

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MAÍSA CARVALHO VIEIRA

**PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO ZOOPLÂNCTON EM UM
RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO TROPICAL**

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira

Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Machado Velho

PPG-Ciências Ambientais

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF-2017

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB
FACULDADE UNB DE PLANALTINA - FUP
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

MAÍSA CARVALHO VIEIRA

**PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO ZOOPLÂNCTON EM UM
RESERVATÓRIO HIDRELÉTRICO TROPICAL**

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

Orientador: Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Co-orientador: Prof. Dr. Luiz Felipe Machado Velho

PPG-Ciências Ambientais

Linha de Pesquisa: Manejo e conservação de recursos naturais

Brasília/DF-2017

CV658p Carvalho Vieira, Maísa
Padrões espaço-temporais do zooplâncton em um reservatório hidrelétrico tropical / Maísa Carvalho Vieira; orientador Ludgero Cardoso Galli Vieira; co-orientador Luiz Felipe Machado Velho. -- Brasília, 2017.
63 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Ambientais)
- Universidade de Brasília, 2017.

1. Zooplâncton. 2. Reservatório hidrelétrico. 3. Estratégias para o biomonitoramento. 4. Sincronia espacial. 5. Amazônia. I. Vieira, Ludgero Cardoso Galli, orient. II. Velho, Luiz Felipe Machado, co-orient. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a minha família por ter investido e acreditado no meu sucesso pessoal, além de me ensinar a enfrentar os desafios da vida e aprender com os erros.

Às minhas amigas do curso de biologia “saudades ueg #sqn”, que fizeram parte do meu dia-a-dia e compartilharam comigo momentos bons e ruins durante a graduação.

Aos meus amigos da Zara, que mesmo hoje em dia não convivemos mais diariamente, foram fundamentais pois me incentivaram muito seguir meu sonho e entrar no mestrado.

Aos amigos que fiz em Planaltina-DF, principalmente aqueles que convivi nesses dois últimos anos no NEPAL.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro.

Ao meu orientador Ludgero C. G. Vieira, por ser exemplo de profissional, pelo suporte e acessibilidade ao me orientar.

Ao meu coorientador, Luiz Felipe Machado Velho, pelo auxílio de dados e contribuição ao longo desses dois anos.

Em especial ao Luis Maurício Bini, pelas valiosas contribuições e pesadelos (kkk).

Aos professores membros da Banca Examinadora que aceitaram participar da avaliação deste trabalho.

Para as pessoas que esperavam nomes citados, já vou me desculpando, mas se eu citasse eu tenho certeza que esqueceria algum nome e não queria cometer de forma algum esse tipo de erro. Não sou muito boa com palavras bonitas, mas agradeço de coração todas as pessoas que me ajudaram diretamente ou indiretamente, sintam-se abraçados.

Queria agradecer por último, e não menos importante, ao meu namorado Hugo e a Deus, por estarem presente no meu dia-a-dia e ouvirem minhas lamentações e minhas vitórias.

Sumário

APRESENTAÇÃO GERAL	4
REFERÊNCIAS	6

SINCRONIA ESPACIAL DO ZOOPLÂNCTON E DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS LIMNOLÓGICAS DURANTE O REPRESAMENTO DE UM RESERVATÓRIO TROPICAL

RESUMO	9
INTRODUÇÃO.....	9
MATERIAIS E MÉTODOS	11
RESULTADOS.....	15
DISCUSSÃO.....	19
CONCLUSÃO.....	21
REFERÊNCIAS	22
MATERIAL SUPLEMENTAR (I).....	27

BIODIVERSITY SHORTCUTS IN BIOMONITORING OF NOVEL ECOSYSTEMS

ABSTRACT.....	29
INTRODUCTION.....	29
MATERIALS AND METHODS	31
RESULTS	33
DISCUSSION	39
CONCLUSION.....	42
REFERENCES	42
SUPPLEMENTARY MATERIAL (II)	50

APRESENTAÇÃO GERAL

Ambientes aquáticos são excelentes modelos para a observação de padrões e processos ecológicos, pois estão sujeitos à grandes variações ambientais e biológicas, tanto ao longo do espaço como ao longo do tempo (Fernandes et al., 2013; Leibold et al., 2004). Ecossistemas aquáticos naturais estão entre os ambientes mais ameaçados do mundo (Dudgeon et al., 2006), destacando os rios, que tem seus cursos muitas vezes represados para atender uma demanda social energética (Nilsson et al., 2005). Há um crescimento contínuo no número de reservatórios em países em desenvolvimento, particularmente reservatórios hidrelétricos (Simões et al., 2015). Reservatórios hidrelétricos são fundamentais não apenas para a produção da energia, mas também para a pesca, abastecimento de água, irrigação e pisciculturas (Julio Jr. et al., 2005; Kennedy et al., 2003). Por outro lado, geram grandes impactos ambientais, muitos irreversíveis, como a perda de biodiversidade (Andrade and Dos Santos, 2015; Dudgeon et al., 2006).

As mudanças na dinâmica hidrológica, de um ambiente lótico para lêntico, decorridas do represamento, geram modificações físicas, químicas e biológicas que afetam a estrutura das comunidades (Simões et al., 2015). Por exemplo, maior entrada de matéria orgânica advindas de inundações de árvores, deslocamento de populações, perda de valores estéticos, redução das vazões a jusante do reservatório e aumento em suas variações, entre outros (Tundisi and Matsumura-Tundisi, 2008; Emery et al. 2015). Essas modificações alteram em especial às comunidades planctônicas (Silva et al., 2014), como o zooplâncton. O zooplâncton é constituído por diferentes grupos taxonômicos (e.g. amebas testáceas, rotíferos e microcrustáceos) com ciclos de vida distintos (Bonecker et al., 2013), e que respondem rapidamente às mudanças ambientais, por terem um ciclo de vida rápido, além de terem grande importância na cadeia trófica (Simões et al., 2015).

Algumas flutuações através do espaço e tempo são notáveis em todas as populações (Heino et al., 1997), inclusive nas zooplanctônicas (Lansac-Tôha et al., 2008; Lodi et al., 2014). Um desses padrões é a sincronia espacial, que é uma co-variação positiva no tamanho populacional de diferente espécies (Descamps et al., 2013). Alguns fatores podem atuar sincronizando as populações, sendo eles intrínsecos e extrínsecos. Os intrínsecos, são aqueles que ocorrem dentro do reservatório hidrelétrico, como as variáveis ambientais limnológicas e a dispersão dos organismos, e os extrínsecos, são aqueles que ocorrem fora do reservatório, como o clima e precipitação (Bjørnstad et al., 1999; Ranta et al., 1997; Royama, 1992).

O estudo da sincronia pode auxiliar na otimização de programas de monitoramento ambiental e/ou biológico, pois locais com alta sincronia podem ter menos pontos amostrados, e o inverso é verdadeiro. Da mesma forma, a concordância entre grupos zooplanctônicos, ou seja, quando um grupo pode substituir a amostragem de outro grupo sem perdas significativas, e de diferentes arranjos de unidades de amostragem também podem auxiliar em programas de monitoramento, tanto em relação ao número de unidades amostrais quanto suas localizações no espaço e no tempo (Rhodes and Jonzén, 2011). E para evitar e/ou minimizar maiores impactos ambientais, perda de serviços e funções ecossistêmicas, são necessários além do desenvolvimento de ações conservacionistas (Ceballos et al., 2015), a implantação de eficientes programas de monitoramento ambiental (Kallimanis et al., 2012).

Assim, quando há necessidade de uma rápida avaliação dos ambientes e da identificação precisa de impactos negativos sobre a biota advindos de um represamento por exemplo, os métodos de substituição de espécies (e.g grupos substitutos, resolução taxonômica e resolução numérica) podem ser utilizados em alguns casos, sem que haja perda significativa de informações sobre o estado atual dos locais monitorados (Khan, 2006). Esses métodos de substituição podem estar relacionados com padrões estruturais concordantes em uma comunidade ou grupos taxonômicos distintos, em um mesmo conjunto de locais semelhantes (Bini et al., 2008). Assim, o objetivo geral desse trabalho é compreender as dinâmicas espaço-temporais das comunidades zooplanctônicas em um reservatório hidrelétrico tropical, a fim de otimizar práticas em monitoramento ambiental.

Assim, no primeiro capítulo avaliamos a sincronia espacial nas populações biológicas do zooplâncton e variáveis ambientais limnológicas durante a construção de um reservatório hidrelétrico amazônico. E o segundo capítulo foi avaliar a suficiência taxonômica, nesse caso, táxons em escalas grosseiras poderiam substituir táxons em escalas refinadas; resolução numérica, quando a riqueza de espécie poderia substituir dados de abundância de espécies; e abordagem de grupos substitutos, quando um grupo zooplanctônico poderia substituir outro grupo zooplanctônico, sendo essas avaliações em escalas espaço-temporais.

REFERÊNCIAS

- Andrade, A.D.L., Dos Santos, M.A., 2015. Hydroelectric plants environmental viability: Strategic environmental assessment application in Brazil. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 52, 1413–1423. doi:10.1016/j.rser.2015.07.152
- Bini, L.M., Caetano, L., Da Silva, F., Luiz, A., Velho, F.M., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 598, 247–255. doi:10.1007/s10750-007-9157-3
- Bjørnstad, O.N., Ims, R.A., Lambin, X., 1999. Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony. *Trends Ecol. Evol.* 14, 427–432.
- Bonecker, C.C., Simões, N.R., Minte-Vera, C.V., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Agostinho, Â.A., 2013. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnol. - Ecol. Manag. Inl. Waters* 43, 114–121. doi:10.1016/j.limno.2012.07.007
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1.
- 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, 1271–1282. doi:10.1007/s00442-013-2701-0
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–82. doi:10.1017/S1464793105006950
- Emery, K.A., Wilkinson, G.M., Ballard, F.G., Pace, M.L., 2015. Use of allochthonous resources by zooplankton in reservoirs. *Hydrobiologia* 758, 257–269.
- Fernandes, I.M., Henriques-Silva, R., Penha, J., Zuanon, J., Peres-Neto, P.R., 2013. Spatiotemporal dynamics in a seasonal metacommunity structure is predictable: the case of floodplain-fish communities. *Ecography (Cop.)*. 37, no-no. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00527.x
- Heino, M., Kaitala, V., Ranta, E., Lindström, J., 1997. Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proc. R. Soc. London B Biol. Sci.* 264, 481–486. doi:10.1098/rspb.1997.0069

- Julio Jr., H.F., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., 2005. Distribuição e caracterização dos reservatórios, in: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., Latini, J.D. (Eds.), *Biocenoses Em Reservatórios: Padrões Espaciais E Temporais*. São Carlos, pp. 1–16.
- 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? *Ecol. Indic.* 15, 100–104. doi:10.1016/j.ecolind.2011.09.024
- Kennedy, R.H., Tundisi, J.G., Straškrábová, V., Lind, O.T., Hejzlar, J., 2003. Reservoirs and the limnologist's growing role in sustainable water resource management. *Hydrobiologia* 504, 1999–2000. doi:10.1023/B:HYDR.00000008470.25059.f2
- Khan, A.S., 2006. Is species level identification essential for environmental impact studies? *Curr. Sci.* 91, 29–34.
- 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. doi:10.1007/s10750-008-9526-6
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601–613. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x
- Lodi, S., Velho, L.F.M., Carvalho, P., Bini, L.M., 2014. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. *J. Plankton Res.* 36, 966–977. doi:10.1093/plankt/fbu028
- Nilsson, C., Reidy, C., Dynesius, M., Revenga, C., 2005. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science* (80-.). 308, 405–408. doi:10.1126/science.1107887
- Ranta, E., Kaitala, V., Lundberg, P., 1997. The Spatial Dimension in Population Fluctuations. *Science* (80-.). 275, 1621–1623.
- Rhodes, J.R., Jonzén, N., 2011. Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time? *Ecography* (Cop.). 34, 1040–1048. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06370.x
- Royama, T., 1992. *Analytical Population Dynamics*. Springer Netherlands, Dordrecht. doi:10.1007/978-94-011-2916-9
- Silva, L.H.S., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Rangel, L.M., Brasil, J., Domingues, C.D., Branco, C.C., Roland, F., 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnologia* 48, 1–10.

doi:10.1016/j.limno.2014.04.004

Simões, N.R., Nunes, A.H., Dias, J.D., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758, 3–17. doi:10.1007/s10750-015-2260-y

Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T., 2008. Represas artificiais. In: *Limnologia. Oficina de textos*, pp. 320.

CAPÍTULO I

Manuscrito será submetido na Ecology.

([http://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/10.1002/\(ISSN\)1939-9170/](http://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/hub/journal/10.1002/(ISSN)1939-9170/))

Sincronia espacial do zooplâncton e das variáveis ambientais limnológicas durante o represamento de um reservatório tropical

Resumo

Reservatórios são ecossistemas artificiais que modificam a estrutura das populações biológicas. Dessa forma, é necessário entender as dinâmicas populacionais desse tipo de ambiente, como por exemplo, verificar se há ou não correlação temporal dos padrões de distribuição espacial conhecida como sincronia espacial é dada como uma correlação entre a mesma população biológica ou variável ambiental ao longo do tempo. Assim, verificamos se há sincronia espacial nas populações biológicas e variáveis ambientais limnológicas durante a implementação de um reservatório hidrelétrico tropical. Obtivemos valores síncronos tanto para populações quanto para as variáveis ambientais limnológicas. A sincronia populacional pode ser associada a algumas variáveis limnológicas, como as variáveis relacionadas com a quantidade de nutrientes, e a sincronia ambiental pode estar relacionada a fatores extrínsecos, como as variações climáticas. A sincronia é clara em nossos resultados, porém não conseguimos identificar os mecanismos que estão atuando, indicando que mais de um fator pode estar influenciando na dinâmica. Para melhor compreensão dos mecanismos atuantes na dinâmica populacional e ambiental, sugerimos que além de usar as variáveis ambientais limnológicas e fazer a sincronia espacial, deve-se usar dados meteorológicos e de paisagem.

Palavras-chaves: rio Jari, barragem, Amazônia, dinâmica populacional

Introdução

Um dos objetivos da ecologia de populações e comunidades é compreender as causas e consequências da variação na abundância dos organismos ao longo do tempo (Stange et al. 2011). Assim, a dinâmica de populações através da correlação temporal dos padrões de distribuição espacial vem sendo estudada como uma forma de avançar os estudos sobre os padrões e processos ecossistêmicos (Liebhold et al. 2004).

A variação síncrona de caráter mensurável em populações, comunidades ou

ecossistemas é chamada de sincronia espacial, ou seja, a similaridade temporal em diferentes populações distribuídas espacialmente, sendo, portanto uma covariação positiva nas flutuações no tamanho da população (Descamps et al. 2013). Ela é usualmente calculada como a correlação entre a mesma população através do tempo (Bjørnstad et al. 1999), avaliando a estabilidade temporal de cada população ou comunidade. Diversos modelos teóricos e empíricos mostram que populações naturais estão propensas a sincronia espacial, como populações de roedores e seus predadores (Ims and Steen 1990), algas gigantes (Cavanaugh et al. 2013), populações de galos silvestres (Cattadori et al. 2000), fitoplâncton (Xu et al. 2009) e populações de zooplâncton (Seebens et al. 2013, Lodi et al. 2014, Buttay et al. 2017).

Muitos estudos de sincronia espacial foram realizados com organismos planctônicos, comparando suas dinâmicas populacionais entre vários lagos temperados (Rusak et al. 1999, George et al. 2000, Baines et al. 2000, Arnott et al. 2003, Anneville et al. 2004, Seebens et al. 2013). Recentemente, estudos realizados em um único sistema, como reservatórios, tem ganhado reconhecimento da comunidade científica (Lansac-Tôha et al. 2008, Xu et al. 2009, 2012, Lodi et al. 2014). Assim, é relevante direcionar nossas atenções aos ambientes que estão sob este tipo de modificação, visto que a formação dos reservatórios pode promover alterações temporais, verticais, laterais e longitudinais no curso natural dos rios (Baxter 1977, Stanford and Ward 2001).

A sincronia pode ser obtida através de fatores extrínsecos, como os distúrbios globais (i.e. variações ambientais correlacionadas) que influenciam na renovação da população (Ostfeld and Keesing 2000, Liebhold et al. 2004). Existem outros processos como os intrínsecos, ou seja, as variáveis ambientais limnológicas e processos dispersivos que podem explicar uma parte considerável da correlação entre sincronia populacional e distância espacial ou ambiental (Koenig 1999, Cavanaugh et al. 2013). Sendo assim, as correlações negativas entre a distância e a sincronia indicam que a migração é importante para a sincronia das populações vizinhas (Heino et al. 1997, Roche et al. 2016). Vários estudos separaram fatores regionais (i.e. clima e precipitação) e a dispersão, como se fossem fatores independentes um do outro (Tedesco et al. 2004), porém, eles podem interagir, sendo complementares na explicação da sincronia das populações (Kendall et al. 2000, Liebhold et al. 2004). Identificar quais mecanismos (fatores extrínsecos, dispersão ou ambiental local) estão atuando na sincronia é um grande desafio (Downing et al. 2008, Descamps et al. 2013), já que os mesmos podem apresentar diferentes formas de interação.

As implicações da sincronia espacial são muito importantes para a gestão de

populações, pois ela está diretamente relacionada com a probabilidade de extinção (Heino et al. 1997). A explicação é simples, se uma população é síncrona, quando uma se extingue, todas as outras são suscetíveis a ter o mesmo destino. Porém, se a sincronia é baixa, algumas subpopulações são sujeitas a abundância e servem para reestabelecer subpopulações extintas (Liebhold et al. 2004). Populações síncronas tem outras implicações significativas principalmente para biomonitoramentos, pois ao ter um alto nível de sincronia espacial, o esforço amostral seria menor, podendo ser monitoradas em poucos ambientes, além de diminuir o tempo de amostragem e recursos financeiros (Rhodes and Jonzén 2011).

Assim, esse trabalho visa examinar a sincronia espacial de populações do zooplâncton que possuem maior frequência e de variáveis ambientais limnológicas durante o período de implementação de um reservatório hidrelétrico tropical. Esse trabalho pretende responder as seguintes perguntas: i) Há mudanças na estruturação dos grupos zooplancônicos nas fases de construção do reservatório? ii) Existe sincronia populacional e ambiental? Em caso positivo, essa sincronia ocorre em todas as fases da construção do reservatório? iii) A dinâmica síncrona populacional de zooplâncton é influenciada pela estruturação ambiental e/ou espacial? iv) a sincronia ambiental é definida pela distância espacial? Dessa forma, esperamos encontrar sincronia espacial principalmente após o represamento do rio, pois acreditamos que o ambiente vai se homogeneizar ao passar de lótico para lêntico. Espera-se também que os fatores locais atuem sincronizando as populações e as variáveis ambientais limnológicas, já que o estudo foi realizado em um único ambiente e que os pontos amostrados são conectados (Heino et al. 1997, Liebhold et al. 2004).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

Esse estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Santo Antônio do Jari (Figura 1). Essa UHE foi construída no período de 2011 a 2014 e está localizado no rio Jari, tributário do rio Amazonas, na divisa dos estados do Pará e Amapá, Brasil (Filizola et al. 2002). O reservatório da UHE Santo Antônio do Jari apresenta uma área total de 31,7 km², volume de 133,39 x 10⁶ m³, profundidade média de 9,5 m e tempo de residência da água de aproximadamente 1,5 dia (www.jarienergia.com.br). Foi realizada uma coleta por mês, em um total de 23 meses, sendo nove meses na fase rio, portanto, antes do represamento efetivo (fevereiro de 2012 a fevereiro de 2014), três meses na fase de transição rio-reservatório que é no período de enchimento do reservatório (maio a julho de 2014) e onze meses na fase reservatório, no qual a usina já estava em funcionamento (agosto de 2014 a agosto de 2015).

O número de unidades amostrais por mês variou ao longo do tempo, de forma que no início do estudo foram considerados quatro pontos e, após a formação do reservatório, sete pontos amostrais. Os pontos de coleta foram distribuídos apenas no reservatório hidrelétrico a montante da barragem.

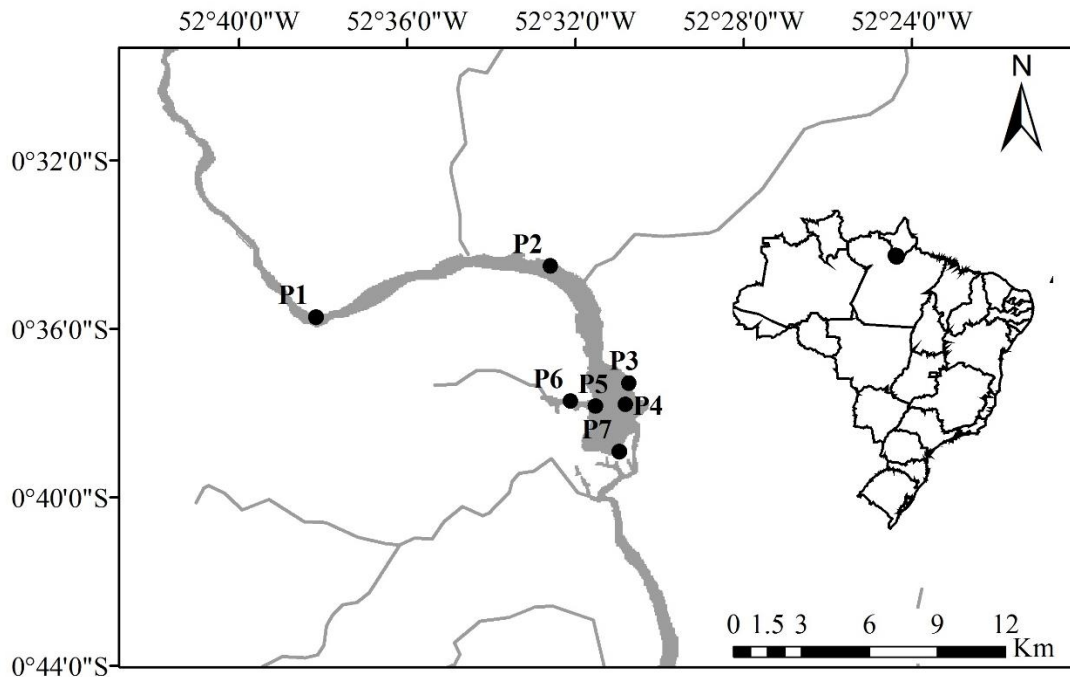


Figura 1: Reservatório da Usina Hidrelétrica Santo Antônio do Jari (América do Sul, Brasil, Estado do Pará/Amapá). A área do reservatório é exibida em cinza. Os locais de amostragem são representados como um círculo preto (•).

Coleta dos dados

Em cada ponto, as amostras de zooplâncton foram coletadas por filtragem de 1000 L de água por meio de uma rede de plâncton de 68 μm e fixados em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio. Para as análises quantitativas e qualitativas, as amostras de zooplâncton foram concentradas em um volume conhecido e variável (75 a 300 ml), considerando a quantidade de organismos e, principalmente, a quantidade de sedimento na amostra, que dificulta sobremaneira a visualização dos espécimes na amostra. Previamente às análises, as amostras foram coradas com Rosa de Bengala, a fim de aprimorar a visualização dos organismos. Amostras com densidades muito baixas foram analisadas na íntegra (Bottrell et al. 1976).

A composição zooplanctônica foi avaliada utilizando-se lâminas e lamínulas comuns e microscópio óptico (Olympus CX31 – 400x). A abundância da comunidade foi estimada

através da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter, de 5 sub-amostras, de 1,5 ml (total de 7,5 ml), obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel, sendo os resultados de densidade final expressos em indivíduos por m^{-3} .

Em cada amostragem, foram medidas *in situ* as seguintes variáveis ambientais limnológicas: condutividade (potenciômetro digital Hanna), temperatura da água (multiparâmetro YSI 556) e turbidez (turbidímetro digital Hach). Nos mesmos pontos de coleta, amostras de água foram filtradas em membranas Whatman GF/C, que foram armazenadas em freezer a $-20^{\circ}C$ para posterior determinação das concentrações do material em suspensão (Wetzel and Likens 2000), clorofila-*a*, fósforo total (Golterman et al. 1978) e concentrações totais de nitrogênio (Mackereth et al. 1978).

Análise dos dados

Todas as análises foram realizadas no software estatístico R (R Development Core Team 2017). Para isso, fez-se um conjunto de dados para cada variável analisada, seja ela biológica ou ambiental, no qual a série temporal foi apresentada nas linhas e os pontos amostrados nas colunas (Figura 2). Os dados biológicos foram classificados em nível de espécie e grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas). Quando não foi possível a identificação a nível de espécies, os organismos foram classificados ao nível de gênero ou família. As formas larvais e juvenis de copépodes foram consideradas como entidades taxonômicas.

Uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) foi realizada para visualização da composição dos grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas), ao longo da série temporal (23 meses), através da função *metaMDS*. Os dados dos quatro grupos biológicos (ver Figura 2) foram submetidos a padronização de Hellinger (função *decostand* - método *hellinger*) e a uma matriz de distância de Bray-Curtis. Todas as funções dessas análises se encontram no pacote *vegan* (Oksanen et al. 2016). Para avaliar se a similaridade da composição de grupos zooplanctônicos se diferencia ao longo da série temporal entre as três etapas da implantação do reservatório (fase rio, transição rio-reservatório e reservatório), fez-se uma Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA, ver Anderson, 2001), usando matrizes de distâncias por meio da função *adonis* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2016). Quando houve diferença significativa nos grupos zooplanctônicos, fez-se novamente outra PERMANOVA, porém, entre pares de fases do represamento para verificar entre quais fases estavam a diferença, por exemplo, entre a fase rio e transição rio-reservatório ou entre a transição rio-reservatório e

reservatório. Os dados biológicos foram sempre transformados em $\log(x+1)$ para reduzir os efeitos de valores extremos. Utilizou-se o coeficiente de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade com 5.040 permutações.

A sincronia é a média de uma matriz de correlação cruzada entre pares de pontos (i,j) retirando a diagonal (Bjørnstad et al. 1999), dessa forma, para realizar a correlação cruzada é necessário que os dados estejam dispostos da mesma forma da figura 2. Para minimizar a quantidade de zeros nos dados biológicos, foram considerados apenas taxas com ocorrência em mais de 25% de todos os pontos coletados (ou seja, em pelo menos 36 de 146 pontos ao longo dos 23 meses de amostragem).

Estimou-se a sincronia populacional (B) através da média da correlação cruzada de Spearman entre os pares de pontos de cada variável biológica (grupos e espécies do zooplâncton). A significância do teste foi estimada por meio de 5.040 permutações de Monte Carlo. Semelhantemente, a matriz de sincronia ambiental (E) foi estimada por meio da correlação cruzada de Pearson com cada variável ambiental (temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, turbidez, clorofila-*a*, fósforo total, nitrogênio total e demanda química biológica). Todas as sincronias (B e E) foram realizadas por meio da função *meancorr* do pacote *synchrony* (Gouhier and Guichard 2014). As análises de sincronia populacional e ambiental foram realizadas para toda série temporal e para os três períodos do reservatório (rio, rio-reservatório e reservatório), entretanto a sincronia populacional dos três períodos foi testado apenas para os grandes grupos zooplanctônicos (cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas).

Para analisar o que poderia estar influenciando a sincronia populacional, estabeleceu-se uma matriz de distância espacial (S) entre os pares de locais amostrados com base nas coordenadas geográficas (graus decimais) e também, uma matriz de distância ambiental (D) para cada variável ambiental, ambas distâncias (S e D) por meio da distância Euclidiana (função *vegdist*). Dessa forma, realizou-se o teste de Mantel (correlação entre matrizes) entre a sincronia populacional (B) com a distância espacial (S) e sincronia populacional (B) com a distância ambiental (D). Semelhantemente, a sincronia ambiental (E) foi relacionada através do mesmo teste de Mantel com a distância espacial (S) (Figura 2). A significância do teste de Mantel foi obtida através de 5.040 permutações de Monte Carlo, por meio da função *mantel*, e todas essas análises são encontradas no pacote *vegan* (Oksanen et al. 2016).

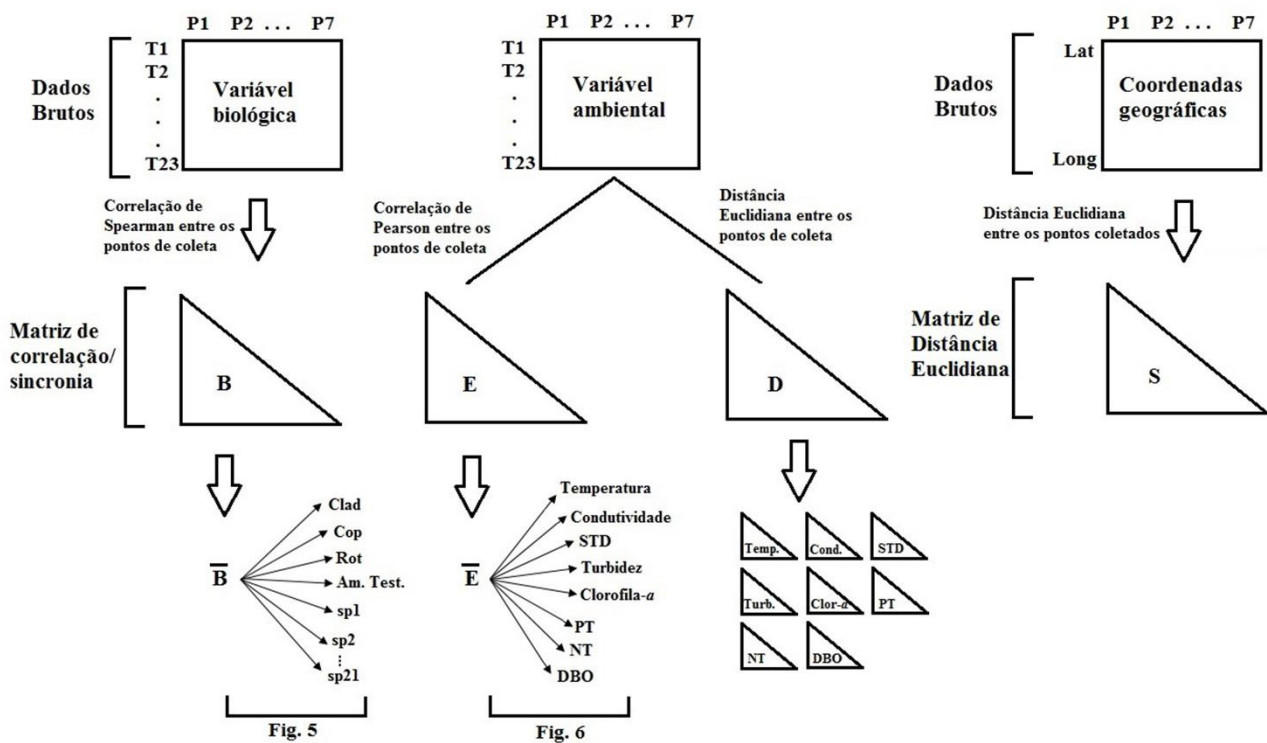


Figura 2: Representação esquemática das análises de sincronia e testes posteriores de Mantel. Em que “P” representa os pontos amostrados, “T” a série temporal, “B” a matriz de sincronia populacional de cada variável biológica, “ \bar{B} ” a média da matriz de sincronia populacional, “E” a matriz de sincronia ambiental para cada variável ambiental, “ \bar{E} ” a média da matriz de sincronia ambiental, “D” a matriz de distância ambiental para cada variável ambiental e “S” a matriz de distância espacial.

Resultados

Ao longo da série temporal, não houve diferença significativa na estrutura do zooplâncton antes do represamento, durante a fase de transição rio-reservatório e reservatório, exceto para copépodes ($F= 5,27$; $P= 0,007$, Figura 3). A segunda PERMANOVA demonstrou diferença entre a fase de transição do rio-reservatório para a fase reservatório ($F=5,31$; $P=0,008$) e entre a fase rio e reservatório ($F=5,49$; $P=0,005$).

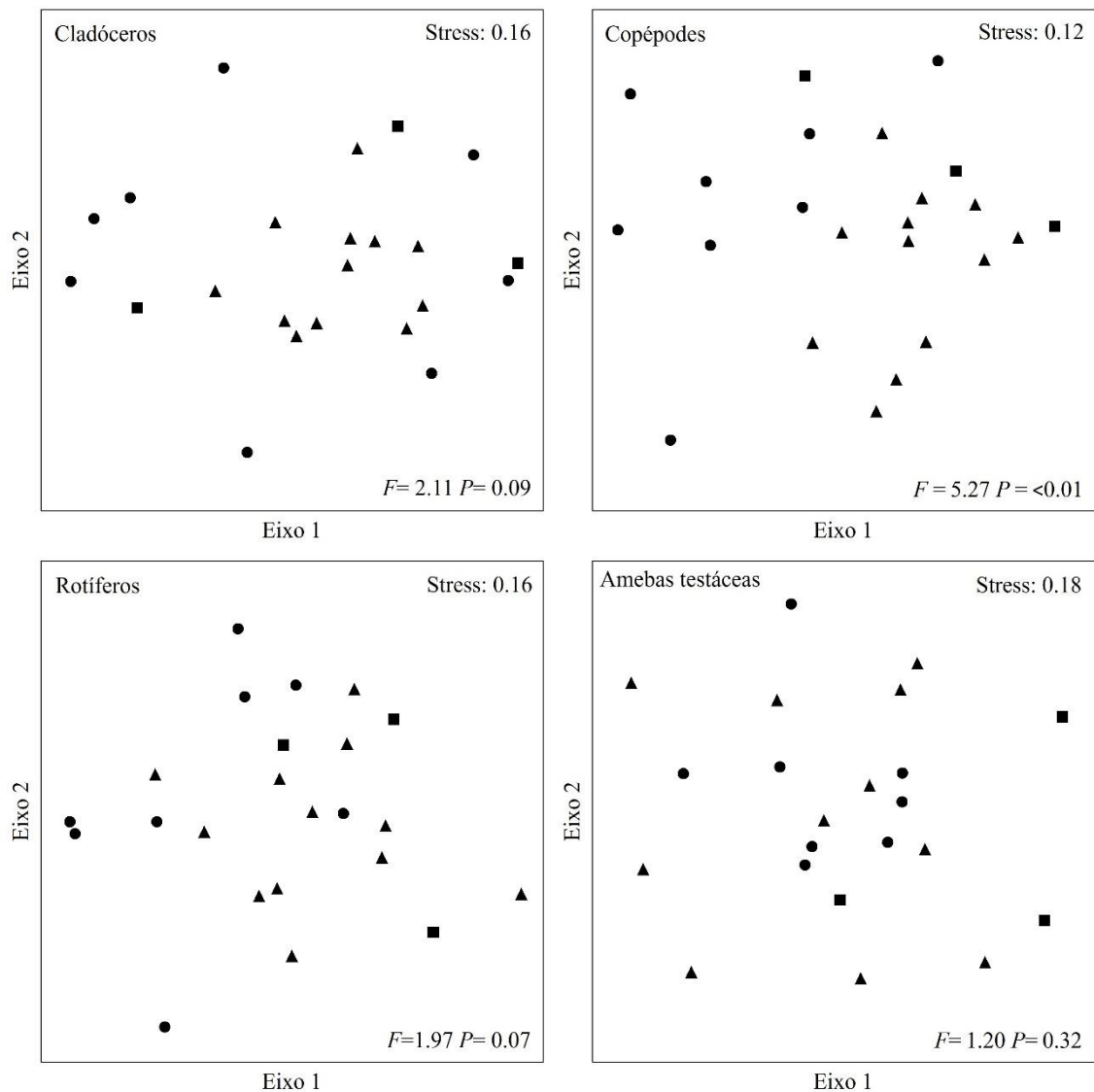


Figura 3: Ordenação segundo NMDS dos meses amostrados com relação à similaridade da composição por grupo zooplancônico e resultados da PERMANOVA (valores de F e P). Os círculos (●) indicam a fase rio, quadrado (■) a fase de transição rio-reservatório e triângulos (▲) a fase reservatório.

Todos os grupos e a maioria das espécies zooplancônicas exibiram níveis significativos de sincronia populacional (Figura 4). Os valores de sincronia entre os cladóceros, copépodos, rotíferos e amebas testáceas foram semelhantes (Figura 4). As espécies que não oscilaram sincronicamente foram *Alonella dadayi*, *Thermocyclops decipiens*, *Arcella megastoma*, *Arcella discoides* e *Arcella hemisphaerica* (Figura 4).

Encontrou-se também uma diferença de sincronia entre as fases do reservatório (Tabela 1). Antes do represamento (fase rio), apenas copépodos tinham valores síncronos, durante a fase de transição do rio-reservatório todos os grupos foram assíncronos, e na fase de reservatório todos os grupos (cladóceros, copépodos, rotíferos e amebas testáceas) passaram a

ser síncronos.

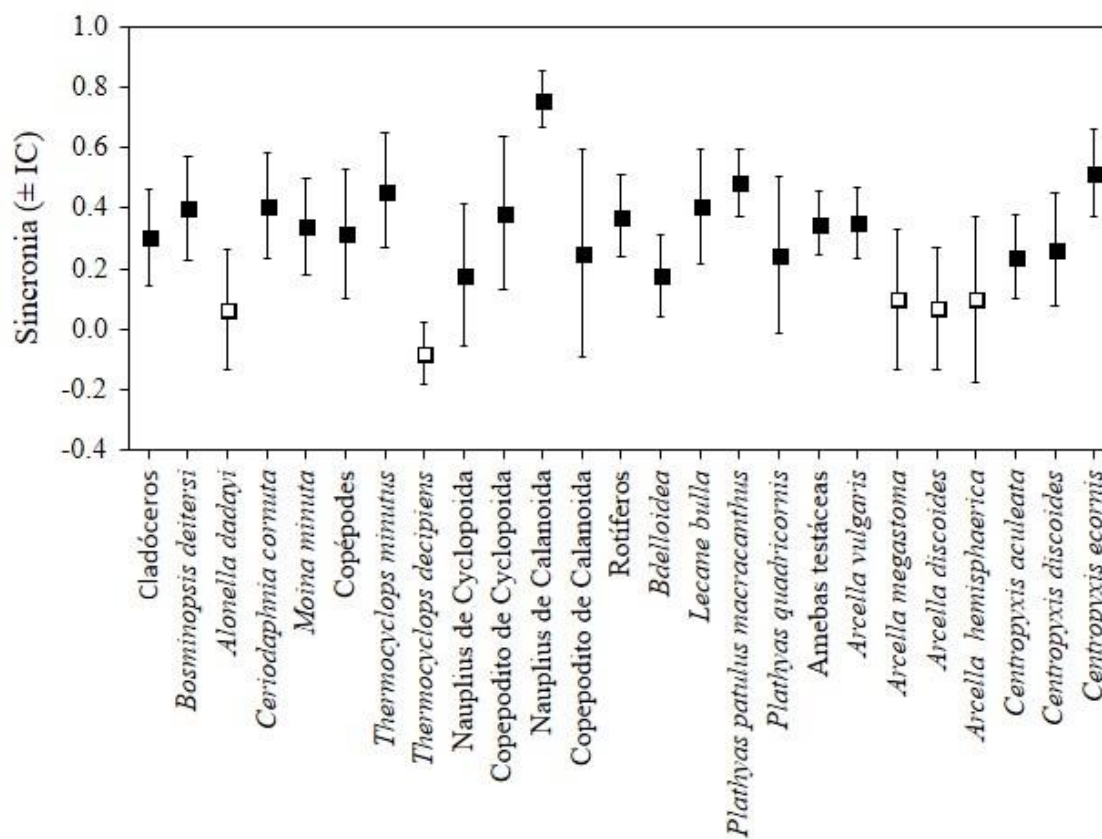


Figura 4: Valores médios de sincronia (\pm IC) do grupos e espécies comuns de zooplâncton do reservatório Santo Antônio do Jari. Quadrados abertos: $P > 0,05$. Quadrados fechados: $P \leq 0,05$.

Tabela 1: Comparação entre a média da sincronia populacional entre toda série temporal, na fase rio, transição rio-reservatório e reservatório, baseado em correlação de Spearman. Valores em negrito correspondem a correlações significativas ($P \leq 0,05$).

Grupos	Toda série temporal (ver Fig. 5)		Transição rio-reservatório					
			Rio		Reservatório		Reservatório	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Cladóceros	0,31	<0,001	0,21	0,09	0,54	0,01	0,15	0,02
Copépodes	0,32	<0,001	0,25	0,05	-0,19	1	0,22	<0,001
Rotíferos	0,38	<0,001	0,21	0,09	0,07	0,25	0,19	0,01
Amebas testáceas	0,35	<0,001	0,26	0,06	0,33	0,04	0,30	0,001

As variáveis ambientais limnológicas também apresentaram sincronias altas e significativas (todas maiores que 0,6) (Figura 5). Além disso, a sincronia permaneceu significativa entre as três fases do reservatório: rio, transição rio-reservatório e reservatório, com exceção em temperatura e clorofila-*a* durante o enchimento do reservatório, ou seja, fase de transição rio-reservatório (Tabela 2).

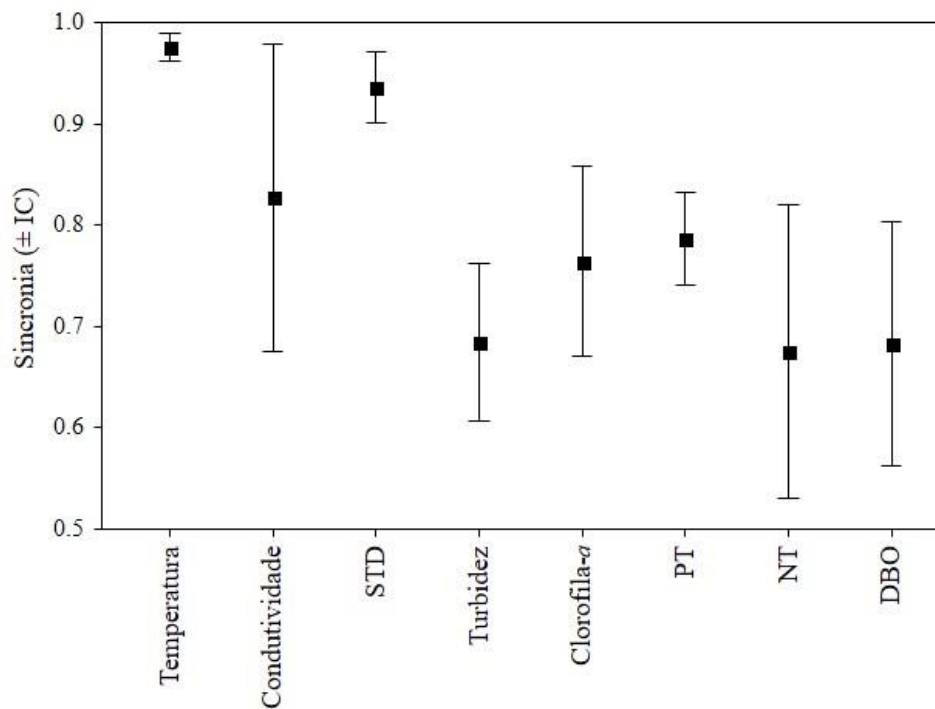


Figura 5: Valores médios de sincronia (\pm IC) das variáveis ambientais limnológicas no reservatório Santo Antônio do Jari. Quadrados fechados: $P \leq 0,001$.

Tabela 2: Comparação entre a sincronia ambiental média entre toda série temporal, na fase rio, transição rio-reservatório e reservatório, baseado em correlação de Pearson. Valores em negrito correspondem a correlações significativas ($P \leq 0,05$).

Grupos	Toda série temporal (ver Fig. 6)		Rio		Transição rio-reservatório		Reservatório	
	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>	<i>r</i>	<i>P</i>
Temperatura	0,98	<0,001	0,92	<0,001	-0,11	0,70	0,91	<0,001
Condutividade	0,83	<0,001	0,99	<0,001	0,54	0,008	0,73	<0,001
STD	0,94	<0,001	0,99	<0,001	0,81	<0,001	0,82	<0,001
Turbidez	0,68	<0,001	0,63	<0,001	0,47	0,01	0,49	<0,001
Clor-a	0,76	<0,001	0,40	<0,001	0,24	0,08	0,39	<0,002
PT	0,79	<0,001	0,77	<0,001	0,94	<0,001	0,58	<0,001
NT	0,68	<0,001	0,59	<0,001	0,75	<0,001	0,53	<0,001
DBO	0,68	<0,001	0,49	<0,001	0,88	<0,001	0,36	<0,001

Os resultados do teste de Mantel indicam que a distância espacial entre as unidades de amostragem não apresenta relação com as sincronias populacionais (cladóceros, copépodes, rotíferos, amebas testáceas, 17 espécies zooplânctônicas e quatro entidades taxonômicas, Tabela S1). Com exceção das relações existentes entre fósforo total com rotíferos ($r=0,77$; $P=0,01$), fósforo total com amebas testáceas ($r=0,92$; $P=0,001$) e nitrogênio total com *Moina minuta* ($r=0,78$; $P=0,01$), nenhuma das demais variáveis ambientais limnológicas

apresentaram relação com as sincronias populacionais (Tabela S1). Por fim, a distância espacial não apresenta relação com a sincronia ambiental (Tabela S2).

Discussão

Sincronia

A sincronia populacional e ambiental é considerada um padrão ubíquo (Xu et al. 2009; Cavanaugh et al. 2013; Seebens et al. 2013), não sendo diferente com os nossos resultados. Os valores de sincronia populacional entre cladóceros, copépodes, rotíferos e amebas testáceas encontrados em nosso estudo, que variaram entre 0,31 e 0,38, podem ser considerados de magnitude intermediária, se comparados a outros trabalhos realizados em reservatórios hidrelétricos. Por exemplo, Lansac-Tôha et al. (2008) encontrou valores entre 0,01 e 0,23 e Lodi et al. (2014), encontrou valores entre 0,54 e 0,70. Em relação à sincronia ambiental, nossos resultados revelam valores altos para todas variáveis ambientais limnológicas, sugerindo que o padrão espacial é similar ambientalmente ao longo do tempo. A sincronia ambiental para clorofila-a, temperatura e condutividade foi maior do que registrado em outros trabalhos (Magnuson et al. 1990, George et al. 2000, Järvinen et al. 2002, Xu et al. 2009, Palmer et al. 2014). Já para o nitrogênio e fósforo tivemos resultados semelhantes aos de George et al. (2000) e maiores do que os de Huttunen et al. (2015).

Ao dividir a sincronia populacional nas três fases da construção do reservatório (rio, transição rio-reservatório e reservatório), os nossos resultados corroboraram com nossas hipóteses. Antes da construção da barragem (fase rio) tínhamos uma assincronia populacional e posteriormente à formação do reservatório (fase reservatório), houve sincronia. Neste caso, o surgimento de um padrão sincrônico pode aumentar a probabilidade de extinção local (Heino et al. 1997, Liebhold et al. 2004).

Essa diferença de efeito sincrônico antes e depois da construção do reservatório pode indicar que mudanças estruturais ocorreram na comunidade (Buttay et al. 2017). Porém, nosso resultado indicou apenas mudanças estruturais para o grupo de copépodes entre a fase de reservatório e as outras duas (fase rio e fase transição rio-reservatório). Essa falta de mudança estrutural nos outros três grupos zooplancctônicos (cladóceros, rotíferos e amebas testáceas) pode ser explicada porque o reservatório em estudo é considerado do tipo fio d'água, ou seja, além de ser encaixado geologicamente, o tempo de residência da água é baixo (em nosso caso 1,5 dia). O baixo tempo de residência é mantido propositalmente para manter intacta a Cachoeira de Santo Antônio, um ponto turístico na região, que fica a jusante da barragem.

Além disso, a Usina Hidrelétrica do Santo Antônio do Jari é uma usina-plataforma, ou seja, causa um pequeno impacto no ambiente (<http://www.eletronbras.com>).

Mecanismos

Ao fazer a sincronia ambiental nas três fases de construção do reservatório, houve resultados positivos na fase rio e reservatório, inferindo que os fatores extrínsecos, como o clima e precipitação estariam atuando nas variáveis ambientais limnológicas e que o local estudado ficou instável durante a transição do rio para o reservatório, ou seja, assíncrono durante a transição lótica para lêntica. Isso pode ser explicado porque antes do represamento as correntes de água e fluxo do rio eram estáveis, e depois da construção ele volta a ficar estável, mesmo quando há toda mudança estrutural dos componentes químicos, físicos e para alguns grupos biológicos.

Quando os valores de sincronia são baixos, demonstra que fatores intrínsecos (e.g. dispersão e variáveis ambientais limnológicas) podem estar atuando sobre as variáveis respostas (Rusak et al. 1999, Liebhold et al. 2004, Lansac-Tôha et al. 2008) e quando os valores de sincronia são altos, demonstra que fatores extrínsecos (e.g. clima e precipitação) podem estar influenciando na sincronização (Kratz et al. 1987). Seguindo essa lógica e de acordo com os nossos resultados de sincronia em toda série temporal, provavelmente fatores intrínsecos estão atuando nas populações de zooplâncton (média do r de 0,36), ou até mesmo por causa das características de variáveis biológicas que possuem grandes quantidades de zeros, enquanto que fatores extrínsecos estão sincronizando as variáveis ambientais limnológicas (média do r de 0,81), principalmente porque a sincronia ambiental não esteve relacionada com a distância espacial.

Ao testar quais os fatores intrínsecos poderiam estar atuando na sincronia populacional, apenas algumas variáveis ambientais limnológicas, principalmente aquelas relacionadas a concentração de nutrientes, foram correlacionadas com a sincronia de algumas espécies e grupos zooplânctônicos. Sabe-se que os nutrientes possuem uma relação positiva com a riqueza e abundância do zooplâncton (Bozelli et al. 2015). O fósforo, por exemplo, correlacionou-se com as amebas testáceas e com os rotíferos. Os rotíferos já são conhecidos por serem oportunistas e se desenvolverem bem em reservatórios pré-formados (Descloux and Cottet 2016), pois durante a implementação da barragem há entrada de nutrientes terrestres e troncos de árvores (Emery et al. 2015). Da mesma forma, a sincronia da *Moina minuta* (cladóceros) correlacionou-se com concentrações de nitrogênio, e estudos anteriores mostram que essa espécie tem sua abundância correlacionada com nutrientes (Vieira et al. 2011).

Assim, apenas algumas variáveis ambientais de nutrientes atuaram na sincronia populacional, demonstrando que pode haver alguma outra variável ambiental local sincronizando a população, como o pH, a profundidade do ponto de coleta, velocidade da água, tempo de residência da água do reservatório no dia da coleta ou até mesmo a interação trófica entre as populações e comunidades. Outros autores já encontraram essas variáveis relacionadas com a abundância de zooplâncton (Bowman et al. 2014, Silva et al. 2014, Simões et al. 2015).

Já a distância espacial não foi correlacionada com nenhuma das sincronias, refutando nossa hipótese de que em distâncias menores teríamos valores de sincronia maiores. Isso pode ser influenciado por um efeito de escala, no qual a distância entre os pontos são muito pequenas (< 15 km), e, geralmente, padrões sincrônicos são encontrados em distâncias maiores do que 100 km (Hanski and Woiwod 1993, Defriez et al. 2016).

Aplicações para o monitoramento ambiental

Nosso resultado mostra que a sincronia espacial é onipresente, sendo portanto muito difícil avaliar completamente quais são os fatores que a influenciam. Essa dificuldade também é encontrada por outros autores (Gouhier et al. 2010, Cavanaugh et al. 2013, Seebens et al. 2013), isso porque todos mecanismos podem produzir respostas quase idênticas de sincronia entre as populações (Liebhold et al. 2004). Entretanto, independente dos mecanismos atuantes na sincronia, o fato de saber se as populações são síncronas ou assíncronas tem aplicações em programas de monitoramento (Lansac-Tôha et al. 2008), gestão de conservação de espécies e surtos de pragas (Liebhold et al. 2004). Para a região desse estudo, sugere-se um aumento de pontos amostrais dentro do reservatório uma vez que a sincronia populacional foi baixa. Por outro lado, em relação à elevada sincronia ambiental, uma estratégia possível para otimizar o monitoramento seria a redução dos pontos de coleta. Pois o ideal é aumentar a amostragem quando a sincronia é muito baixa e diminuir quando alta, já que poucos pontos amostrados seriam suficientes para responder toda área (Takahashi et al. 2008). Assim, os recursos financeiros e pessoais, podem ser distribuídos de uma melhor forma ao aperfeiçoar o gerenciamento da represa.

Conclusão

A sincronia populacional foi baixa e pode ser atribuída a algumas variáveis ambientais limnológicas, já a sincronia ambiental foi alta e o motivo pode estar ligado a fatores extrínsecos (ex. precipitação e temperatura do ar). Tanto a sincronia populacional quanto a ambiental não foram relacionadas pela distância espacial. Ao analisar a sincronia nas três fases do reservatório (rio, transição rio-reservatório e reservatório), concluímos que antes da

construção do reservatório tínhamos uma assincronia populacional, e com a implementação da barragem, houve a sincronia. A sincronia ambiental existia na fase rio e reservatório, porém o ambiente ficou assíncrono durante a transição lótica para lêntica. Assim, a sincronia é visível em nossos resultados, porém os mecanismos que estão atuando ainda não são claros, indicando que mais de um fator pode estar influenciando na dinâmica. Para melhor compreensão dos mecanismos atuantes na dinâmica populacional e ambiental, sugerimos que além de usar as variáveis ambientais limnológicas e fazer a sincronia espacial, deve-se usar dados meteorológicos e de paisagem que são considerados fatores extrínsecos.

Referências

- Anneville, O., S. Souissi, S. Gammeter, and D. Straile. 2004. Seasonal and inter-annual 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.
- Arnott, S. E., B. Keller, P. J. Dillon, N. Yan, M. Paterson, and D. Findlay. 2003. Using Temporal Coherence to Determine the Response to Climate Change in Boreal Shield Lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 88:365–388.
- Baines, S. B., K. E. Webster, T. K. Kratz, S. R. Carpenter, and J. J. Magnuson. 2000. Synchronous behavior of temperature, calcium, and chlorophyll in lakes of Northern Wisconsin. *Ecology* 81:815–825.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental Effects of Dams and Impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 8:255–283.
- Bjørnstad, O. N., R. A. Ims, and X. Lambin. 1999. Spatial population dynamics: analyzing patterns and processes of population synchrony. *Trends in ecology & evolution* 14:427–432.
- Bonecker, C. C., N. R. Simões, C. V. Minte-Vera, F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho, and Â. A. Agostinho. 2013. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 43:114–121.
- Bottrell, H. H., A. Ducan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson, and T. Weglenska. 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24:419–456.
- Bowman, M. F., C. Nussbaumer, and N. M. Burgess. 2014. Community composition of lake zooplankton, benthic macroinvertebrates and forage fish across a pH gradient in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 225.

- Bozelli, R. L., S. M. Thomaz, A. A. Padial, P. M. Lopes, and L. M. Bini. 2015. Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia* 753:233–241.
- Buttay, L., B. Cazelles, A. Miranda, G. Casas, E. Nogueira, and R. González-Quirós. 2017. Environmental multi-scale effects on zooplankton inter-specific synchrony. *Limnology and Oceanography*.
- Cattadori, I. M., S. Merler, and P. J. Hudson. 2000. Searching for mechanisms of synchrony in spatially structured gamebird populations. *Journal of Animal Ecology* 69:620–638.
- Cavanaugh, K. C., B. E. Kendall, D. A. Siegel, D. C. Reed, F. Alberto, and J. Assis. 2013. Synchrony in dynamics of giant kelp forests is driven by both local recruitment and regional environmental controls. *Ecology* 94:499–509.
- Defriez, E. J., L. W. Sheppard, P. C. Reid, and D. C. Reuman. 2016. Climate change-related regime shifts have altered spatial synchrony of plankton dynamics in the North Sea. *Global Change Biology* 22:2069–2080.
- Descamps, S., H. Strøm, and H. Steen. 2013. Decline of an arctic top predator: Synchrony in colony size fluctuations, risk of extinction and the subpolar gyre. *Oecologia* 173:1271–1282.
- Descloux, S., and M. Cottet. 2016. 5 years of monitoring of zooplankton community dynamics in a newly impounded sub-tropical reservoir in Southeast Asia (Nam Theun 2, Lao PDR). *Hydroécologie Appliquée* 19:197–216.
- Downing, A. L., B. L. Brown, E. M. Perrin, T. H. Keitt, and M. A. Leibold. 2008. Environmental Fluctuations Induce Scale-dependent Compensation and Increase Stability in Plankton Ecosystems. *Ecology* 89:3204–3214.
- Emery, K. A., G. M. Wilkinson, F. G. Ballard, and M. L. Pace. 2015. Use of allochthonous resources by zooplankton in reservoirs. *Hydrobiologia* 758:257–269.
- Filizola, N., J. L. Guyot, M. Molinier, V. Guimarães, E. Oliveira, and M. A. Freitas. 2002. Caracterização hidrológica da Bacia Amazônica. Pages 33–53 in A. C. E. Rivas and de C. Freitas, editors. *Amazônia uma perspectiva interdisciplinar*. EDUA, Manaus.
- George, D. G., J. F. Talling, and E. Rigg. 2000. Factors influencing the temporal coherence of five lakes in the English Lake District. *Freshwater Biology* 43:449–461.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo, and M. A. M. Ohnstad. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Gouhier, T. C., and F. Guichard. 2014. Synchrony: quantifying variability in space and time. *Methods in Ecology and Evolution* 5:524–533.

- Gouhier, T. C., F. Guichard, and B. A. Menge. 2010. Ecological processes can synchronize marine population dynamics over continental scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:8281–6.
- Hanski, I., and I. P. Woiwod. 1993. Spatial synchrony in the dynamics of moth and aphid populations. *Journal of Animal Ecology* 62:656–668.
- Havel, J. E., and J. B. Shurin. 2004. Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography* 49:1229–1238.
- Heino, M., V. Kaitala, E. Ranta, and J. Lindström. 1997. Synchronous dynamics and rates of extinction in spatially structured populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 264:481–486.
- Huttunen, K. L., H. Mykrä, A. Huusko, A. Mäki-Petäys, T. Vehanen, T. Muotka, A. J. Allstadt, A. M. Liebhold, D. M. Johnson, R. E. Davis, and K. J. Haynes. 2015. Testing for temporal coherence across spatial extents: The roles of climate and local factors in regulating stream macroinvertebrate community dynamics. *Ecology* 96:2935–2946.
- Ims, R. A., and H. Steen. 1990. Geographical Synchrony in Microtine Population Cycles: A Theoretical Evaluation of the Role of Nomadic Avian Predators. *Oikos* 57:381.
- Järvinen, M., M. Rask, J. Ruuhijärvi, and L. Arvola. 2002. Temporal coherence in water temperature and chemistry under the ice of boreal lakes (Finland). *Water Research* 36:3949–3956.
- Jiao, Y., R. O. Reilly, E. Smith, and D. Orth. 2016. Bayesian statistical catch-at-age approach. *Journal of Marine Science* 73:1725–1738.
- Kendall, B. E., O. N. Bjørnstad, J. Bascompte, T. H. Keitt, and W. F. Fagan. 2000. Dispersal, environmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics. *American Naturalist* 155:628–636.
- Koenig, W. D. 1999. Spatial autocorrelation of ecological phenomena. *Trends in Ecology and Evolution* 14:22–26.
- Kratz, T. K., T. M. Frost, and J. J. Magnuson. 1987. Inferences from Spatial and Temporal Variability in Ecosystems: Long-Term Zooplankton Data from Lakes. *The American Naturalist* 129:830–846.
- Lansac-Tôha, F. A., L. M. Bini, L. F. M. Velho, C. C. Bonecker, E. M. Takahashi, and L. C. G. Vieira. 2008. Temporal coherence of zooplankton abundance in a tropical reservoir. *Hydrobiologia* 614:387–399.
- Liebhold, A., W. D. Koenig, and O. N. Bjornstad. 2004. Spatial Synchrony in Population Dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:467–490.

- Lodi, S., L. F. M. Velho, P. Carvalho, and L. M. Bini. 2014. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. *Journal of Plankton Research* 36:966–977.
- Mackereth, F. J. H., J. Heron, and J. F. Talling. 1978. *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*. Freshwater Biological Association.
- Magnuson, J. J., B. J. Benson, and T. K. Kratz. 1990. Temporal coherence in the limnology of a suite of lakes in Wisconsin, U.S.A. *Freshwater Biology* 23:145–149.
- Oksanen, J., F. Blanchet, Guillaume, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R. Minchin, R. B. O'hara, G. L. Simpson, P. Solymos, H. Stevens, E. Szoecs, and H. Wagner. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-0.
- Ostfeld, R. S., and F. Keesing. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 15:232–237.
- Palmer, M. E., N. D. Yan, and K. M. Somers. 2014. Climate change drives coherent trends in physics and oxygen content in North American lakes. *Climatic Change* 124:285–299.
- R Development Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rhodes, J. R., and N. Jonz. 2011. Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time? *Ecography* 34:1040–1048.
- Roche, E. A., T. L. Shaffer, C. M. Dovichin, M. H. Sherfy, M. J. Anteau, and M. T. Wiltermuth. 2016. Synchrony of Piping Plover breeding populations in the U.S. Northern Great Plains. *The Condor: Ornithological Applications* 118:558–570.
- Rusak, J. A., N. D. Yan, K. M. Somers, and D. J. McQueen. 1999. The Temporal Coherence of Zooplankton Population Abundances in Neighboring North-Temperate Lakes. *The American Naturalist* 153:46–58.
- Seebens, H., U. Einsle, and D. Straile. 2013. Deviations from synchrony: Spatio-temporal variability of zooplankton community dynamics in a large lake. *Journal of Plankton Research* 35:22–32.
- Silva, L. H. S., V. L. M. Huszar, M. M. Marinho, L. M. Rangel, J. Brasil, C. D. Domingues, C. C. Branco, and F. Roland. 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnologica* 48:1–10.
- Simões, N. R., A. H. Nunes, J. D. Dias, F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho, and C. C. Bonecker. 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758:3–17.

- Soininen, J., M. Kokocinski, S. Estlander, J. Kotanen, and J. Heino. 2007. Neutrality, niches, and determinants of plankton metacommunity structure across boreal wetland ponds. *Ecoscience* 14:146–154.
- Stanford, J. A., and J. V. Ward. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management* 17:303–310.
- Stange, E. E., M. P. Ayres, and J. A. Bess. 2011. Concordant population dynamics of Lepidoptera herbivores in a forest ecosystem. *Ecography* 34:772–779.
- Takahashi, E. M., F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho, and L. M. Bini. 2008. The temporal asynchrony of planktonic cladocerans population at different environments of the upper Paraná River floodplain. *International Review of Hydrobiology* 93:679–689.
- Tedesco, P. A., B. Hugueny, D. Paugy, and Y. Fermon. 2004. Spatial synchrony in population dynamics of West African fishes: A demonstration of an intraspecific and interspecific Moran effect. *Journal of Animal Ecology* 73:693–705.
- Vieira, A. C. B., A. M. A. Medeiros, L. L. Ribeiro, and M. C. Crispim. 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* 23:48–56.
- Wetzel, R. G., and G. E. Likens. 2000. Special Lake Types. Pages 355–360 *Limnological Analyses*. Springer New York, New York, NY.
- Wu, N., T. Tang, X. Fu, W. Jiang, F. Li, S. Zhou, Q. Cai, and N. Fohrer. 2009. Impacts of cascade run-of-river dams on benthic diatoms in the Xiangxi River, China. *Aquatic Sciences* 72:117–125.
- Xu, Y., Q. Cai, M. Shao, and X. Han. 2012. Patterns of asynchrony for phytoplankton fluctuations from reservoir mainstream to a tributary bay in a giant dendritic reservoir (Three Gorges Reservoir, China). *Aquatic Sciences* 74:287–300.
- Xu, Y. Y., L. Wang, Q. H. Cai, and L. Ye. 2009. Temporal coherence of chlorophyll a during a spring phytoplankton bloom in Xiangxi bay of three-gorges reservoir, China. *International Review of Hydrobiology* 94:656–672.
- Zhao, K., K. Song, Y. Pan, L. Wang, L. Da, and Q. Wang. 2017. Metacommunity structure of zooplankton in river networks: Roles of environmental and spatial factors. *Ecological Indicators* 73:96–104.

MATERIAL SUPPLEMENTAR (I)

Tabela S1: Resultados do teste de Mantel simples avaliando a relação entre a sincronia populacional, distância espacial e sincronia ambiental estimada de acordo com diferentes variáveis (Temp = temperatura da água, Cond = condutividade, STD = sólidos totais dissolvidos, Turb = turbidez, clor-*a* = clorofila-*a*, PT = fósforo total, NT = nitrogênio total e DBO = demanda biológica de oxigênio). Valores em negrito e com asterisco correspondem a correlações significativas ($P \leq 0.05$).

	Distância Espacial	Temp	Cond	STD	Turb	Clor-<i>a</i>	PT	NT	DBO
	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>	<i>r</i>
Amebas testáceas	-0,25	-0,83	-0,28	-0,47	0,15	-0,33	0,92*	0,74	-0,43
<i>Arcella vulgaris</i>	0,29	0,54	0,12	-0,17	0,4	0,17	-0,09	0,33	0,4
<i>Centropyxis aculeata</i>	-0,82	-0,25	-0,82	-0,9	-0,4	-0,1	0,71	0,5	-0,68
<i>Centropyxis discoides</i>	-0,76	0,44	-0,83	-0,84	-0,34	-0,12	0,07	0,25	-0,38
<i>Centropyxis ecornis</i>	0,28	-0,07	0,16	0,38	0,64	0,26	-0,2	0,11	-0,17
Rotíferos	-0,25	-0,73	-0,32	-0,38	0,3	-0,18	0,77*	0,71	-0,54
<i>Plathyonus patulus macracanthus</i>	-0,1	-0,35	-0,07	-0,06	-0,06	-0,68	0,06	0,07	0,04
<i>Plathyas quadricornis</i>	-0,22	-0,25	0,01	-0,12	-0,82	-0,74	0,08	-0,37	0,32
<i>Lecane bulla</i>	-0,25	-0,36	0	-0,01	-0,83	-0,58	0,09	-0,46	0,14
<i>Bdelloidea</i>	-0,24	-0,54	-0,08	0,18	-0,34	0,07	0,19	-0,27	-0,47
Cladóceros	-0,84	-0,29	-0,82	-0,72	-0,35	0,13	0,61	0,36	-0,89
<i>Bosminopsis deitersi</i>	-0,52	-0,18	-0,63	-0,63	0,13	0,49	0,66	0,63	-0,81
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	-0,11	-0,36	0,14	0,25	-0,7	-0,64	-0,15	-0,61	0,19
<i>Moina minuta</i>	-0,36	0,13	-0,54	-0,77	0,25	0,29	0,57	0,78*	-0,4
Copépodes	-0,75	0,32	-0,8	-0,91	-0,39	-0,23	0,24	0,34	-0,32
<i>Thermocyclops minutus</i>	0,51	0,77	0,5	0,79	0,46	0,5	-0,92	-0,61	0,72
Nauplius de Cyclopoida	-0,49	0,04	-0,51	-0,81	-0,34	-0,18	0,54	0,45	-0,15
Copepodito de Cyclopoida	-0,72	-0,54	-0,6	-0,55	-0,58	-0,27	0,61	0,15	-0,62
Nauplius de Calanoida	0,16	0,49	0,31	0,47	-0,51	-0,24	-0,84	-0,9	0,56
Copepodito de Calanoida	-0,03	-0,12	0,11	-0,15	-0,52	-0,92	0,01	-0,16	0,57

Tabela S2: Resultados do teste de Mantel simples avaliando a relação entre a sincronia ambiental e distância espacial. Em que PT equivale à fósforo total, NT à nitrogênio total e DBO à demanda biológica de oxigênio. Valores considerados significativos apenas quando $P \leq 0,05$).

	Distância espacial	
	<i>r</i>	<i>P</i>
Temperatura	0,13	0,63
Condutividade	-0,93	0,97
STD	-0,88	0,92
Turbidez	-0,50	0,94
Clorofila- <i>a</i>	-0,66	0,79
PT	-0,16	0,72
NT	-0,08	0,52
DBO	-0,81	0,95

Tabela S3: Valores médios, mínimos (Min), máximos (Max) e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais limnológicas.

Variáveis	Média	Min-Max	DP
Temperatura	28,06	18 - 33,3	3,63
Condutividade	28,79	7 - 101	15,99
STD	14,96	4 - 51	7,59
Turbidez	8,9	1,03 - 25,2	5,63
Clorofila- <i>a</i>	4,45	0 - 86,01	9,9
PT	0,02	0 - 0,21	0,02
NT	0,87	0 - 0,32	0,49
DBO	1,87	0,1 - 6	1,34

CAPÍTULO II

Manuscrito aceito para publicação na Ecological Indicators.

(<https://www.journals.elsevier.com/ecological-indicators>)

Biodiversity shortcuts in biomonitoring of novel ecosystems

Abstract

Hydropower reservoirs are novel ecosystems that present different challenges for the design of biomonitoring programs. To ensure long-term programs and wide spatial coverage, it is important to test the reliability of different cost-saving strategies that have been widely evaluated among researchers, such as taxonomic sufficiency, numerical sufficiency and surrogate groups. Using data on zooplankton composition, our objective was to test whether these strategies could be applied to increase the efficiency of biomonitoring programs in reservoirs. Zooplankton data were collected at the Santo Antônio do Jari Hydroelectric Plant, which is located between the states of Pará and Amapá (Amazon region, Brazil), over 23 months between 2012 and 2015. The data were organized in different taxonomic groups (cladocerans, copepods, rotifers and testate amoebae) and matrices by decreasing the taxonomic resolution (from species to genera and families) and the numerical resolution (from species abundance to species presence/absence) of the data. The ordination patterns obtained with Principal Coordinate Analysis for the different matrices were compared using Procrustes analyses. Our results suggest that ordination patterns using genus-level data were similar to those obtained with species-level data. However, analyses based on family-level data were often unable to reproduce results based on species-level data. Ordination patterns using presence/absence data were similar to those obtained from abundance data. We also found that the strengths of the relationships between ordinations derived from different taxonomic groups (e.g., rotifers and cladocerans) were low and often not significant. We conclude that the use of zooplankton genera and presence/absence data may be a reliable strategy to monitor reservoirs. However, our results highlight the need to monitor different zooplankton groups, as the ordination patterns depicted by a given group were poorly related to those generated by a second zooplankton group.

Keywords: Jari River, Amazon; reservoir; cross-taxon congruence; taxonomic resolution; taxonomic sufficiency; numerical resolution.

1. Introduction

River regulation by dams is an important driver of biodiversity loss in freshwater systems (Dudgeon et al., 2006). The change in hydrology caused by impoundments triggers several other changes in water quality, ecosystem processes and structure of aquatic communities. For instance, one can anticipate the creation of reservoir zones with different limnological characteristics (Kimmel et al., 1990) and periods with water stratification, mainly close to the dam (i.e., in the lacustrine zone), that were negligible or completely absent before damming. In terms of ecosystem processes, an increase in the primary productivity rate

is also predicted, and this increase can be exacerbated due to eutrophication. Changes in aquatic communities are also pervasive and include the decline of migratory fish populations (Agostinho et al., 2008) and the transformation of pseudoplanktonic into euplanktonic communities (Lodi et al., 2014; Silva et al., 2014; Simões et al., 2015). All these changes are enough to classify reservoirs as “novel ecosystems” (Hobbs et al., 2009, 2006). According to Seastedt et al. (2008), to manage these novel ecosystems, the pace of information transfer from the scientific community to stakeholders and policy makers should increase. Therefore, the implementation of efficient environmental monitoring programs is of paramount importance (Kallimanis et al., 2012).

Strategies to improve the efficiency and celerity of biomonitoring programs include the use of the higher taxa approach (e.g., Lovell et al., 2007; Mazón, 2016; Zhang et al., 2015), which consists of using biodiversity data at taxonomic levels higher than species. When the use of the higher taxa approach is proven to be reliable (e.g., when the patterns observed with species-level data are reproduced using genuslevel data), then biomonitoring programs are thought to be simpler, faster and more cost-efficient (Bennett et al., 2014; Carneiro et al., 2013). Tests on the efficiency of higher taxa (i.e., data with lower taxonomic resolution) have indicated that this approach is reliable for different biological groups such as macroinvertebrates (Marshall et al., 2006; Sánchez-Moyano et al., 2006), phytoplankton, testate amoebae, copepods, cladocerans, rotifers (Machado et al., 2015) and ciliate communities (Jiang et al., 2016; Xu et al., 2014; Zhang et al., 2015).

The use of low numerical resolution has also been tested to increase the efficiency of biomonitoring programs (Gomes et al., 2015; Heino, 2014; Landeiro et al., 2012; Melo, 2005). In an extreme case, this approach relies on the use of simple incidence (presence/absence) data instead of abundance data (Blanchet et al., 2016). In addition to reducing sample processing time, Joseph et al. (2006) argue that the use of presence/absence data can be an interesting approach to increase the spatial extent of biomonitoring programs (Joseph et al., 2006: “the presence–absence data can be collected at more sites because the surveyor is not obliged to spend a fixed amount of time at each site”).

A growing number of studies have also tested the validity of surrogate groups (see Heino, 2010 and Westgate et al., 2014 for reviews and Corte et al., 2017 for a recent example). Currently, these tests are based on concordance (or cross-taxon congruence) analysis between pairs of biological communities defined taxonomically (e.g., Bae et al., 2014; Bini et al., 2008; Gioria et al., 2010; Grenouillet et al., 2008; Paavola et al., 2006). Proponents of this approach argue that data from different taxonomic groups are redundant in detecting natural and anthropogenic changes, while opponents argue that different groups are

needed to detect subtle environmental changes (Bowman et al., 2008). However, it appears that a large number of studies support the view of the “opponents” (e.g., Backus-Freer and Pyron, 2015; Guareschi et al., 2015; Kimmel and Argent, 2016; Rosa et al., 2014; Vilmi et al., 2016) instead of the view of “proponents” of the surrogacy approach (e.g., Kilgour and Barton, 1999).

The aim of the present study was to test three strategies to increase the efficiency of biomonitoring programs in reservoirs: taxonomic sufficiency, numerical sufficiency and taxonomic surrogacy. We used a four-year dataset on zooplankton groups (cladocerans, copepods, rotifers and testate amoebae) collected in an Amazonian hydroelectric reservoir in Brazil. Based on previous evidence (Table S1), we predicted strong relationships between datasets with high (species-level) and low (genus- or family-level) taxonomic resolutions, and between datasets with high (abundance data) or low (presence/absence data) numerical resolution. We also anticipated that taxonomic surrogacy (based on concordance analysis or cross-taxon congruence) would not be advisable because the strength of the relationships between biological communities tends to be low. One strength of our study is that we based our conclusions on repeated tests conducted at different sampling points in space and time. Thus, these conclusions were not only based on snapshot surveys.

2. Materials and methods

2.1. Study area

This study was conducted in the Santo Antonio do Jari Hydroelectric Power Plant (SAJHPP), which impounded a 28 km long stretch of the Jari River (a tributary of the Amazon River; located between the states of Pará and Amapá; Fig. 1). Reservoir construction concluded in 2015, and the system operates as a “run-of-the-river reservoir”, with a low water residence time (ca. 1.5 days). The reservoir has a total area of 31.7 km², a total storage capacity of 133.39×10^6 m³ of water and an average depth of 9.5 m (<http://www.edpjari.com.br/>).

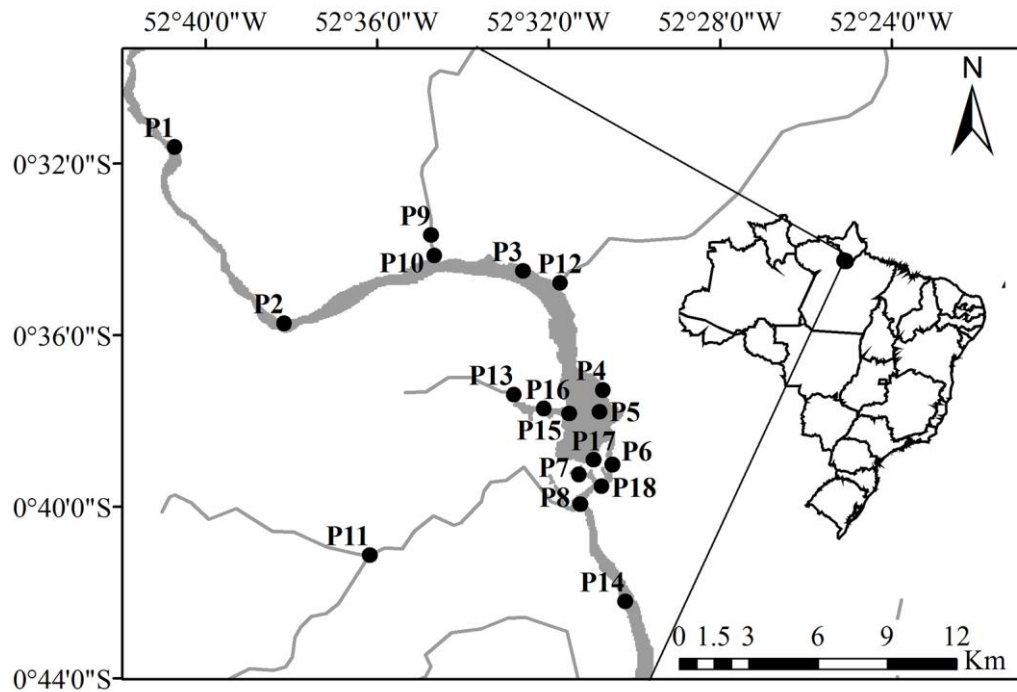


Fig. 1. Santo Antonio do Jari Hydroelectric Power Plant (South America, Brazil, Pará/ Amapá states). The reservoir area is shown in gray. Sampling sites are represented as black circles (•).

2.2. Sampling

We conducted 23 sampling campaigns: nine before the impoundment (from February 2012 to February 2014), three during the filling period (May to July 2014) and eleven during the operation period (August 2014 to August 2015) of the SAJHPP. The number of sampling sites varied from 14 during the beginning of the study to 18 sites after the filling of the reservoir. The sampling sites were distributed along the main axis of the reservoir and along some tributaries of the Jari River.

In each sampling site, a zooplankton sample was collected at a depth of 0.5 m by filtering 1000 L of water through a 68 μm plankton net. Samples were fixed with a 4% solution of calcium carbonate-buffered formaldehyde. For species identification and abundance analyses, zooplankton samples were concentrated to volumes ranging from 75 mL to 300 mL, depending on the concentration of suspended sediment in the samples. Larger volumes were necessary to observe specimens in samples with high suspended sediment concentrations. Prior to analysis, the samples were stained with Rose Bengal to facilitate the visualization of the organisms. Samples were analyzed under a microscope (Olympus CX31 – 400x) to determine zooplankton composition and abundance using Sedgwick-Rafter chambers. Five sub-samples of 1.5 mL (7.5 mL in total) obtained with a Hensen-Stempel pipette were analyzed, and the results were expressed as individuals per m^3 . Samples with

very low densities were analyzed entirely (Bottrell et al., 1976).

2.3. Data analysis

We organized different matrices for each sampling campaign and for each zooplankton group (cladocerans, copepods, rotifers and testate amoebae) with varying taxonomic (family-, genera- and species-level) and numerical resolutions (presence/absence and abundance data). We repeated the process for each sampling site using months as the rows of the biological matrices. We log-transformed the abundance data after the addition of a constant (1.0). We used the Hellinger distance to calculate the compositional dissimilarity between samples when the analyses were based on abundance data (Legendre and Gallagher, 2001). According to Legendre and De Cáceres (2013), the Hellinger coefficient has multiple desirable properties (e.g., double-zero asymmetry and positivity; see their Table 2 for a complete list of properties). These authors also argue that a community-composition distance matrix based on the Hellinger coefficient is entirely “suitable for ordination by principal coordinate analysis (PCoA), which will not produce negative eigenvalues and complex axes”. For presence-absence data, we used the complement of the Jaccard coefficient. Afterward, we used these distance matrices to ordinate the samples with a PCoA. Based on the scores from the PCoA, we used Procrustes analyses to compare ordinations generated with data from different zooplankton groups (concordance between communities) and different taxonomic and numerical resolutions (Legendre and Legendre 2012). These analyses were repeated for each site (using sampling campaigns as rows in the original matrices) and for each sampling campaign (using sampling sites as rows in the original matrices). The statistical significance of each test was based on 9999 permutations. In addition to the significance level ($P \leq 0.05$), we adopted a threshold of ≥ 0.7 to consider the results of Procrustes' r as strong enough to justify the use of these simplification strategies (as suggested by Heino, 2010). We also evaluated the levels of cross-taxon congruence in species richness using the Spearman rank correlation coefficient. All analyses were conducted using the functions *decostand*, *vegdist* and *protest* from the *vegan* package (Oksanen et al., 2016) for the statistical software R (R Core Team, 2017).

3. Results

We found a total of 235 zooplankton species during the sampling period. These species were distributed among 93 genera and 44 families (see Table S2). Rotifers were the richest group (95 species), followed by testate amoebae (81 species), cladocerans (49 species) and copepods (10 species). The highest density was recorded in August 2012 (194,342 ind.m⁻³), with a high dominance of rotifers 176,810 ind.m⁻³ (see Fig. S1). The highest density was

recorded at the sampling site 7 (289,330 ind.m⁻³) (see Fig. S2). This result can be explained by considering that this site has low water flow, favoring population growth.

In general, the relationships between the biological matrices at species and genera levels were significant over time (Fig. 2). Similar results were obtained when the matrices were organized for each sampling site (where the rows of the matrices were the sampling campaigns; Fig. 3). The correlation strengths were more variable for testate amoebae and rotifers. For testate amoebae, the correlations were more frequently non-significant.

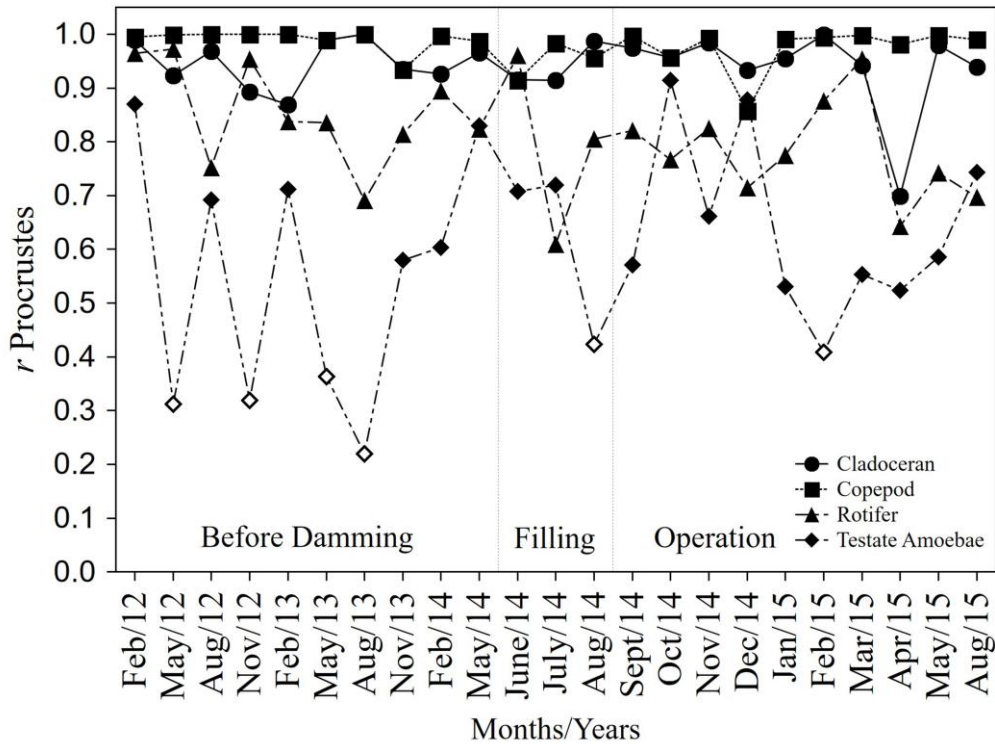


Fig. 2. Variation in the taxonomic sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each sampling campaign the comparisons were made between species-level and genus-level data, considering the sampling sites as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

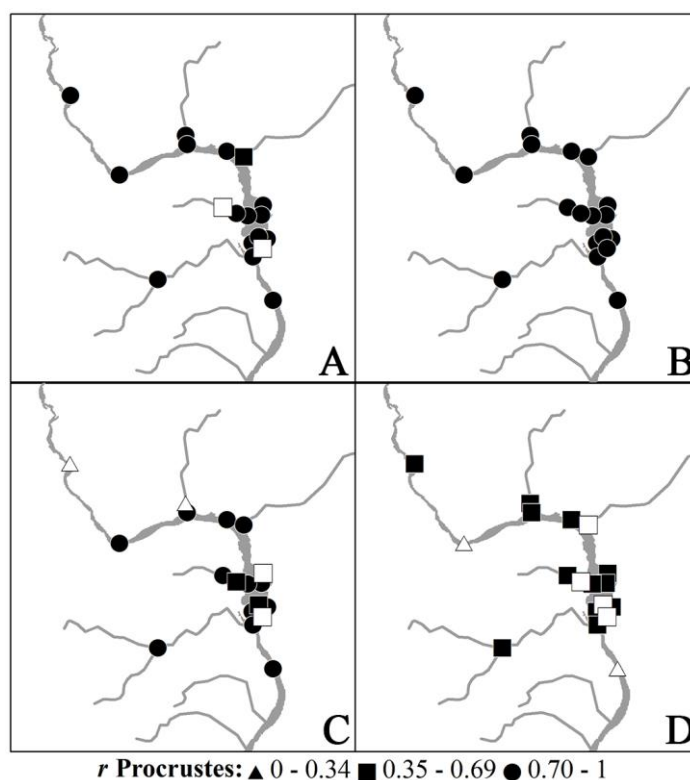


Fig. 3. Variation in the taxonomic sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each site the comparisons were made between species-level and genus-level data, considering the sampling campaigns as rows in the matrices. Shown are results for cladocerans (A), copepods (B), rotifers (C), and testate amoebae (D). Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

Similarly, the relationships between species- and family-level data were often significant. The strengths of the relationships (as measured by Procrustes' r) also varied temporally (Fig. 4) and spatially (Fig. 5), mainly for copepods and testate amoebae. For cladocerans and rotifers, most values were significant and higher than 0.7. On the other hand, Procrustes' r was often lower than 0.7 for copepods and testate amoebae (Fig. 4 and 5).

The effect of decreasing the numerical resolution of the data (from species abundance to species presence/absence data) was higher for testaceans than for the other zooplankton groups, especially when the analyses were conducted for each sampling campaign (Fig. 6). In general, when the analyses were conducted for each sampling site, Procrustes' r values were higher than 0.7 for all zooplankton groups (Fig. 7).

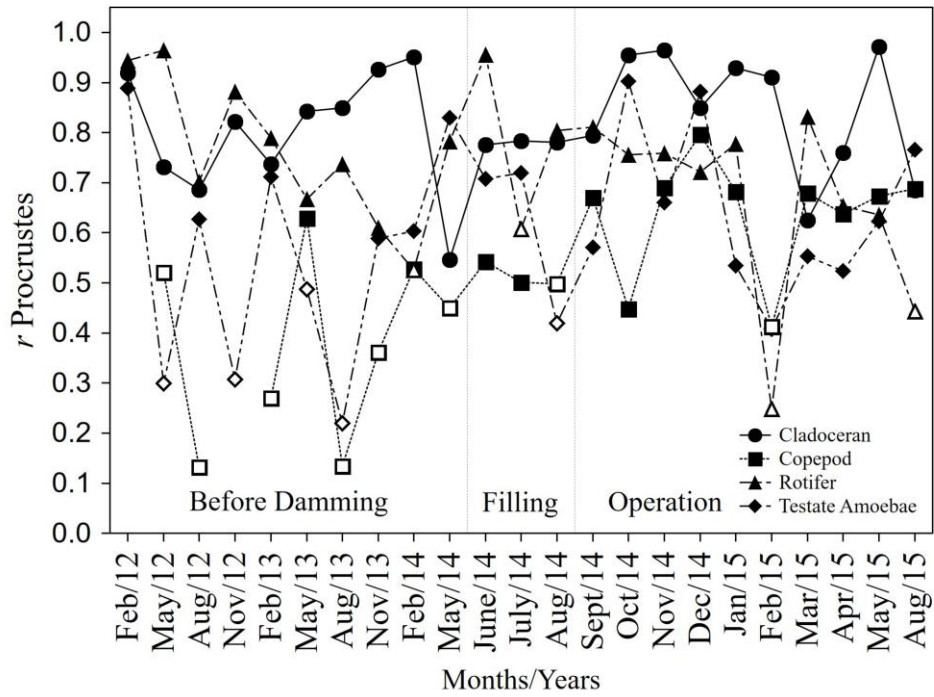


Fig. 4. Variation in the taxonomic sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each sampling campaign the comparisons were made between species-level and family-level data, considering the sampling sites as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

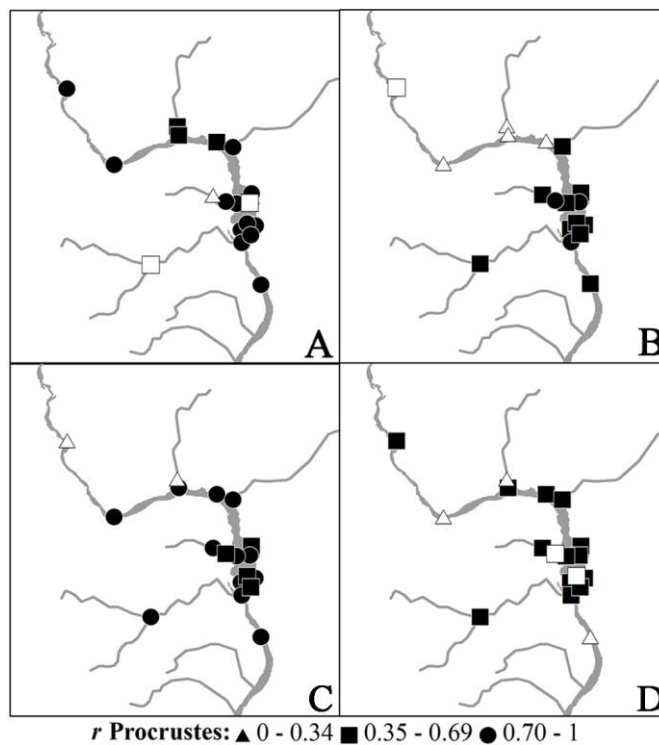


Fig. 5. Variation in the taxonomic sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each site the comparisons were made between species-level and family-level data, considering the sampling campaigns as rows in the matrices. Shown are results for cladocerans (A), copepods (B), rotifers (C), and testate amoebae (D). Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

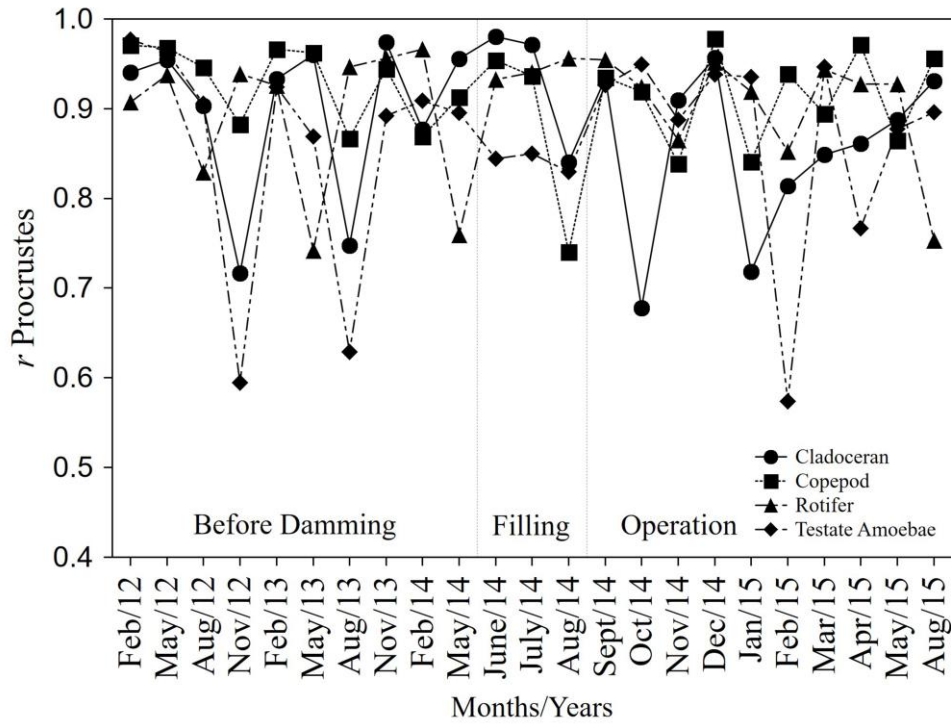


Fig. 6. Variation in the numerical sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each sampling campaign the comparisons were made between abundance and presence/absence data, considering the sampling sites as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

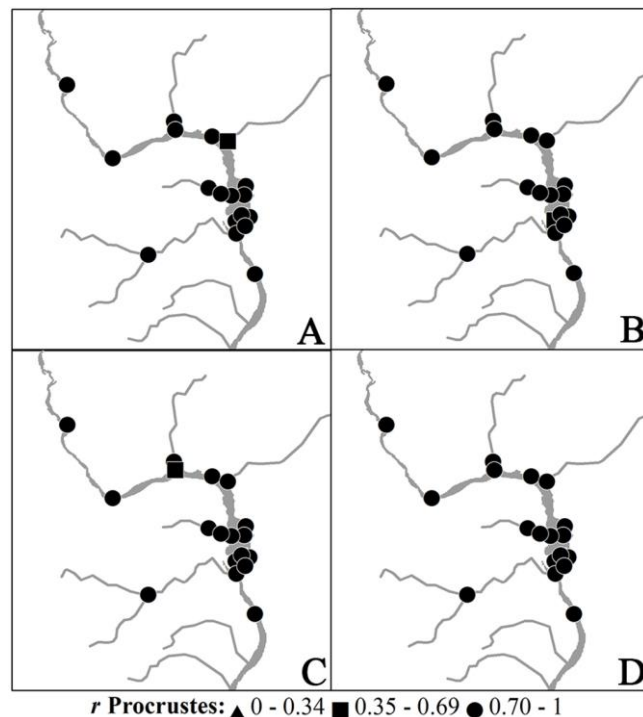


Fig. 7. Variation in the numerical sufficiency strength (as measured by Procrustes' r) for different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each site the comparisons were made between abundance and presence/absence data, considering the sampling campaigns as rows in the matrices. Shown are results for cladocerans (A), copepods (B), rotifers (C), and testate amoebae (D). Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

The relationships between matrices of different biological groups (concordance analysis) varied conspicuously over time and space; however, most were not statistically significant (Fig. 8 and 9). We also found that species richness congruence varied conspicuously in time (Fig. S3) and space (Fig. S4). In general, the highest levels of species richness congruence were found for cladocerans and copepods, cladocerans and rotifers, and copepods and rotifers. However, weak and non-significant relationships were found for most comparisons (Fig. S3 and S4).

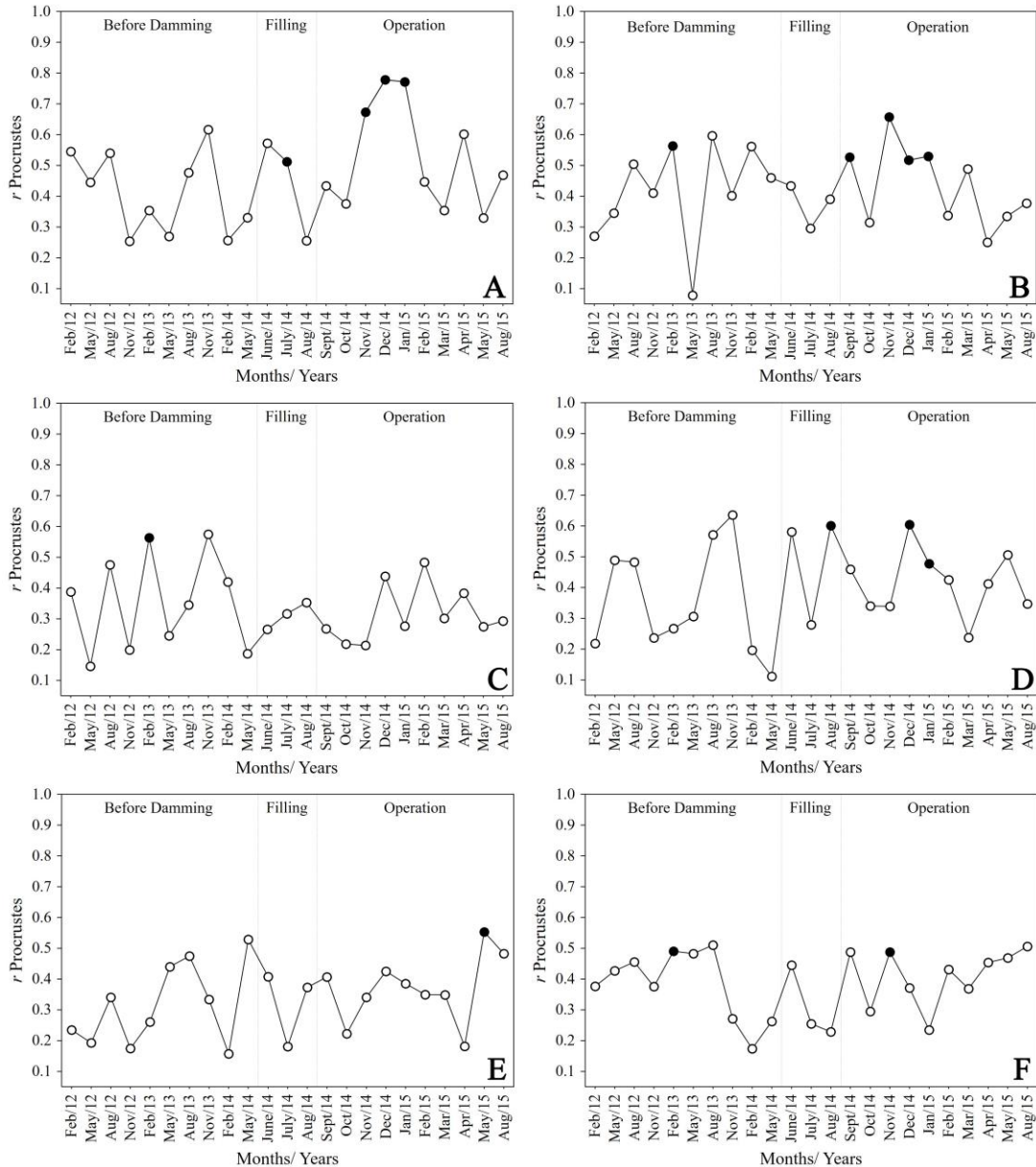


Fig. 8. Variation in the strength of community concordance (as measured by Procrustes' r) between different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each sampling campaign the comparisons were made between cladocerans x copepods (A), cladocerans x rotifers (B), cladocerans x testate amoebae (C), copepods x rotifers (D), copepods x testate amoebae (E) and rotifers x testate amoebae (F), considering the sampling sites as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

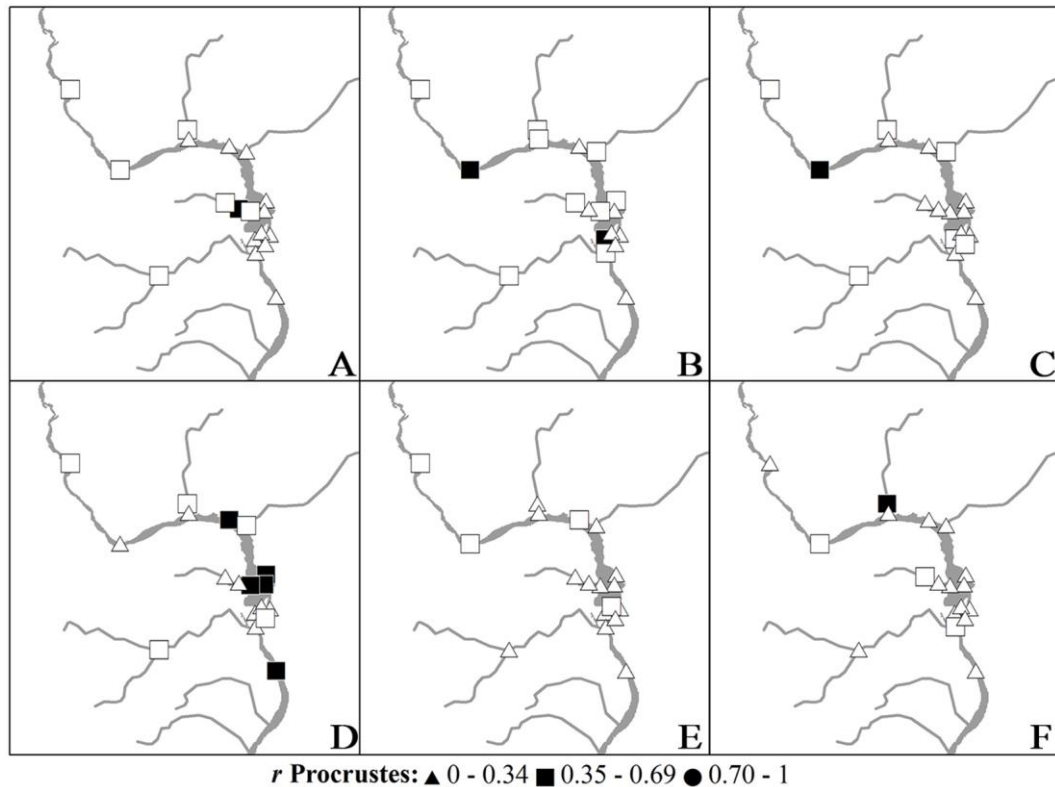


Fig. 9. Variation in the strength of community concordance (as measured by Procrustes' r) between different zooplankton groups in the Santo Antonio do Jari Reservoir. For each site the comparisons were made between cladocerans x copepods (A), cladocerans x rotifers (B), cladocerans x testate amoebae (C), copepods x rotifers (D), copepods x testate amoebae (E) and rotifers x testate amoebae (F), considering the sampling campaigns as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

4. Discussion

4.1. Taxonomic resolution

We found evidence to support the use of the higher taxa approach in biomonitoring programs of novel ecosystems, as reported in other studies (Carneiro et al., 2013; Valente-Neto et al., 2016; Vilmi et al., 2016). However, this inference should be restricted to microcrustaceans and rotifers. Our results indicate that the information provided by species-level data is consistent with that provided by genus-level data. In contrast, the use of family-level data for these groups is not advisable due to the decline in the correlation strengths when data at this level of taxonomic resolution were used. We are confident in our results because, unlike most previous studies (Gomes et al., 2015; Machado et al., 2015), we analyzed the level of taxonomic sufficiency when the data were organized in different ways (i.e. spatially or temporally). Thus, the high correspondence between species and genera-level datasets was not anecdotal, minimizing the likelihood of false-positives (i.e., a circumstantial and random correspondence between datasets with different taxonomic resolutions).

High correlations for copepods (close to or equal to 1.0) were found in some analyses due to the similar number of species (10) and genera (8) identified, and the inclusion of larval forms (nauplii) and juveniles (copepodites) in the analyses (see Rosser, 2017 for a discussion on the effect of species to higher taxa ratio on taxonomic sufficiency analysis). In practice, these immature forms are always counted, even when the interest is at the species, genus or family level. An important reason to consider them is their numerical importance to the zooplankton community, as these immature forms are often the most abundant among copepods (Lansac-Tôha et al., 2009). For example, in the present study we recorded 414,905 nauplii and copepodites (85.86%) and only 68,293 adults (14.14%).

The use of a lower taxonomic resolution in biomonitoring programs may be beneficial in different aspects. First, the sample processing time can be substantially reduced and data from biological samples can be delivered faster. This is especially valuable in highly dynamic systems like reservoirs. Second, the resources saved by using a lower taxonomic resolution can be used instead to expand the biomonitoring program by increasing the number of sites, the sampling frequency and the number of taxonomic groups monitored. Third, the use of a lower taxonomic resolution tends to be more robust to variations in the level of expertise of the personnel involved in a biomonitoring program. For example, in a long-term biomonitoring program the personnel in charge of the taxonomic determinations will likely change over time (e.g., due to retirements and job change). Thus, despite standardization efforts with the new personnel, the differences in taxonomic expertise may be substantial enough to compromise the comparability of the time series. In this situation, a strong “change” in community structure over time may simply reflect the change in personnel.

Skepticism regarding the use of a low taxonomic resolution is, however, well-founded (Maurer, 2000; Verdonshot, 2006; Rosser, 2017). We agree that for basic research (e.g., studies on beta diversity), the use of the highest possible level of taxonomic resolution is needed (Li et al., 2006). Additionally, the effects of subtle environmental impacts may pass unnoticed with the use of low taxonomic resolution data. However, stronger environmental changes that are characteristic of reservoirs (e.g., water level variation) are likely to be detected with low taxonomic resolution data (Bowman and Bailey, 1997; Ferraro and Cole, 1990; Mendes et al., 2007; Wright and Ryan, 2016).

4.2. Numerical resolution

Our results agree with previous studies regarding the negligible information loss caused by the use of species presence/absence data instead of abundance data, both across

temporal and spatial scales. For example, similar results were obtained for phytoplankton (Carneiro et al., 2010), plants (Landeiro et al., 2012), zooplankton (Gomes et al., 2015) and macroinvertebrates (Rosa et al., 2014). Similar to the discussion on taxonomic resolution, the use of a low numerical resolution reduces the sample processing time. We believe that the use of presence/absence data or partial-abundance data (e.g., Blanchet et al., 2016) can be cost-effective for monitoring biological communities in reservoirs. However, for specific applications (e.g., monitoring of harmful algae), abundance data are indispensable.

4.3. *Surrogates*

Our third prediction was also supported, as we did not find strong and consistent relationships between the biological matrices of the different zooplankton groups: in general, the ordination patterns generated for a biological group were unrelated to those generated by a second group. The results based on congruence in species richness pointed in the same direction (see also Westgate et al., 2014). Even the relationships between cladocerans and copepods that are more phylogenetically related to one another than to the other analyzed groups (see, for example, results from Bini et al., 2008), were often not significant (mean Procrustes' $r = 0.46$; s.d. = 0.15). We agree with Heino (2010) that a much stronger relationship (> 0.7) would be required to justify the use of a surrogate group as an indicator of overall biodiversity patterns. In general, our results caution that assessments of the reliability of surrogate groups based on snapshot surveys may be misleading. For instance, during December 2014 and January 2015 (operation phase) we found a strong and highly significant relationship between cladocerans and copepods ($r = 0.78$ and 0.77 , respectively). However, this result was clearly circumstantial as the strength of the relationships during other sampling months were low and non-significant. If the evaluation of the reliability of surrogate groups had been based on this single campaign, the conclusion would have been wrong (see also Padial et al., 2012). The unreliability of the surrogacy approach is gaining strong support. For instance, using a meta-analysis that included 15 studies, Westgate et al. (2014) found a very low average correlation ($r = 0.27$; s.d. = 0.26). Despite studies indicating the reliability of surrogate groups (Su et al., 2004), our results suggest, in accordance with a growing body of evidence (Carneiro et al., 2010; Gioria et al., 2010; Paavola et al., 2003; Ruhí and Batzer, 2014; Vilmi et al., 2016), that this approach should be avoided.

5. Conclusion

Reservoirs are novel ecosystems (Turgeon et al., 2016) as complex as natural systems. Thus, biomonitoring programs for these systems should be designed cautiously. Our results suggest that the biomonitoring program of the zooplankton community in the SAJHPP based on genera and presence/absence data is defensible. We speculate that this recommendation can be extrapolated to other reservoirs in the Amazon region. However, we also recommend that this strategy be tested first using pilot surveys before it is adopted elsewhere. Once evidence has been produced to support this recommendation (i.e., the use of zooplankton genera and presence/absence data), a biomonitoring program, within the context of adaptive monitoring (Lindenmayer and Likens, 2009), could be reframed to, for instance, increase sampling frequency and spatial coverage. These are important issues given the high temporal dynamics and spatial complexity of reservoirs (Kimmel et al., 1990). Finally, our results suggest that the use of a particular zooplankton group to predict others is unreliable. The resources saved with the use of cost-effective strategies could then be directed to support the monitoring of a range of biological groups.

Acknowledgements

We thank Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for providing the master scholarship to MCV, PHD scholarship to LFG and productivity grants to LMB, LFVM and JCN. CNPq and CAPES have continuously supported our research group in aquatic ecology. Work by LMB, LCGV and JCN on aquatic ecology have been developed in the context of National Institutes for Science and Technology (INCT) in Ecology, Evolution and Biodiversity Conservation, supported by MCTIC/CNPq (proc. 465610/2014-5) and FAPEG.

REFERENCES

- Agostinho, A., Pelicice, F., Gomes, L., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian J. Biol.* 68, 1119–1132. doi:10.1590/S1519-69842008000500019
- Backus-Freer, J., Pyron, M., 2015. Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. *Hydrobiologia* 758, 141–150. doi:10.1007/s10750-015-2281-6

- Bae, M.-J., Li, F., Kwon, Y.-S., Chung, N., Choi, H., Hwang, S.-J., Park, Y.-S., 2014. Concordance of diatom, macroinvertebrate and fish assemblages in streams at nested spatial scales: Implications for ecological integrity. *Ecol. Indic.* 47, 89–101. doi:10.1016/j.ecolind.2014.07.030
- Bennett, J.R., Sisson, D.R., Smol, J.P., Cumming, B.F., Possingham, H.P., Buckley, Y.M., 2014. Optimizing taxonomic resolution and sampling effort to design cost-effective ecological models for environmental assessment. *J. Appl. Ecol.* 51, 1722–1732. doi:10.1111/1365-2664.12312
- Bini, L.M., da Silva, L.C.F., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 598, 247–255. doi:10.1007/s10750-007-9157-3
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Nor. J. Zool.* 24, 419–456.
- Bowman, M.F., Bailey, R.C., 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1802–1807. doi:10.1139/f97-085
- 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. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 919–932. doi:10.1139/f08-034
- 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. *Ecol. Indic.* 10, 249–255. doi:10.1016/j.ecolind.2009.05.004
- 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. *Nat. Conserv.* 11, 43–47. doi:10.4322/natcon.2013.006
- Corte, G.N., Checon, H.H., Fonseca, G., Vieira, D.C., Gallucci, F., Di Domenico, M. and Amaral, A.C.Z., 2017. Cross-taxon congruence in benthic communities: Searching for surrogates in

- marine sediments. *Ecol. Indic.*, 78, 173-182.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81, 163. doi:10.1017/S1464793105006950
- Ferraro, S., Cole, F., 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macro-benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 67, 251–262. doi:10.3354/meps067251
- Gioria, M., Schaffers, A., Bacaro, G., Feehan, J., 2010. The conservation value of farmland ponds: Predicting water beetle assemblages using vascular plants as a surrogate group. *Biol. Conserv.* 143, 1125–1133. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.007
- 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 Amaz.* 45, 293–298. doi:10.1590/1809-4392201404453
- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, Y., Loot, G., 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Divers. Distrib.* 14, 592–603. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00443.x
- Guareschi, S., Abellán, P., Laini, A., Green, A.J., Sánchez-Zapata, J.A., Velasco, J., Millán, A., 2015. --Cross-taxon congruence in wetlands: Assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecol. Indic.* 49, 204–215. doi:10.1016/j.ecolind.2014.10.012
- Blanchet, F.G., Legendre, P., He, F., 2016. A new cost-effective approach to survey ecological communities. *Oikos* 125, 975–987. doi:10.1111/oik.02838
- Heino, J., 2014. Taxonomic surrogacy, numerical resolution and responses of stream macroinvertebrate communities to ecological gradients: Are the inferences transferable among regions? *Ecol. Indic.* 36, 186–194. doi:10.1016/j.ecolind.2013.07.022
- Heino, J., 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecol. Indic.* 10, 112–117. doi:10.1016/j.ecolind.2009.04.013

- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 1–7. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* 24, 599–605. doi:10.1016/j.tree.2009.05.012
- Jiang, Y., Liu, Q., Yang, E.J., Wang, M., Lee, Y., Lee, S., 2016. An approach to bioassess pelagic ciliate biodiversity at different taxonomic resolutions in response to various habitats in the Amundsen Sea (Antarctica). *Polar Biol.* 39, 485–495. doi:10.1007/s00300-015-1801-1
- Joseph, L.N., Field, S.A., Wilcox, C., Possingham, H.P., 2006. Presence-Absence versus Abundance Data for Monitoring Threatened Species. *Conserv. Biol.* 20, 1679–1687. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00529.x
- 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? *Ecol. Indic.* 15, 100–104. doi:10.1016/j.ecolind.2011.09.024
- Kilgour, B.W., Barton, D.R., 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshw. Biol.* 41, 553–566. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00402.x
- Kimmel, B.L., Lind, O.T., Paulson, L.J., 1990. Reservoir primary production, in: Thornton, K.W., Kimmel, B.L., Payne, F.E. (Eds.), *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley, pp. 133–194.
- Kimmel, W.G., Argent, D., 2016. Community concordance between fishes and benthic macroinvertebrates among adventitious and ordinate tributaries of a major river system. *Ecol. Indic.* 70, 15–22. doi:10.1016/j.ecolind.2016.05.037
- Lansac-Tôha, F. A., Bonecker, C. C., Velho, L. F. M., Simões, N. R., Dias, J. D., Alves, G. M., Takahashi, E. M., 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. *Braz. J. Biol.* 69, 539–549. dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000300009

- Landeiro, V.L., Bini, L.M., Costa, F.R.C., Franklin, E., Nogueira, A., de Souza, J.L.P., 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. *Ecol. Indic.* 23, 366–373. doi:10.1016/j.ecolind.2012.04.023
- Legendre, P., Gallagher, E., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. doi:10.1007/s004420100716
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical ecology, Third edit. ed. Elsevier.
- Li, Z., Yu, D., Xiong, W., Wang, Q., Tu, M., 2006. Testing the higher-taxon approach: a case study of aquatic macrophytes in China's northwest arid zone and its implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* 15, 3401–3416. doi:10.1007/s10531-004-8228-2
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends Ecol. Evol.* 24, 482–486. doi:10.1016/j.tree.2009.03.005
- Lodi, S., Velho, L.F.M., Carvalho, P., Bini, L.M., 2014. Patterns of zooplankton population synchrony in a tropical reservoir. *J. Plankton Res.* 36, 966–977. doi:10.1093/plankt/fbu028
- Lovell, S., Hamer, M., Slotow, R., Herbert, D., 2007. Assessment of congruency across invertebrate taxa and taxonomic levels to identify potential surrogates. *Biol. Conserv.* 139, 113–125. doi:10.1016/j.biocon.2007.06.008
- Machado, K.B., Borges, P.P., Carneiro, F.M., de Santana, J.F., Vieira, L.C.G., de Moraes Huszar, V.L., Nabout, J.C., 2015. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia* 743, 255–267. doi:10.1007/s10750-014-2042-y
- Marshall, J.C., Steward, A.L., Harch, B.D., 2006. Taxonomic Resolution and Quantification of Freshwater Macroinvertebrate Samples from an Australian Dryland River: The Benefits and Costs of Using Species Abundance Data. *Hydrobiologia* 572, 171–194. doi:10.1007/s10750-005-9007-0
- Maurer, D., 2000. The Dark Side of Taxonomic Sufficiency (TS). *Mar. Pollut. Bull.* 40, 98–101. doi:10.1016/S0025-326X(99)00235-0

- Mazón, M., 2016. Taking shortcuts to measure species diversity: parasitoid Hymenoptera subfamilies as surrogates of species richness. *Biodivers. Conserv.* 25, 67–76. doi:10.1007/s10531-015-1029-y
- Melo, A.S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Arch. für Hydrobiol.* 164, 309–323. doi:10.1127/0003-9136/2005/0164-0309
- Mendes, C.L.T., Tavares, M., Soares-Gomes, A., 2007. Taxonomic sufficiency for soft-bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 377–384. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.026
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, H., Szoecs, E., Wagner, H., 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R Packag. version 2.4-0.
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Jackson, D., Mäki-Petäys, A., 2006. Spatial Scale Affects Community Concordance Among Fishes, Benthic Macroinvertebrates, And Bryophytes In Streams. *Ecol. Appl.* 16, 368–379. doi:10.1890/03-5410
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Kreivi, P., 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshw. Biol.* 48, 1912–1923. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01131.x
- Padial, A. a., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, 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. *Freshw. Biol.* 57, 2411–2423. doi:10.1111/fwb.12008
- R Core Team, 2017. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Rosa, B.J.F.V., Rodrigues, L.F.T., de Oliveira, G.S., da Gama Alves, R., 2014. Chironomidae and Oligochaeta for water quality evaluation in an urban river in southeastern Brazil. *Environ. Monit. Assess.* 186, 7771–7779. doi:10.1007/s10661-014-3965-5
- Rosser, N., 2017. Shortcuts in biodiversity research: What determines the performance of higher taxa as surrogates for species? *Ecol. Evol.* 7, 2595-2603. doi:10.1002/ece3.2736
- Ruhí, A., Batzer, D.P., 2014. Assessing Congruence and Surrogacy Among Wetland

- Macroinvertebrate Taxa Towards Efficiently Measuring Biodiversity. *Wetlands* 34, 1061–1071. doi:10.1007/s13157-014-0566-6
- Sánchez-Moyano, J.E., Fa, D.A., Estacio, F.J., García-Gómez, J.C., 2006. Monitoring of marine benthic communities and taxonomic resolution: an approach through diverse habitats and substrates along the Southern Iberian coastline. *Helgol. Mar. Res.* 60, 243–255. doi:10.1007/s10152-006-0039-2
- Seastedt, T.R., Hobbs, R.J., Suding, K.N., 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Front. Ecol. Environ.* 6, 547–553. doi:10.1890/070046
- Silva, L.H.S., Huszar, V.L.M., Marinho, M.M., Rangel, L.M., Brasil, J., Domingues, C.D., Branco, C.C., Roland, F., 2014. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. *Limnol. - Ecol. Manag. Inl. Waters* 48, 1–10. doi:10.1016/j.limno.2014.04.004
- Simões, N.R., Nunes, A.H., Dias, J.D., Lansac-Tôha, F.A., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., 2015. Impact of reservoirs on zooplankton diversity and implications for the conservation of natural aquatic environments. *Hydrobiologia* 758, 3–17. doi:10.1007/s10750-015-2260-y
- Su, J.C., Debinsky, D.M., Jakubauskas, M.E., Kindscher, K., 2004. Beyond Species Richness: Community Similarity as a Measure of Cross-Taxon Congruence for Coarse-Filter Conservation. *Conserv. Biol.* 18, 167–173. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00337.x
- Turgeon, K., Solomon, C.T., Nozais, C., Gregory-Eaves, I., 2016. Do novel ecosystems follow predictable trajectories? Testing the trophic surge hypothesis in reservoirs using fish. *Ecosphere* 7, e01617. doi:10.1002/ecs2.1617
- Valente-Neto, F., De Oliveira Roque, F., Rodrigues, M.E., Juen, L., Swan, C.M., 2016. Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecol. Indic.* 61, 952–959. doi:10.1016/j.ecolind.2015.10.052
- Verdonschot, P.F.M., 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia* 566, 59–74. doi:10.1007/s10750-006-0070-y
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Nokela, T., Tolonen, K., Heino, J., 2016. Unravelling the drivers of aquatic communities using disparate organismal groups and different taxonomic

levels. *Ecol. Indic.* 60, 108–118. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.023

Xu, Y., Zhang, W., Liu, Y., Xu, H., 2014. Identification of potential surrogates to determine functional parameters of periphytic ciliate colonization for bioassessment in coastal waters. *Ecol. Indic.* 46, 438-446.

Westgate, M.J., Barton, P.S., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B., 2014. Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nat. Commun.* 5, 3899. doi:10.1038/ncomms4899

Wright, I.A., Ryan, M.M., 2016. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia* 772, 103–115. doi:10.1007/s10750-016-2644-7

Zhang, W., Liu, Y., Xu, Y., Xu, H., 2015. Insights into assessing environmental quality status using potential surrogates of biofilm-dwelling ciliate fauna in coastal waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 1389–1398. doi:10.1007/s11356-014-3436-0

SUPPLEMENTARY MATERIAL (II)

Figures

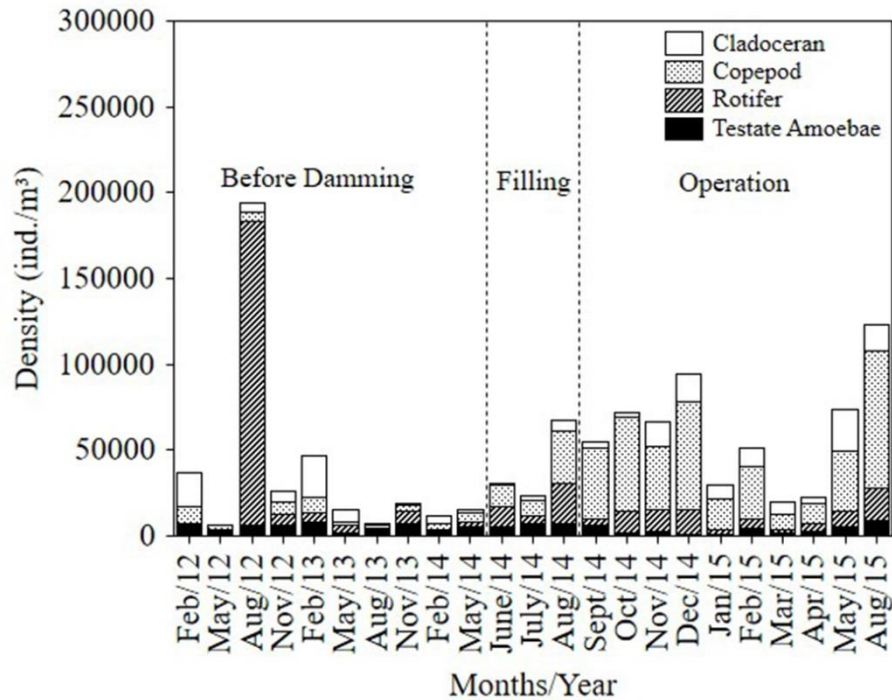


Fig. S1. Temporal variation in zooplankton density in Santo Antonio do Jari Reservoir.

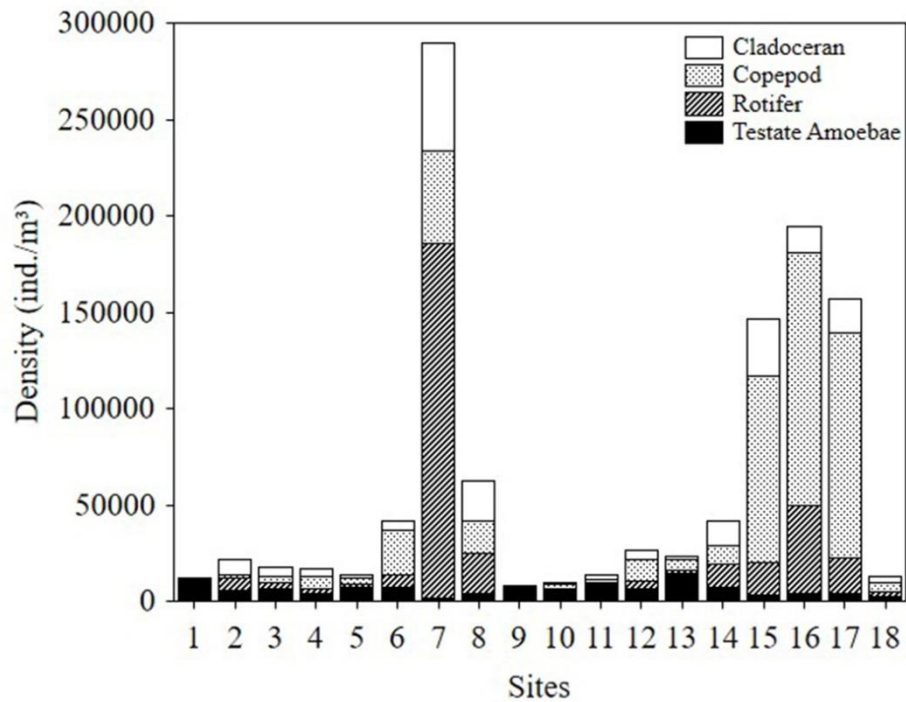


Fig. S2. Spatial variation of the zooplankton density by sites in the Santo Antonio do Jari Reservoir.

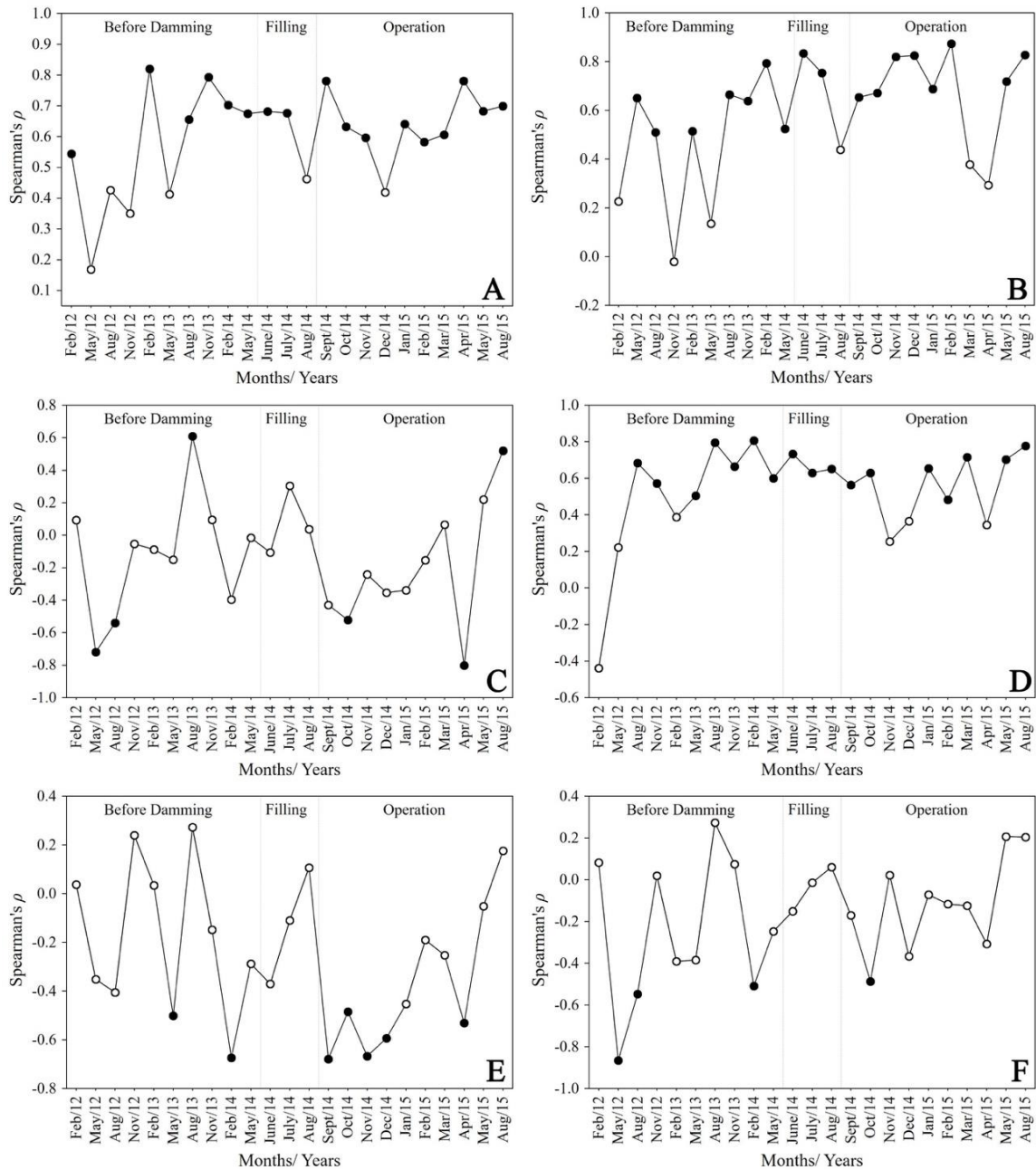


Fig. S3. Variation in the strength of the cross-taxon correlation in species richness (as measured by Spearman's ρ) between different zooplankton groups in Santo Antonio do Jari Reservoir. For each sampling campaign the comparisons were made between cladocerans x copepods (A), cladocerans x rotifers (B), cladocerans x testate amoebae (C), copepods x rotifers (D), copepods x testate amoebae (E) and rotifers x testate amoebae (F), considering the sampling sites as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

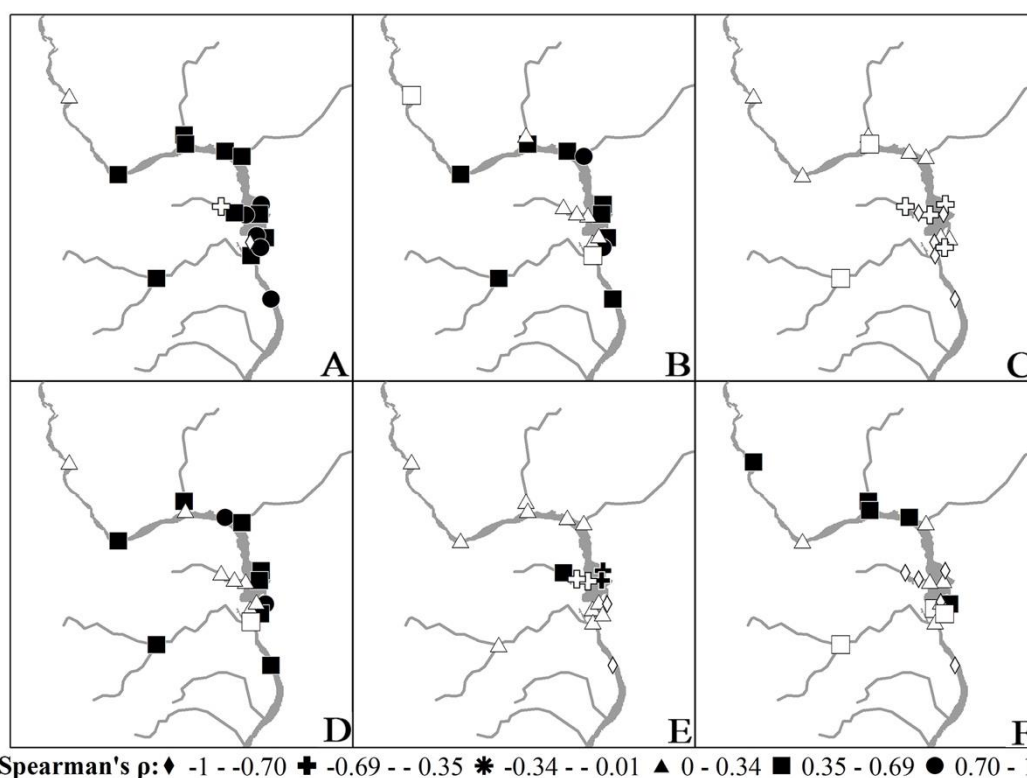


Fig. S4. Variation in the strength of the cross-taxon correlation in species richness (as measured by Spearman's ρ) between different zooplankton groups in Santo Antonio do Jari Reservoir. For each site the comparisons were made between cladocerans x copepods (A), cladocerans x rotifers (B), cladocerans x testate amoebae (C), copepods x rotifers (D), copepods x testate amoebae (E) and rotifers x testate amoebae (F), considering the sampling campaigns as rows in the matrices. Non-significant values ($P \geq 0.05$) are indicated by unfilled symbols.

Tables

Table S1. List of authors with strategies used and their results. "Positive" in the column Results indicates that a given strategy aiming to find short-cuts for biodiversity analyses was supported by the data. "Negative" indicates otherwise.

Author/Year	Strategy	Results	Groups of organisms
(Kilgour and Barton, 1999)	Surrogate groups	Positive	Fish and benthic invertebrate
(Paavola et al., 2003)	Surrogate groups	Negative	Fish, benthic macroinvertebrates and bryophytes
(Bini et al., 2007)	Surrogate groups	Positive only for some tested groups	Zooplankton
(Heino and Soininen, 2007)	Taxonomic sufficiency	Positive	Stream macroinvertebrates and diatoms

Author/Year	Strategy	Results	Groups of organisms
(Bini et al., 2008)	Surrogate groups	Positive	Zooplankton
(Grenouillet et al., 2008)	Surrogate groups	Positive for fish with macroinvertebrates and fish with diatoms	Stream fish, benthic macroinvertebrates and diatoms
(Heino et al., 2009)	Surrogate groups	Negative	Littoral macroinvertebrates
(Carneiro et al., 2010)	Taxonomic sufficiency	Positive	Phytoplankton
	Numerical resolution	Positive	Phytoplankton
(Bessa et al., 2011)	Surrogate groups	Negative	Zooplankton
(Gioria et al., 2010)	Surrogate groups	Positive	Wetland plants and water beetles
(Lopes et al., 2011)	Surrogate groups	Negative	Phytoplankton, zooplankton and benthic invertebrates
(Padial et al., 2012)	Surrogate groups	Negative	Fish, macrophytes, benthic macroinvertebrates, zooplankton, phytoplankton and periphyton
(Carneiro et al., 2013)	Taxonomic sufficiency	Positive	Phytoplankton and zooplankton
(Giehl et al., 2014)	Taxonomic sufficiency	Positive	aquatic Nepomorpha
	Numerical resolution	Negative when using generic	aquatic Nepomorpha
(Ruhí and Batzer, 2014)	Surrogate groups	Positive for some orders	Aquatic macroinvertebrate
(Vieira et al., 2014)	Surrogate groups	Negative	Zooplankton, benthic macroinvertebrates and aquatic macrophytes
(Backus-Freer and Pyron, 2015)	Surrogate groups	Negative	Fishes and macroinvertebrates
(Gomes et al., 2015)	Surrogate groups	Negative	Zooplankton

Author/Year	Strategy	Results	Groups of organisms
	Taxonomic sufficiency	Positive	Zooplankton
	Numerical resolution	Positive	Zooplankton
(Guareschi et al., 2015)	Surrogate groups	Negative	waterbirds and aquatic macroinvertebrates
(Machado et al., 2015)	Taxonomic sufficiency	Positive	Phytoplankton e Zooplankton
(Ribas and Padial, 2016)	Taxonomic sufficiency	Positive	Phytoplankton, periphyton, zooplankton, aquatic macrophytes and fish
(Valente-Neto et al., 2016)	Taxonomic sufficiency	Positive	Odonata
(Vieira et al., 2015)	Surrogate groups	Negative	Zooplankton
(Kimmel and Argent, 2016)	Surrogate groups	Negative	Fishes and benthic macroinvertebrates
(Vilmi et al., 2016)	Surrogate groups	Negative	Aquatic bacterial, diatom and macroinvertebrates
	Surrogate groups	Negative	Aquatic bacterial, diatom and macroinvertebrates
	Taxonomic sufficiency	Positive	Aquatic bacterial, diatom and macroinvertebrates

Table S2. List of taxonomic groups, families, genera and zooplankton species found in the Santo Antônio do Jari Reservoir.

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
Cladocerans				
Bosminidae	<i>Bosmina hagmanni</i>	2691	6.92	69.23
	<i>Bosmina tubicen</i>	253	0.65	9.62
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	91709	235.76	1217.60
	<i>Bosminopsis brandorffi</i>	360	0.93	16.35
Chydoridae	<i>Acroperus harpae</i>	4	0.01	0.10
	<i>Alona affinis</i>	774	1.99	15.03
	<i>Alona dentifera</i>	41	0.11	1.60
	<i>Alona cf. guttata</i>	2751	7.07	41.27
	<i>Alona ossiani</i>	127	0.33	4.30

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
	<i>Alona poppei</i>	12	0.03	0.21
	<i>Alona cf. verrucosa</i>	1319	3.39	18.42
	<i>Alona sp.</i>	169	0.43	4.67
	<i>Alonella dadayi</i>	6132	15.76	68.66
	<i>Alonella cf. hamulata</i>	1	0.00	0.05
	<i>Camptocercus occidentalis</i>	10	0.03	0.51
	<i>Chydorus eurinotus</i>	1960	5.04	34.58
	<i>Chydorus parvireticulatus</i>	47	0.12	1.62
	<i>Chydorus pubescens</i>	33	0.08	1.52
	<i>Chydorus sp.</i>	1	0.00	0.05
	<i>Coronatella poppei</i>	1	0.00	0.05
	<i>Dadaya macrops</i>	2	0.01	0.10
	<i>Dunhenvedia odontoplax</i>	65	0.17	2.27
	<i>Euryalona cf. brasiliensis</i>	430	1.11	10.44
	<i>Ephemeropurus barrosi</i>	64	0.16	1.75
	<i>Ephemeroporus hybridus</i>	185	0.48	6.36
	<i>Ephemeroporus tridentatus</i>	2	0.01	0.07
	<i>Graptoleberis occidentalis</i>	218	0.56	9.19
	<i>Kurzia latissima</i>	33	0.08	1.52
	<i>Leydigia sp.</i>	245	0.63	7.44
	<i>Leidygiopsis cf. curvirostris</i>	157	0.40	6.19
	<i>Nicsmirnovius fitzpatricki</i>	143	0.37	2.81
	<i>Notoalona globulosa</i>	6	0.02	0.16
	<i>Pleuroxus similis</i>	1	0.00	0.05
Daphniidae	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	36846	94.72	618.95
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	1498	3.85	55.27
	<i>Daphnia gessneri</i>	2	0.01	0.07
	<i>Simocephalus sp.</i>	174	0.45	5.75
Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus spinifer</i>	1591	4.09	23.45
Macrothricidae	<i>Grimaldina brazzai</i>	1	0.00	0.05
	<i>Macrothrix cf. elegans</i>	62	0.16	2.27
	<i>Macrothrix spinosa</i>	911	2.34	17.78
	<i>Macrothrix cf. triserialis</i>	21	0.05	1.02
Moinidae	<i>Moinodaphnia macklei</i>	20	0.05	1.01
	<i>Moina minuta</i>	23309	59.92	237.86
	<i>Moina reticulata</i>	30	0.08	1.52
Sididae	<i>Diaphanosoma brevireme</i>	6	0.02	0.14
	<i>Diaphanosoma birgei</i>	288	0.74	13.70
	<i>Diaphanosoma fluviatile</i>	224	0.58	11.16
	<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	11056	28.42	209.76
Copepods				
Cyclopidae	<i>Acantocylops sp.</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Ectocyclops rubescens</i>	2790	7.172237	134.0496
	<i>Mesocyclops meridianus</i>	72	0.18509	1.767893
	<i>Metacyclops mendocinus</i>	816	2.097686	14.32271
	<i>Paracyclops chiltoni</i>	302	0.77635	6.556956
	<i>Thermocyclops minutus</i>	32366	83.20308	519.4925

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
	<i>Thermocyclops decipiens</i>	28199	72.491	709.5916
	<i>Tropocyclops prasinus</i>	719	1.848329	16.0672
	Nauplius	189376	486.8278	1614.589
	Copepodites	191594	492.5296	2196.265
Diaptomidae	Nauplius	24981	64.21851	394.2059
	Copepodites	8954	23.01799	104.3833
	<i>Notodiaptomus amazonicus</i>	41	0.105398	2.028584
	<i>Notodiaptomus</i> sp.	2987	7.678663	65.19481
Rotifers				
Asplanchnidae	<i>Asplanchna sieboldi</i>	818	2.102828	36.77719
Brachionidae	<i>Brachionus angularis</i>	11	0.028278	0.509419
	<i>Brachionus bidentata</i>	60	0.154242	3.042121
	<i>Brachionus falcatus</i>	1171	3.010283	26.09913
	<i>Brachionus caudatus</i>	10	0.025707	0.50702
	<i>Brachionus mirus</i>	8	0.020566	0.312272
	<i>Brachionus quadridentatus</i>	2074	5.33162	50.1974
	<i>Brachionus zahnenseri</i>	3412	8.771208	123.5595
	<i>Keratella americana</i>	175926	452.2519	7894.545
	<i>Keratella cochlearis</i>	4742	12.19023	147.976
	<i>Keratella lenzi</i>	150	0.385604	4.664562
	<i>Notholca</i> sp.	2760	7.095116	111.8589
	<i>Plathyonus patulus patulus</i>	2352	6.046272	42.59971
	<i>Plathyonus patulus macracanthus</i>	12865	33.07198	154.6065
	<i>Plathyas quadricornis</i>	5157	13.25707	40.36905
Colurellidae	<i>Colurella obtusa</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Colurella</i> sp.	672	1.727506	32.48081
	<i>Colurella uncinata</i>	90	0.231362	4.563181
Conochilidae	<i>Conochilus coenobasis</i>	3444	8.85347	92.61817
	<i>Conochilus dossuarius</i>	503	1.293059	21.37976
Dicranophoridae	<i>Dicranophorus</i> sp.	164	0.421594	3.307621
Epiphanidae	<i>Epiphania</i> sp.	1747	4.491003	62.63462
	<i>Epiphania clavatula</i>	185	0.475578	6.445853
	<i>Epiphania macrourus</i>	91	0.233933	4.563332
Euchlanidae	<i>Euchlanis dilatata</i>	1576	4.051414	19.59072
	<i>Euchlanis dilatata luksiana</i>	22	0.056555	1.018838
	<i>Euchlanis incisa</i>	1093	2.809769	23.22824
	<i>Dipleuchlanis propatula</i>	1108	2.848329	18.46396
	<i>Dipleuchlanis propatula macrodactyla</i>	5	0.012853	0.1337
Floscularidae	<i>Ptygura</i> sp.	10752	27.6401	380.8802
Filiniidae	<i>Filinia camasecla</i>	8160	20.97686	222.0196
	<i>Filinia longiseta</i>	1105	2.840617	42.85754
	<i>Filinia saltator</i>	11	0.028278	0.509419
	<i>Filinia terminalis</i>	271	0.696658	8.17215
Colothecidae	<i>Collotheca</i> sp.	50	0.128535	2.535101
Gastropodidae	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	594	1.526992	21.49065
	<i>Ascomorpha ovalis</i>	1	0.002571	0.050702
Hexarthridae	<i>Hexarthra mira</i>	7930	20.3856	366.7805

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
	<i>Hexarthra intermedia</i>	7500	19.28021	380.2651
	<i>Hexarthra</i> sp.	32	0.082262	1.522484
Lecanidae	<i>Lecane bulla</i>	6524	16.77121	74.36897
	<i>Lecane curvicornis</i>	2659	6.835476	30.77343
	<i>Lecane closteroerca</i>	84	0.215938	2.479743
	<i>Lecane cornuta</i>	1213	3.118252	22.43803
	<i>Lecane elsa</i>	2	0.005141	0.101404
	<i>Lecane</i> cf. <i>halyclista</i>	30	0.077121	1.52106
	<i>Lecane hamata</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Lecane hornemanni</i>	30	0.077121	1.52106
	<i>Lecane leontina</i>	3991	10.25964	87.76769
	<i>Lecane ludwigi</i>	207	0.532134	6.481307
	<i>Lecane luna</i>	5578	14.33933	61.114
	<i>Lecane lunaris</i>	1336	3.434447	26.91853
	<i>Lecane monostyla</i>	6285	16.15681	207.024
	<i>Lecane quadridentata</i>	1578	4.056555	26.71763
	<i>Lecane papuana</i>	1158	2.976864	26.03026
	<i>Lecane proiecta</i>	11	0.028278	0.509419
	<i>Lecane signifera</i>	2	0.005141	0.071611
	<i>Lecane stenroosi</i>	10	0.025707	0.50702
	<i>Lecane</i> sp.	234	0.601542	6.68959
Lepadellidae	<i>Lepadella acuminata</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Lepadella benjamini</i>	252	0.647815	8.424735
	<i>Lepadella cristata</i>	2	0.005141	0.071611
	<i>Lepadella ovalis</i>	304	0.781491	4.621339
	<i>Lepadella patela</i>	970	2.493573	15.92453
Mytilinidae	<i>Mytilina macrocera</i>	395	1.015424	9.102213
	<i>Mytilina</i> sp.	62	0.159383	3.042702
	<i>Mytilina</i> cf. <i>ventralis</i>	109	0.280206	2.578888
Bdelloidea	<i>Bdelloidea</i>	9238	23.74807	84.42021
Proalidae	<i>Proales</i> sp.	77	0.197943	2.32299
Notommatidae	<i>Notommata copeus</i>	36	0.092545	0.883217
	<i>Notommata</i> sp.	77	0.197943	2.32299
	<i>Cephalodella mucronata</i>	3	0.007712	0.152106
	<i>Cephalodella</i> sp.	111	0.285347	1.886828
	<i>Monommata</i> sp.	1	0.002571	0.050702
Synchaetidae	<i>Ploesoma truncatum</i>	122	0.313625	6.084402
	<i>Polyarthra dolichoptera</i>	7435	19.11311	244.9637
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	12603	32.39846	332.3855
	<i>Synchaeta pectinata</i>	1954	5.023136	44.06792
Testudinellidae	<i>Testudinella patina</i>	1741	4.475578	20.75278
	<i>Testudinella mucronata</i>	487	1.251928	9.486196
	<i>Testudinella tridentata</i>	2	0.005141	0.071611
Trichotridae	<i>Macrochaetus collinsi</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Macrochaetus sericus</i>	105	0.269923	4.590628
	<i>Trichotria tetractis</i>	395	1.015424	9.390979
Trichocercidae	<i>Trichocerca bicristata</i>	550	1.413882	14.51966

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
	<i>Trichocerca</i> cf. <i>bidens</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Trichocerca capucina</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	425	1.092545	13.23291
	<i>Trichocerca</i> cf. <i>elongata</i>	690	1.773779	25.71033
	<i>Trichocerca iernis</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Trichocerca similis</i>	2405	6.182519	105.1956
	<i>Trichocerca</i> sp.	32	0.082262	1.134473
	<i>Manfredium eudactilodum</i>	192	0.493573	4.976034
Trochosphaeridae	<i>Horaella thomasoni</i>	1	0.002571	0.050702
	<i>Trochosphaera aequatorialis</i>	5	0.012853	0.208923
	Unidentified rotifers	41	0.105398	1.240093
Testate				
Amoebae				
Arcellidae	<i>Arcella arenaria</i>	621.00	1.60	13.60
	<i>Arcella artocrea</i>	607.00	1.56	7.79
	<i>Arcella brasiliensis</i>	1932.00	4.97	42.83
	<i>Arcella catinus</i>	31.00	0.08	1.13
	<i>Arcella dentata</i>	395.00	1.02	9.07
	<i>Arcella vulgaris</i>	7864.00	20.22	83.25
	<i>Arcella vulgaris undulata</i>	300.00	0.77	6.48
	<i>Arcella megastoma</i>	4240.00	10.90	37.48
	<i>Arcella discoides</i>	12134.00	31.19	57.31
	<i>Arcella conica</i>	2973.00	7.64	40.83
	<i>Arcella costata</i>	1745.00	4.49	18.27
	<i>Arcella crenulata</i>	2025.00	5.21	37.57
	<i>Arcella gibbosa</i>	269.00	0.69	8.06
	<i>Arcella hemisphaerica</i>	5237.00	13.46	45.59
	<i>Arcella mitrata</i>	897.00	2.31	14.28
	<i>Arcella mitrata spectabilis</i>	120.00	0.31	2.72
	<i>Arcella</i> cf. <i>nordestina</i>	42.00	0.11	2.03
	<i>Arcella rota</i>	182.00	0.47	6.45
	<i>Arcella</i> sp.	11.00	0.03	0.51
Centropyxidae	<i>Centropyxis aculeata</i>	42941.00	110.39	170.39
	<i>Centropyxis aerophyla</i>	161.00	0.41	4.38
	<i>Centropyxis cassis</i>	121.00	0.31	2.76
	<i>Centropyxis discoides</i>	4971.00	12.78	33.53
	<i>Centropyxis ecornis</i>	5926.00	15.23	41.18
	<i>Centropyxis constricta</i>	1135.00	2.92	17.78
	<i>Centropyxis gibba</i>	60.00	0.15	1.75
	<i>Centropyxis hirsuta</i>	653.00	1.68	14.80
	<i>Centropyxis marsupiformis</i>	266.00	0.68	5.78
	<i>Centropyxis platystoma</i>	11.00	0.03	0.51
	<i>Centropyxis spinosa</i>	166.00	0.43	3.10
	<i>Centropyxis</i> sp.	1.00	0.00	0.05
Trigonopyxidae	<i>Cyclopyxis kahli</i>	1459.00	3.75	14.53
	<i>Cyclopyxis eurystoma</i>	1.00	0.00	0.05
	<i>Cyclopyxis impressa</i>	222.00	0.57	6.62

Group/Family	Species	Abundance	Mean	Standard Deviation
	<i>Cyclopyxis</i> sp.	33.00	0.08	1.14
	<i>Trigonopyxis arcula</i>	63.00	0.16	1.60
Diffugiidae	<i>Curcubitella dentata</i>	2.00	0.01	0.07
	<i>Curcubitella</i> sp.	2.00	0.01	0.10
	<i>Diffugia acuminata</i>	93.00	0.24	3.24
	<i>Diffugia acutissima</i>	1.00	0.00	0.05
	<i>Diffugia angulostoma</i>	71.00	0.18	3.55
	<i>Diffugia bicurris</i>	44.00	0.11	2.03
	<i>Diffugia briophyla</i>	80.00	0.21	2.48
	<i>Diffugia corona tuberculata</i>	4.00	0.01	0.12
	<i>Diffugia compressa</i>	120.00	0.31	4.36
	<i>Diffugia corona</i>	1192.00	3.06	16.91
	<i>Diffugia correntina</i>	61.00	0.16	3.04
	<i>Diffugia echinulata</i>	203.00	0.52	7.72
	<i>Diffugia elegans</i>	40.00	0.10	2.03
	<i>Diffugia gramen</i>	630.00	1.62	13.20
	<i>Diffugia lanceolata</i>	10.00	0.03	0.51
	<i>Diffugia lobostoma</i>	149.00	0.38	3.37
	<i>Diffugia lobostoma cornuta</i>	1.00	0.00	0.05
	<i>Diffugia lobostoma multilobada</i>	130.00	0.33	6.08
	<i>Diffugia litophyla</i>	213.00	0.55	4.76
	<i>Diffugia muriculata</i>	1.00	0.00	0.05
	<i>Diffugia muriformis</i>	826.00	2.12	19.80
	<i>Diffugia oblonga</i>	286.00	0.74	9.69
	<i>Diffugia pseudogramen</i>	9.00	0.02	0.21
	<i>Diffugia stellastoma</i>	21.00	0.05	1.02
	<i>Diffugia tuberculata</i>	6.00	0.02	0.26
	<i>Diffugia schuurmani</i>	90.00	0.23	4.56
	<i>Diffugia urceolata</i>	101.00	0.26	3.40
	<i>Diffugia</i> sp.	208.00	0.53	6.49
	<i>Pontigulasia compressa</i>	1.00	0.00	0.05
	<i>Pontigulasia</i> sp.	133.00	0.34	6.10
	<i>Protocucurbitella coroniformes</i>	233.00	0.60	5.11
Euglyphidae	<i>Euglypha acantophora</i>	569.00	1.46	13.14
	<i>Euglypha</i> sp.	152.00	0.39	7.61
Plagiopyxidae	<i>Hoogenraadia criptostomica</i>	31.00	0.08	1.13
	<i>Plagiopyxis callida</i>	136.00	0.35	4.33
	<i>Plagiopyxis</i> sp.	153.00	0.39	2.89
	<i>Bulinularia indica</i>	1.00	0.00	0.05
Hyalosphaenidae	<i>Nebela</i> sp.	33.00	0.08	1.14
Lesquereusiidae	<i>Lesquereusia modesta</i>	796.00	2.05	11.32
	<i>Lesquereusia spiralis</i>	656.00	1.69	10.23
	<i>Lesquereusia spiralis caudata</i>	2.00	0.01	0.07
Netzeliidae	<i>Netzelia oviformis</i>	64.00	0.16	2.55
	<i>Netzelia tuberculata</i>	1422.00	3.66	61.22
Heleoperidae	<i>Heleopera petricola</i>	123.00	0.32	6.08
Phryganellidae	<i>Phryganela dissumulatoris</i>	30.00	0.08	1.13

References

- Backus-Freer, J., Pyron, M., 2015. Concordance among fish and macroinvertebrate assemblages in streams of Indiana, USA. *Hydrobiologia* 758, 141–150. doi:10.1007/s10750-015-2281-6
- Bessa, G.F., Vieira, L.C.G., Bini, L.M., Reis, D.F. Dos, Morais, P.B. De, 2011. Concordance patterns in zooplankton assemblages in the UHE - Luís Eduardo Magalhães reservoir in the Mid-Tocantins river, Tocantins State, Brazil. *Acta Sci. Biol. Sci.* 33, 179–184. doi:10.4025/actascibiolsci.v33i2.7336
- Bini, L.M., da Silva, L.C.F., Velho, L.F.M., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., 2008. Zooplankton assemblage concordance patterns in Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 598, 247–255. doi:10.1007/s10750-007-9157-3
- Bini, L.M., Galli Vieira, L.C., Machado, J., Machado Velho, L.F., 2007. Concordance of Species Composition Patterns among Microcrustaceans, Rotifers and Testate Amoebae in a Shallow Pond. *Int. Rev. Hydrobiol.* 92, 9–22. doi:10.1002/IROH.200610865
- 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. *Ecol. Indic.* 10, 249–255. doi:10.1016/j.ecolind.2009.05.004
- 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. *Nat. Conserv.* 11, 43–47. doi:10.4322/natcon.2013.006
- Giehl, N.F. da S., Dias-Silva, K., Juen, L., Batista, J.D., Cabette, H.S.R., 2014. Taxonomic and Numerical Resolutions of Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) in Cerrado Streams. *PLoS One* 9, e103623. doi:10.1371/journal.pone.0103623
- Gioria, M., Schaffers, A., Bacaro, G., Feehan, J., 2010. The conservation value of farmland ponds: Predicting water beetle assemblages using vascular plants as a surrogate group. *Biol. Conserv.* 143, 1125–1133. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.007
- 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 Amaz.* 45, 293–298. doi:10.1590/1809-4392201404453

- Grenouillet, G., Brosse, S., Tudesque, L., Lek, S., Baraillé, Y., Loot, G., 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Divers. Distrib.* 14, 592–603. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00443.x
- Guareschi, S., Abellán, P., Laini, A., Green, A.J., Sánchez-Zapata, J.A., Velasco, J., Millán, A., 2015. --Cross-taxon congruence in wetlands: Assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecol. Indic.* 49, 204–215. doi:10.1016/j.ecolind.2014.10.012
- Heino, J., Soininen, J., 2007. Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biol. Conserv.* 137, 78–89. doi:10.1016/j.biocon.2007.01.017
- Heino, J., Tolonen, K.T., Kotanen, J., Paasivirta, L., 2009. Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. *Biodivers. Conserv.* 18, 3085–3098. doi:10.1007/s10531-009-9626-2
- Kilgour, B.W., Barton, D.R., 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshw. Biol.* 41, 553–566. doi:10.1046/j.1365-2427.1999.00402.x
- Kimmel, W.G., Argent, D., 2016. Community concordance between fishes and benthic macroinvertebrates among adventitious and ordinate tributaries of a major river system. *Ecol. Indic.* 70, 15–22. doi:10.1016/j.ecolind.2016.05.037
- 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. *Ecol. Indic.* 11, 1171–1176. doi:10.1016/j.ecolind.2010.12.017
- Machado, K.B., Borges, P.P., Carneiro, F.M., de Santana, J.F., Vieira, L.C.G., de Moraes Huszar, V.L., Nabout, J.C., 2015. Using lower taxonomic resolution and ecological approaches as a surrogate for plankton species. *Hydrobiologia* 743, 255–267. doi:10.1007/s10750-014-2042-y
- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J., Kreivi, P., 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? *Freshw. Biol.* 48, 1912–1923. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01131.x

- Padial, A. a., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, 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. *Freshw. Biol.* 57, 2411–2423. doi:10.1111/fwb.12008
- Ribas, L.G. dos S., Padial, A.A., 2016. Erratum to: The use of coarser data is an effective strategy for biological assessments. *Hydrobiologia* 779, 259–259. doi:10.1007/s10750-016-2876-6
- Ruhí, A., Batzer, D.P., 2014. Assessing Congruence and Surrogacy Among Wetland Macroinvertebrate Taxa Towards Efficiently Measuring Biodiversity. *Wetlands* 34, 1061–1071. doi:10.1007/s13157-014-0566-6
- Valente-Neto, F., de Oliveira Roque, F., Rodrigues, M.E., Juen, L., Swan, C.M., 2016. Toward a practical use of Neotropical odonates as bioindicators: Testing congruence across taxonomic resolution and life stages. *Ecol. Indic.* 61, 952–959. doi:10.1016/j.ecolind.2015.10.052
- Vieira, L.C.G., Padial, A.A., Velho, L.F.M., Carvalho, P., Bini, L.M., 2015. Concordance among zooplankton groups in a near-pristine floodplain system. *Ecol. Indic.* 58, 374–381. doi:10.1016/j.ecolind.2015.05.049
- Vieira, L.C.G., Ribeiro, H.R., Vital, M.V.C., da Silva, L.C.F., de Souza, A.C.B., Pinheiro, R.C.D., Bini, L.M., 2014. Concordance among aquatic communities in a tropical irrigation system. *Nat. Conserv.* 12, 36–41. doi:10.4322/natcon.2014.007
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Nokela, T., Tolonen, K., Heino, J., 2016. Unravelling the drivers of aquatic communities using disparate organismal groups and different taxonomic levels. *Ecol. Indic.* 60, 108–118. doi:10.1016/j.ecolind.2015.06.023