Helle, E. 1997. The Moran effect and synchrony in population dynamics, *Oikos* 78: 136–142.
- Reid, J. W. 1985. *Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda)*. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Boletim de Zoologia, 17-143
- Rhodes, J.R.; Jonzén, N. 2011. Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time? *Ecography* 34, 1040–1048.

- Ribeiro, J. F.; WALTER, B. M. T. 2008. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S. M., Almeida, S. P & Ribeiro, J. F. (eds). Cerrado: Ecologia e Flora. Planaltina - DF. Embrapa Cerrados, 153-212.
- Rusak, J. A.; Yan, N. D.; Somers, K. M. 2008. Regional climatic drivers of synchronous zooplankton dynamics in north-temperate lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 878-889.
- Rusak, J. A.; Yan, N. D.; Somers, K. M.; McQuenn, D. J. 1999. The temporal coherence of zooplankton population abundances in neighboring north-temperate lakes. *American Naturalist*, 153, 46-58.
- Saether, B.E.; Engen, S.; Grotan, V.; Fiedler, W.; Matthysen, E.; Visser, M.E.; Wright, J.; Moller, A.P.; Adriaensen, F.; Van Balen, H.; Balmer, D.; Mainwaring, M.C.; McCleery, R.H.; Pampus, M.; Winkel, W. 2007. The extended Moran effect and large-scale synchronous fluctuations in the size of great tit and blue tit populations. *Journal of Animal Ecology*, 76(2): 315-325.
- Seebens, H.; Einsle, U.; Straile, D. 2013. Deviations from synchrony: spatio-temporal variability of zooplankton community dynamics in a large lake. *Journal of Plankton Research*, 35: 22-32.
- Segers, H. 1995. Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta). In: Dumont, H.J. & Nogrady, T. (eds). *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6*. Academic Publishing BV., 226 p.
- Shanker, K.; Sukumar, R. 1999. Synchrony in small mammal populations of montane forest patches in southern India. *Journal of Animal Ecology*, 68: 50-59.
- Sommer, U.; Padisak, J.; Reynolds, C.S.; Juhász-Nagy, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, 249:1-7.
- Soranno, P. A.; Webster, K. E.; Riera, J. L.; Kratz, T. K.; Baron, J. S.; Bukaveckas, P. A.; Kling, G. W.; White, D. S.; Caine, N.; Lathrop, C. R.; Leavitt, P. R. 1999. Spatial variation among lakes within landscapes: ecological organization along lake chains. *Ecosystems*, 2: 395-410.
- Souza, M.B.G. 2008. *Guia das Tecamebas: Bacia do Rio Peruaçu, Minas Gerais - Subsídio para conservação e monitoramento da bacia do Rio São Francisco*. Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, 159 p.
- Stow, C. A.; Carpenter, S. R.; Webster, K. E.; Frost, T. M. 1998. Long-term environmental monitoring: Some perspectives from lakes. *Ecological Applications*, 8:269-276.
- Straskraba, M.; Tundisi, J.G.; Duncan, A. 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: Straskraba, M.; Tundisi, J.G.; Duncan, A. (eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 213-288.
- Sutcliffe, O. L.; Thomas, C. D.; Moss, D. 1996. Spatial synchrony and asynchrony in butterfly population dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 65(1): 85-95.

- Takahashi, E. M.; Lansac-Tôha, F. A.; Velho, L. F. M.; Bini, L. M. 2008. The temporal asynchrony of planktonic cladocerans population at different environments of the Upper Parana River Floodplain. *International Review Hydrobiology*, 93: 679-689.
- Tedesco, P. A.; Hugueny, B.; Paugy, D.; Fermon, Y. 2004. Spatial synchrony in population dynamics of West African fishes: A demonstration of an intraspecific and interspecific Moran effect. *Journal of Animal Ecology*, 73(4): 693-705.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M.; Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-flood- plain systems. *Hydrobiologia*, 579: 1-13.
- Thornton, K. W. 1990. Sedimentary process. In: Thornton, K. W.; Kimmel, B. L.; Payne, F. E. (eds). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: J. Wiley & Sons, 43-69.
- Trenham, P. C.; Koenig, W. D.; Mossman, M. J.; Stark, S. L.; Jagger, L. A. 2003. Regional dynamics of wetlands-breeding frogs and toads turnover and synchrony. *Ecological Applications*, 13(6): 1522–1532.
- Tundisi, J. G.; Bicudo, C.E.; Matsumura-Tundisi, T. (ed.) 1995. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências e Sociedade Brasileira de Limnologia, 376 p.
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Calijuri, M. C. 1993. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: Straskraba, M.; Tundisi, J. G.; Duncan, A. (eds.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 25-55.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 13 -137.
- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A. 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of high Paraná river floodplain, State of Mato Grosso do Sul - Brasil: II. Family Diffflugidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 31(4): 179-192.
- Velho, L.F.M.; Lansac-Tôha, F.A.; Serafim-Junior, M. 1996. Testate amoebae (Rhizopodea-Sarcodina) from zooplankton of high Paraná river floodplain, State of Mato Grosso do Sul - Brasil: I. Families Arcellidae and Centropyxidae. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 31:35-50.
- Vieira, A. C. B.; Medeiros, A. M. A.; Ribeiro, L. L.; Crispim, M. C. 2011. Dinâmica populacional de *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886) e *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) em diferentes faixas de concentração de nutrientes (N e P). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23(1): 48-56.
- Vucetich, M.C. 1973. Estudio detecamebianos argentinos, en especial los del dominio pamapasco. *Revista del Museo de La Plata - Sección Zoología*, 11(108): 287-332.
- Ward, J. V.; Stanford, J. A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Fontaine, T. D.; Bartell, S. M. (eds.). *Dynamics of lotic ecosystem*. Ann Arbor Science, 29-42.

Ward, J. V.; Tockner, K.; Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 125-139.

Wetzel, R. G.; Likens, G. E. 2000. *Limnological Analyses*. Philadelphia: Springer-Verlag: 3 ed., 357 p.

White, P.S.; Pickett, S.T.A. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: Pickett; S.T.A.; White, P.S. (eds) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, 3- 13.

Xu, Y.; Cai, Q.; Shao, M.; Han, X.; Cao, M. 2009. Seasonal dynamics of suspended solids in a giant subtropical reservoir (China) in relation to internal processes and hydrological features. *Quaternary International*, 208: 138 -144.

Xu, Y.; Cai, Q.; Ye, L.; Shao, M. 2011. Asynchrony of spring phytoplankton response to temperature driver within a spatial heterogeneity bay of Three-Gorges Reservoir, China. *Limnologica*, 41(3): 174-180.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

### Suplemento 1

**Tabela 1.** Sincronia média ( $r$  médio) de toda a série temporal amostrada, antes e depois da implantação da barragem do rio São Marcos para as variáveis ambientais limnológicas do reservatório Serra do Facão. Significância estatística =  $p$ . Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortófosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amônia = Nitrogênio Amônia; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

Variáveis Ambientais	Análise de Sincronia Ambiental					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$ (médio)	$p$	$r$ (médio)	$p$	$r$ (médio)	$p$
Temperatura da água	<b>0,70</b>	<0,001	<b>0,41</b>	<0,001	<b>0,77</b>	<0,001
pH	<b>0,21</b>	<0,001	<b>0,49</b>	<0,001	<b>0,27</b>	<0,001
Condutividade	<b>0,15</b>	0,002	<b>0,30</b>	<0,001	<b>0,17</b>	<0,001
OD	<b>0,15</b>	0,001	<b>0,24</b>	0,001	<b>0,30</b>	<0,001
Turbidez	<b>0,55</b>	<0,001	<b>0,30</b>	<0,001	<b>0,48</b>	<0,001
MST	<b>0,39</b>	<0,001	<b>0,61</b>	<0,001	<b>0,48</b>	<0,001
MO	<b>0,41</b>	<0,001	<b>0,16</b>	0,013	<b>0,38</b>	<0,001
MI	<b>0,37</b>	<0,001	<b>0,11</b>	0,046	<b>0,31</b>	<0,001
Clorofila	<b>0,31</b>	<0,001	<b>0,29</b>	<0,001	<b>0,41</b>	<0,001
STD	<b>0,70</b>	<0,001	<b>0,45</b>	<0,001	<b>0,71</b>	<0,001
P total	<b>0,46</b>	<0,001	<b>0,34</b>	<0,001	<b>0,39</b>	<0,001
Orto P	<b>0,39</b>	<0,001	0,21	0,077	<b>0,33</b>	<0,001
N-total_k	<b>0,42</b>	<0,001	<b>0,43</b>	<0,001	<b>0,45</b>	<0,001
Nitrato	<b>0,59</b>	<0,001	<b>0,36</b>	<0,001	<b>0,42</b>	<0,001
Nitrito	<b>0,82</b>	<0,001	<b>0,85</b>	<0,001	<b>0,85</b>	<0,001
N-amônia	<b>0,59</b>	<0,001	<b>0,57</b>	<0,001	<b>0,58</b>	<0,001
DBO	<b>0,48</b>	<0,001	<b>0,12</b>	0,032	<b>0,43</b>	<0,001
DQO	<b>0,35</b>	<0,001	<b>0,63</b>	<0,001	<b>0,49</b>	<0,001
Alk	<b>0,76</b>	<0,001	<b>0,37</b>	<0,001	<b>0,62</b>	<0,001
Col.fecais	<b>0,49</b>	<0,001	<b>0,29</b>	<0,001	<b>0,42</b>	<0,001
Col.totais	<b>0,46</b>	<0,001	<b>0,64</b>	<0,001	<b>0,50</b>	<0,001

Suplemento 2

**Tabela 2A.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) e significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia dos cladóceros e variáveis ambientais resultantes do Teste de Mantel de toda a série temporal, antes e depois do barramento. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). Ambiental Média = sincronia das médias das variáveis de cada ponto; OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

<b>Cladóceros</b>						
Variáveis Ambientais	Teste de Mantel (Sincronia Grupo <i>versus</i> Sincronia Ambiente)					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
Ambiental Média	-0,11	0,765	0,06	0,264	<b>0,43</b>	0,003
Temperatura da água	0,01	0,441	-0,01	0,497	0,00	0,444
pH	0,07	0,329	0,01	0,429	0,23	0,055
Condutividade	<b>0,53</b>	0,004	0,16	0,089	0,09	0,303
OD	-0,17	0,819	<b>0,24</b>	0,017	<b>0,51</b>	0,002
Turbidez	0,15	0,236	0,08	0,193	0,11	0,243
MST	0,12	0,291	0,07	0,231	-0,26	0,870
MO	<b>0,44</b>	0,034	0,05	0,291	-0,23	0,848
MI	0,03	0,417	-0,03	0,570	-0,04	0,536
Clorofila	0,02	0,417	-0,03	0,562	-0,12	0,689
STD	0,16	0,209	-0,06	0,685	0,04	0,388
P total	-0,25	0,900	-0,02	0,522	-0,32	0,895
Orto P	-0,34	0,990	-0,15	0,727	0,13	0,224
N-total_k	<b>0,32</b>	0,051	-0,02	0,517	-0,13	0,738
Nitrato	<b>0,58</b>	0,003	0,00	0,466	-0,13	0,740
Nitrito	-0,11	0,652	-0,15	0,927	0,30	0,120
N-amonia	0,05	0,388	0,12	0,143	-0,14	0,743
DBO	-0,10	0,687	-0,04	0,621	-0,34	0,976
DQO	-0,16	0,838	0,00	0,462	-0,16	0,809
Alk	0,14	0,244	0,07	0,249	0,08	0,322
Col.fecais	0,07	0,335	<b>0,23</b>	0,028	0,01	0,418
Col.totais	0,08	0,303	0,08	0,235	0,10	0,280

**Tabela 2B.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) e significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia dos copépodes e variáveis ambientais resultantes do Teste de Mantel de toda a série temporal, antes e depois do barramento. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). Ambiental Média = sincronia das médias das variáveis de cada ponto; OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

<b>Copépodes</b>						
Variáveis Ambientais	Teste de Mantel (Sincronia Grupo <i>versus</i> Sincronia Ambiente)					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
Ambiental Média	-0,13	0,785	<b>0,38</b>	0,002	<b>0,37</b>	0,007
Temperatura da água	-0,01	0,468	0,18	0,131	-0,11	0,621
pH	0,13	0,213	0,04	0,348	0,22	0,058
Condutividade	-0,04	0,571	<b>0,30</b>	0,027	0,11	0,299
OD	-0,18	0,867	<b>0,30</b>	0,006	<b>0,39</b>	0,016
Turbidez	0,00	0,450	<b>0,21</b>	0,025	0,12	0,241
MST	0,03	0,401	0,12	0,153	-0,24	0,815
MO	-0,19	0,786	0,01	0,432	-0,11	0,677
MI	0,03	0,396	0,03	0,342	-0,15	0,728
Clorofila	-0,19	0,859	0,02	0,386	-0,09	0,640
STD	0,19	0,188	0,13	0,185	0,04	0,409
P total	0,13	0,346	<b>0,25</b>	0,040	-0,33	0,880
Orto P	-0,08	0,657	0,20	0,190	0,09	0,328
N-total_k	0,00	0,469	0,00	0,482	-0,12	0,726
Nitrato	-0,17	0,759	0,05	0,327	-0,35	0,977
Nitrito	-0,12	0,658	-0,19	0,933	0,14	0,285
N-amonia	0,15	0,222	0,14	0,167	-0,15	0,756
DBO	-0,21	0,882	0,09	0,232	-0,28	0,933
DQO	-0,14	0,842	0,17	0,131	-0,07	0,647
Alk	0,11	0,268	<b>0,26</b>	0,044	0,06	0,377
Col.fecais	0,09	0,278	0,16	0,126	0,01	0,461
Col.totais	0,07	0,311	-0,06	0,668	-0,04	0,562

**Tabela 2C.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) e significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia dos rotíferos e variáveis ambientais resultantes do Teste de Mantel de toda a série temporal, antes e depois do barramento. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). Ambiental Média = sincronia das médias das variáveis de cada ponto; OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

<b>Rotíferos</b>						
Variáveis Ambientais	Teste de Mantel (Sincronia Grupo <i>versus</i> Sincronia Ambiente)					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
Ambiental Média	-0,07	0,669	0,04	0,317	<b>0,45</b>	0,001
Temperatura da água	-0,01	0,442	<b>0,40</b>	0,004	-0,17	0,762
pH	-0,02	0,533	-0,05	0,680	-0,04	0,604
Condutividade	0,03	0,399	0,13	0,144	0,18	0,168
OD	-0,10	0,714	0,12	0,133	0,26	0,072
Turbidez	0,11	0,261	0,00	0,437	-0,08	0,664
MST	0,04	0,363	-0,09	0,773	-0,17	0,771
MO	0,14	0,242	0,06	0,250	-0,08	0,639
MI	0,08	0,307	-0,01	0,483	-0,07	0,609
Clorofila	-0,15	0,814	-0,05	0,613	-0,35	0,985
STD	0,26	0,111	-0,15	0,905	0,17	0,191
P total	-0,21	0,758	0,10	0,180	0,05	0,394
Orto P	-0,09	0,686	0,12	0,258	0,18	0,175
N-total_k	0,07	0,313	0,02	0,392	-0,02	0,530
Nitrato	-0,08	0,622	0,02	0,367	-0,23	0,908
Nitrito	-0,16	0,774	0,05	0,304	0,29	0,105
N-amonia	0,28	0,070	0,17	0,080	0,01	0,439
DBO	0,06	0,344	-0,01	0,479	-0,07	0,646
DQO	0,02	0,434	0,17	0,100	-0,35	0,984
Alk	0,06	0,316	0,18	0,075	0,09	0,302
Col.fecais	0,22	0,085	-0,03	0,557	0,02	0,407
Col.totais	0,17	0,116	0,03	0,396	-0,07	0,636

**Tabela 2D.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $r$ ) e significância estatística ( $p$ ) das relações entre sincronia das tecamebas e variáveis ambientais resultantes do Teste de Mantel de toda a série temporal, antes e depois do barramento. Os valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ). Ambiental Média = sincronia das médias das variáveis de cada ponto; OD = Oxigênio Dissolvido; MST = Material em Suspensão Total; MO = Material Orgânico em suspensão; Material Inorgânico em suspensão; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; P total = Fósforo Total; Orto P = Ortofosfato; N-total\_k = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amonia = Nitrogênio Amoniacal; DBO = Demanda Biológica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; Alk = Alcalinidade; Col.fecais = Coliformes fecais; Col.totais = Coliformes totais.

<b>Tecamebas</b>						
Variáveis Ambientais	Teste de Mantel (Sincronia Grupo <i>versus</i> Sincronia Ambiente)					
	Antes do barramento		Depois do barramento		Toda série temporal	
	$r$	$p$	$r$	$p$	$r$	$p$
Ambiental Média	0,01	0,444	-0,11	0,802	<b>0,30</b>	0,019
Temperatura da água	-0,11	0,659	-0,04	0,563	-0,24	0,839
pH	-0,04	0,570	-0,18	0,963	0,20	0,076
Condutividade	0,08	0,292	0,00	0,464	<b>0,57</b>	0,001
OD	-0,19	0,893	-0,12	0,837	0,24	0,085
Turbidez	-0,04	0,546	0,15	0,086	0,19	0,121
MST	-0,09	0,638	-0,10	0,782	-0,27	0,879
MO	0,18	0,189	-0,03	0,561	0,26	0,106
MI	-0,03	0,516	-0,06	0,696	-0,16	0,754
Clorofila	-0,14	0,795	<b>0,25</b>	0,040	0,15	0,220
STD	<b>0,68</b>	<0,001	-0,06	0,634	<b>0,52</b>	0,006
P total	-0,33	0,857	0,19	0,081	0,35	0,124
Orto P	0,01	0,470	0,05	0,375	<b>0,66</b>	<0,001
N-total_k	-0,08	0,672	0,01	0,438	-0,13	0,746
Nitrato	0,17	0,194	-0,01	0,472	-0,15	0,786
Nitrito	0,35	0,054	<b>0,33</b>	0,011	<b>0,39</b>	0,043
N-amonia	0,12	0,243	0,15	0,141	0,31	0,057
DBO	-0,21	0,907	<b>0,22</b>	0,050	-0,15	0,805
DQO	-0,10	0,756	<b>0,32</b>	0,019	-0,19	0,864
Alk	<b>0,60</b>	<0,001	0,01	0,457	<b>0,58</b>	0,003
Col.fecais	0,06	0,345	-0,04	0,575	<b>0,52</b>	0,005
Col.totais	0,09	0,246	0,15	0,123	0,06	0,368

Suplemento 3

**Tabela 3A.** Regressão múltipla entre matrizes (MRM) de sincronia populacional e as matrizes de distância geográficas e ambientais antes do barramento do rio São Marcos. Coeficiente de determinação do modelo de influência da distância geográfica (Geog) e da sincronia ambiental (amb) sobre os níveis de sincronia populacional = R<sup>2</sup>. Coeficientes parciais padronizados = Coef. Valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Regressão múltipla entre matrizes - Antes do barramento							
Grupos	Taxa	Coef. (amb.)	<i>p</i>	Coef. (Geog.)	<i>p</i>	R <sup>2</sup> adj	<i>p</i>
	Cladóceros	-1,0975	0,084	0,0005	0,719	0,0084	0,251
	Copépodes	0,0512	0,931	0,0009	0,545	0,0014	0,806
	Rotíferos	-0,2911	0,491	-0,0005	0,658	0,0021	0,717
	Tecamebas	-0,0297	0,952	-0,0003	0,808	0,0002	0,965
Copépodes	Nauplio de cyclopoida	-0,4647	0,386	0,0005	0,729	0,0022	0,685
Rotíferos	Bdelloidea	-0,3600	0,493	-0,0004	0,751	0,0016	0,755
Tecamebas	<i>Arcella costata</i>	-0,1869	0,717	0,0016	0,187	0,0055	0,371
	<i>Arcella discoides</i>	-0,1923	0,697	0,0006	0,600	0,0011	0,807
	<i>Arcella megastoma</i>	0,0980	0,849	<b>0,0041</b>	0,002	<b>0,0345</b>	0,004
	<i>Arcella vulgaris</i>	0,4317	0,192	0,0012	0,131	0,0079	0,121
	<i>Centropyxis aculeata</i>	0,3699	0,385	0,0002	0,877	0,0015	0,695
	<i>Centropyxis constricta</i>	0,3846	0,446	0,0003	0,829	0,0015	0,739
	<i>Centropyxis ecornis</i>	-0,4424	0,430	-0,0011	0,426	0,0045	0,507
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	0,1142	0,805	-0,0005	0,640	0,0007	0,866
	<i>Cyclopyxis kahli</i>	-0,2011	0,619	-0,0001	0,907	0,0005	0,885
	<i>Diffflugia acuminata</i>	-0,4159	0,370	-0,0011	0,244	0,0062	0,287
	<i>Diffflugia corona</i>	-0,2950	0,500	-0,0016	0,112	0,0080	0,205
	<i>Diffflugia cf. gramen</i>	-0,0999	0,827	-0,0004	0,725	0,0003	0,913
	<i>Diffflugia sp.</i>	-0,0277	0,960	0,0001	0,923	0,0000	0,994
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	0,5487	0,255	0,0017	0,139	0,0119	0,151
	<i>Plagiopyxis sp.</i>	-0,4241	0,449	0,0001	0,935	0,0019	0,769
	<i>Pontigulasia compressa</i>	0,3327	0,462	0,0005	0,633	0,0021	0,678

**Tabela 3B.** Regressão múltipla entre matrizes (MRM) de sincronia populacional e as matrizes de distância geográficas e ambientais depois do barramento do rio São Marcos. Coeficiente de determinação do modelo de influência da distância geográfica (Geog) e da sincronia ambiental (amb) sobre os níveis de sincronia populacional = R<sup>2</sup>. Coeficientes parciais padronizados = Coef. Valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Regressão múltipla entre matrizes - Depois do barramento							
Grupos	Taxa	Coef. (amb.)	<i>p</i>	Coef. (Geog.)	<i>p</i>	R <sup>2</sup> adj	<i>p</i>
	Cladóceros	0,1265	0,720	<b>-0,0030</b>	0,033	<b>0,0083</b>	0,048
	Copépodes	<b>1,4116</b>	<0,001	0,0001	0,967	<b>0,0195</b>	0,004
	Rotíferos	0,2930	0,370	-0,0015	0,255	0,0026	0,294
	Tecamebas	0,1617	0,640	-0,0001	0,952	0,0002	0,920
Cladóceros	<i>Bosmina hagmanni</i>	<b>2,4257</b>	0,002	-0,0001	0,970	<b>0,0378</b>	0,008
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	<b>2,7782</b>	<0,001	0,0018	0,057	<b>0,0494</b>	<0,001
	<i>Daphnia gessneri</i>	<b>-0,8296</b>	0,038	-0,0015	0,139	<b>0,0114</b>	0,053
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	-0,1343	0,652	<b>0,0156</b>	<0,001	<b>0,4945</b>	<0,001
	<i>Moina minuta</i>	1,1082	0,182	0,0021	0,172	0,0102	0,195
Copépodes	Copepodito de calanoida	0,8988	0,055	-0,0010	0,633	0,0058	0,246
	Copepodito de cyclopoida	-0,4859	0,136	<b>-0,0030</b>	0,028	<b>0,0079</b>	0,027
	Nauplio de calanoida	<b>1,7342</b>	0,001	-0,0005	0,799	<b>0,0192</b>	0,017
	Nauplio de cyclopoida	0,3448	0,354	<b>-0,0032</b>	0,035	<b>0,0094</b>	0,039
	<i>Notodiptomus cearensis</i>	<b>2,1068</b>	0,002	-0,0011	0,503	<b>0,0743</b>	0,005
	<i>Thermocyclops minutus</i>	0,0518	0,871	-0,0004	0,719	0,0002	0,911
Rotíferos	Bdelloidea	<b>2,4375</b>	<0,001	-0,0020	0,109	<b>0,0284</b>	<0,001
	<i>Conochilus coenobasis</i>	0,0164	0,959	-0,0012	0,225	0,0013	0,408
	<i>Lecane bulla</i>	0,2907	0,480	<b>-0,0037</b>	0,023	<b>0,0095</b>	0,032
	<i>Plathyas quadricornis</i>	0,0719	0,856	-0,0009	0,572	0,0007	0,785
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,1478	0,542	0,0005	0,563	0,0003	0,708
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	<b>2,9157</b>	<0,001	0,0089	0,915	<b>0,0725</b>	<0,001
Tecamebas	<i>Arcella discoides</i>	-0,1740	0,712	0,0004	0,817	0,0003	0,911
	<i>Centropyxis aculeata</i>	-0,7188	0,163	0,0003	0,868	0,0035	0,431
	<i>Centropyxis ecornis</i>	-0,7188	0,171	0,0003	0,869	0,0035	0,436

**Tabela 3C.** Regressão múltipla entre matrizes (MRM) de sincronia populacional e as matrizes de distância geográficas e ambientais durante toda a série temporal analisada no rio São Marcos. Coeficiente de determinação do modelo de influência da distância geográfica (Geog) e da sincronia ambiental (amb) sobre os níveis de sincronia populacional = R<sup>2</sup>. Coeficientes parciais padronizados = Coef. Valores significativos estão em negrito ( $P < 0,05$ ).

Regressão múltipla entre matrizes - Toda série temporal							
Grupos	Taxa	Coef. (amb.)	<i>p</i>	Coef. (Geog.)	<i>p</i>	R <sup>2</sup>	<i>p</i>
	Cladóceros	<b>2,1286</b>	<0,001	-0,0016	0,059	<b>0,0628</b>	<0,001
	Copépodes	<b>0,8749</b>	0,019	0,0000	0,956	0,0145	0,089
	Rotíferos	<b>1,4255</b>	<0,001	-0,0007	0,288	<b>0,0571</b>	0,001
	Tecamebas	<b>0,9342</b>	0,044	-0,0005	0,589	0,0093	0,138
Cladóceros	<i>Bosmina hagmanni</i>	<b>1,2299</b>	0,024	-0,0015	0,202	<b>0,0110</b>	0,049
Copépodes	Copepodito de cyclopoida	0,1997	0,703	-0,0006	0,627	0,0011	0,814
	Nauplio de cyclopoida	-0,2714	0,508	-0,0004	0,710	0,0018	0,771
Rotíferos	Bdelloidea	0,2663	0,618	-0,0010	0,369	0,0033	0,555
	<i>Lecane bulla</i>	0,0178	0,976	-0,0011	0,297	0,0034	0,526
Tecamebas	<i>Arcella costata</i>	0,2499	0,629	0,0000	0,973	0,0006	0,903
	<i>Arcella discoides</i>	0,6980	0,139	0,0004	0,691	0,0060	0,361
	<i>Arcella vulgaris</i>	0,0365	0,943	0,0008	0,438	0,0024	0,696
	<i>Centropyxis aculeata</i>	0,7251	0,202	-0,0011	0,367	0,0060	0,306
	<i>Centropyxis cf. aerophyla</i>	0,1757	0,727	-0,0722	0,057	0,0038	0,273
	<i>Centropyxis constricta</i>	-0,0822	0,872	-0,0016	0,131	0,0084	0,269
	<i>Centropyxis ecornis</i>	-0,1050	0,852	-0,0737	0,080	0,0040	0,319
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	0,1757	0,719	-0,0722	0,055	0,0038	0,277
	<i>Cyclopyxis kahli</i>	0,1757	0,723	-0,0722	0,059	0,0038	0,277
	<i>Diffugia sp</i>	0,1757	0,724	<b>-0,0722</b>	0,053	0,0038	0,272
	<i>Plagiopyxis sp</i>	-0,6695	0,152	-0,0038	0,918	0,0046	0,242