



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

VANESSA ERNANDES DE AMO

**Influência de fatores bióticos e abióticos para a diversidade e abundância
de invertebrados aquáticos ao longo de uma planície inundável
Neotropical**

Maringá
2023

VANESSA ERNANDES DE AMO

**Influência de fatores bióticos e abióticos para a diversidade e abundância
de invertebrados aquáticos ao longo de uma planície inundável
Neotropical**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul

Maringá
2023

"Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A523i Amo, Vanessa Ernandes de, 1992-
Influência de fatores bióticos e abióticos para a diversidade e abundância de invertebrados aquáticos ao longo de uma planície inundável Neotropical / Vanessa Ernandes de Amo. -- Maringá, 2023.
66 f. : il. color.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2023.
Orientador: Prof. Dr. Roger Paulo Mormul.

1. Invertebrados aquáticos - Diversidade e abundância - Fatores bióticos e abióticos – Mudanças climáticas - Planície de inundação - Alto Rio Paraná. 2. Macroinvertebrados bentônicos de água doce - Comunidades, Ecologia de - Atributos - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -592.17642209816

VANESSA ERNANDES DE AMO

**Influência de fatores bióticos e abióticos para a diversidade e abundância
de invertebrados aquáticos ao longo de uma planície inundável
Neotropical**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Limnologia e aprovada pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Roger Paulo Mormul
Núpelia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. ^a Dr.^a Ana Paula dos Santos Bertoincin
Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG)

Prof. Dr. Bruno Renaly Souza Figueiredo
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Prof. Dr. Felipe Rafael de Oliveira
Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT)

Dr. Jonathan da Rosa
Núpelia/Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutorando PEA/UEM)

Aprovada em: 31 de agosto de 2023.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Núpelia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e capacidade de aprender, e ao meu irmão, André Henrique Ernandes de Amo, por todo ânimo e apoio.

Ao meu noivo Daniel Pavanello Ferrari, que esteve ao meu lado nos bons e nos maus momentos, e que soube me acalmar em momentos de ansiedade, e me estimular a pensar positivo nos momentos de negatividade.

Agradeço as minhas primas, Jéssica Ernandes da Silva e Cristina Aparecida Dias Araújo, pelos bons anos de convivência, amizade, companheirismo e pelo apoio intelectual no desenvolvimento de minhas ideias e pelo apoio emocional em todos os momentos, sejam eles de alegria, tristeza ou ansiedade.

Agradeço aos meus amigos, Dieison André Moi, Gabriela Sponchiado Hein e Aline Rosado que contribuía para o desenvolvimento e melhoria das ideias, e me deram todo o apoio metodológico necessário.

Agradeço ao laboratório de Lagos Rasos e Invasões, especialmente ao Prof. Dr. Roger Paulo Mormul, por se dispor a me orientar neste trabalho, por estar sempre pronto a contribuir para a minha formação, por apoiar cada ideia que tenho e torcer pelo meu sucesso profissional e aos laboratórios de Fitoplâncton e Protozooplâncton pela disponibilidade dos dados utilizados neste trabalho.

Agradeço a todos os demais professores do curso de pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá, e toda a equipe do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) pelas contribuições na minha carreira profissional.

Agradeço a Capes pela bolsa concedida e pelo financiamento do projeto de pesquisa.

“O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”.

Influência de fatores bióticos e abióticos para a diversidade e abundância de invertebrados aquáticos ao longo de uma planície inundável Neotropical

RESUMO

Eventos climáticos como *El Niño* e *La Niña* alteram a amplitude do nível da água em sistemas de planícies de inundações. Alguns grupos de invertebrados bentônicos, como Chironomidae, respondem a essas oscilações, afetando os atributos, como riqueza de espécie e abundância, o que torna essa comunidade uma importante ferramenta em estudos de mudanças climáticas. As alterações causadas pelas mudanças climáticas nos ambientes aquáticos, favorecem a introdução de espécies invasoras, como do molusco *Limnoperna fortunei*. Este bivalve, filtrador, alimenta-se principalmente de organismos do plâncton, especialmente microalgas, o que pode ocasionar a redução da sua abundância. Para tanto, analisou-se como os eventos climáticos extremos afetam a comunidade de Chironomidae e como as densidades de larvas de *L. fortunei* alteram as densidades das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton na planície de inundação do alto rio Paraná. Observou-se também, que os eventos climáticos não tiveram um efeito negativo tão impactante sobre os atributos da comunidade de Chironomidae e que as densidades larvais de *L. fortunei* foi positivamente correlacionado com as altas densidades de fitoplâncton e protozooplâncton, devido à alta fonte de alimento. Outro destaque de suma importância não registrado na literatura consultada, refere-se ao fato de que as usinas hidrelétricas atuam como filtros ambientais nas densidades de *L. fortunei*, pois as turbinas danificam as larvas, o que afeta a sua sobrevivência. Mediante a análise dos dados obtidos, conclui-se que estudos que abordem os efeitos climáticos sobre a diversidade de espécies e os impactos que espécies invasoras causam nas comunidades locais são de grande importância para avaliar as modificações atuais e futuras nos ecossistemas e assim desenvolver planos de manejo mais eficientes para a conservação e preservação das espécies.

Palavras-chave: Chironomidae; *Limnoperna fortunei*; fitoplâncton; protozooplâncton; mudanças climáticas.

Influence of biotic and abiotic factors on the diversity and abundance of aquatic invertebrates along a Neotropical floodplain

ABSTRACT

Weather events such as *El Niño* and *La Niña* alter the water level amplitude in floodplain systems. Some groups of benthic invertebrates, such as Chironomidae, respond to these oscillations, which makes this community an important tool in climate change studies. In addition, changes caused by climate change in aquatic environments may favor the introduction of invasive species, such as *Limnoperna fortunei*. This species, which is a filter feeder, feeds mainly on organisms such as phytoplankton, which can lead to a reduction in its abundance. To this end, we analyzed how weather events affect the Chironomidae community and how *L. fortunei* larvae densities can affect the densities of phytoplankton and protozooplankton communities in the upper Paraná River floodplain. We observed that weather events did not have a negative effect on Chironomidae community attributes and that *L. fortunei* larval densities were positively correlated with high phytoplankton and protozooplankton densities, due to high food supply. Another extremely important highlight not recorded in the literature consulted, refers to the fact that hydroelectric act as environmental filters in the densities of *L. fortunei*, as the turbines damage the larvae, which affects their survival. In view of this, we conclude that studies that address climate effects on species diversity and the impacts that invasive species cause on local communities are of great importance to assess current and future changes in ecosystems and thus develop management plans.

Keywords: Chironomidae; *Limnoperna fortunei*; phytoplankton; protozooplankton; Climatic change.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas *Aquatic Insects*. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/journals/naqi20>> e *Molluscan Research*. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/toc/tmos20/current>>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	10
	REFERÊNCIAS.....	12
2	A CAPACIDADE DE RESISTÊNCIA DA COMUNIDADE DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) FRENTE A EVENTOS CLIMÁTICOS DE EL NIÑO E LA NIÑA.....	17
	RESUMO.....	17
	ABSTRACT.....	18
2.1	Introdução.....	19
2.2	Metodologia.....	20
2.2.1	Área de estudo.....	20
2.2.2	Coleta de dados.....	22
2.2.3	Análise de dados.....	23
2.3	Resultados.....	24
2.4	Discussão.....	28
2.5	Conclusão.....	30
	REFERÊNCIAS.....	31
3	FILTROS AMBIENTAIS QUE DIRECIONAM A DENSIDADE LARVAL DE LIMNOPERNA FORTUNEI (DUNKER, 1857).....	44
	RESUMO.....	44
	ABSTRACT.....	45
3.1	Introdução.....	46
3.2	Metodologia.....	48
3.2.1	Área de estudo.....	48
3.2.2	Coleta de dados.....	50
3.2.3	Análise de dados.....	51
3.3	Resultados.....	51
3.4	Discussão.....	55
3.5	Conclusão.....	57
	REFERÊNCIAS.....	58
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
	APÊNDICE A - Lista de espécies de Chironomidae em anos regulares, El Niño e La Niña.....	39

1 INTRODUÇÃO GERAL

As mudanças climáticas são uma ameaça global, generalizada e crescente à biodiversidade e aos ecossistemas (DIAZ et al., 2019). Eventos climáticos, como *El Niño* e *La Niña* têm um impacto profundo no clima global, pois alternam entre fases anormalmente quentes (*El Niño*) e frias (*La Niña*) (PHILANDER, 1990; TRENBERTH et al., 1998; ALEXANDER et al., 2002). As alterações causadas por esses eventos são evidentes nos ecossistemas aquáticos, principalmente em sistemas de planícies de inundações, onde a amplitude do nível da água é afetada pelo regime de chuvas (BOULANGER et al., 2005; THOMAZ et al., 2007). Alguns grupos de invertebrados bentônicos conseguem responder a essas oscilações, por serem mais sensíveis (ROSENBERG e RESH, 1993; JENTSCH e BEIERKUHNLEIN, 2008). Dentre eles, Chironomidae (Diptera) representa um grupo de organismos importante para estudos de efeitos das mudanças climáticas, devido à baixa mobilidade durante o período larval e alta persistência em condições ambientais hostis (WÜRDIG et al., 2007; ÖZKAN et al., 2010; PINHA et al., 2016).

Os eventos climáticos podem modificar a estrutura e a composição de espécies, devido as oscilações de temperatura (BUISSON et al., 2008; ZÁHORSKÁ, 2016), causando alterações nas comunidades locais (DIAZ et al., 2019), e favorecendo a introdução e o estabelecimento de espécies potencialmente invasoras em novos ecossistemas, aumentando o impacto globalmente (DUKES e MOONEY, 1999; BROENNIMANN et al., 2007; HELLMANN et al., 2008). Espécies invasoras foram introduzidas em todo o mundo e os ecossistemas de água doce são os mais afetados (RICCIARDI e COHEN, 2007). Dentre os principais impactos causados por essas espécies, estão a erradicação de espécies nativas e homogeneização ambiental (PACE et al., 1998; RAHEL, 2002; DAR e RESHI, 2015), porém para se estabelecer e se dispersar, esses organismos precisam sobreviver e se reproduzir enquanto combatem as barreiras ambientais encontradas na nova área (BLACKBURN et al., 2011). Os filtros ambientais influenciam o grau de invasibilidade e podem conferir resistência abiótica e biótica (POFF 1997; MCABENDROTH et al., 2005).

Limnoperna fortunei Dunker, 1857 (Bivalvia, Mollusca), conhecido popularmente como mexilhão-dourado, é uma espécie invasora originária da Ásia. Essa espécie, foi introduzida acidentalmente por água de lastro na América do Sul por volta de 1991, através do rio da Prata, na Argentina (PASTORINO et al., 1993) e tem sido considerada um engenheiro do ecossistema (DARRIGRAN e DAMBORENEA, 2011), ou seja, espécies que controlam direta ou indiretamente a disponibilidade de recursos para outros organismos,

alterando a estrutura e a função dos ecossistemas invadidos (JONES et al., 1997; KARATAYVE et al., 2007; SOUSA et al., 2009; DARRIGRAN e DAMBORENEA, 2011).

O sucesso da introdução desse bivalve em sistemas de água doce pode ser explicado pelas características biológicas da espécie, como ciclo de vida curto, crescimento rápido, alta capacidade de dispersão e por seu comportamento de macroincrustação (DARRIGRAN et al., 1999; DARRIGRAN, 2002; GIGLIO et al., 2016), principalmente quando esses mexilhões chegam a Usinas Hidrelétricas (UHE), o que gera grandes impactos econômicos (DARRIGRAN e MANSUR, 2009; BARBOSA et al., 2016; BURLAKOVA et al., 2023). As larvas de *L. fortunei* são filtradoras e selecionam o seu alimento principalmente pelo tamanho das partículas ingeridas (DARRIGRAN e DAMBORENEA, 2009; VANDERPLOEG et al., 2001; MOLINA et al., 2011, 2012), alimentando-se de material em suspensão na coluna d'água (SYLVESTER et al., 2009; FACHINI et al., 2012). A predação pelo *L. fortunei* pode levar a uma diminuição nas densidades das comunidades planctônicas (MOLINA et al., 2015; BRAGA et al., 2019) elevando as densidades desse invasor no ambiente invadido (THORP e CASPER, 2002; MOLINA et al., 2010)

Os impactos causados pelas mudanças climáticas e invasão de espécies estão modificando as comunidades naturais e as suas características ecológicas em um ritmo sem precedentes (MACK et al., 2000; MASTERS e NORRGROVE, 2010). Portanto, para verificar os efeitos das mudanças climáticas e de espécies invasoras, essa tese foi estruturada em dois artigos científicos, onde no primeiro o objetivo foi evidenciar os efeitos dos eventos climáticos (*La Niña*, *El Niño* e anos regulares) sobre atributos de riqueza, densidade, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou da comunidade de Chironomidae e no segundo testamos as hipóteses: (i) quanto maior a densidade das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton, maior será a densidade de larvas de *L. fortunei*, devido a disponibilidade de alimento (ii) a densidade de larvas de *L. fortunei* será menor com o aumento da distância a jusante do barramento e (iii) a densidade de larvas quebradas será maior em locais próximos a barragem, devido a atuação das turbinas.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDER, M.A.; BLADÉ, I.; NEWMAN, M. LANZANTE, J.R.; LAU, N.C.; SCOTT, J.D. The Atmospheric Bridge: The influence of ENSO Teleconnections on Air-Sea Interaction over the Global Oceans. **Journal of Climate**, v. 15, n. 16, p. 2205-2231, 2002.
- BARBOSA, N.P.U.; SILVA, F.A.; OLIVEIRA, M.D.; SANTOS NETO, M.A.; CARVALHO, M.D.; CARDOSO, A.V. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. **Check List**, n.12, p. 1-6, 2016.
- BLACKBURN, T.M.; PYŠEK, P.; BACHER, S.; CARLTON, J.T.; DUNCAN, R.P.; JAROŠÍK, V.; WILSON, J.R.U.; RICHARDSON, D.M. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, n. 7, p. 333-339, 2011.
- BOULANGER, J.P.; LELOUP, J.; PENALBA, O.; RUSTICUCCI, M.; LAFON, F.; VARGAS, W. Low-frequency modes of observed precipitation variability over the La Plata Basin. **Climate Dynamics**, n. 24, p. 393-413, 2005.
- BRAGA, R.R.; RIBEIRO, V.M.; PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M.; DE PAIVA AFFONSO, I.; WOJCIECHOWSKI, J.; DOS SANTOS RIBAS, L.G.; RIBEIRO, C.E.; TIBURCIO, V.G.; VITULE, J.R.S. Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. **Hydrobiologia**, n. 847, p.1603-1618, 2019.
- BROENNIMANN, O.; TREIER, U.A.; MÜLLER-SCHÄRER, H.; THUILLER, W.; PETERSON, A.T. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. **Ecology Letters**, v. 10, p. 701-709, 2007.
- BUISSON, L.; THUILLER, W.; LEK, S.; LIM, P.; GRENOUILLET, G. Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. **Global Change Biology**, v. 14, p. 2232-2248, 2008.
- BURLAKOVA, L.E.; KARATAYEV, A.Y.; BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.M. Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. **Hydrobiologia**, n. 850, p. 2811-2854. 2023.
- DAR, P.A.; RESHI, Z.A. Do alien plant invasions cause biotic homogenization of terrestrial ecosystems in the Kashmir Valley, India? **Tropical Ecology**, n. 56, p. 111-123, 2015.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. **Biological Invasions**, n. 4, p. 145-156, 2002.

DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Características da espécie. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. **Introdução a biologia das invasões: o mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle**. São Carlos: Cubo, p. 43-60, 2009.

DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Ecosystem engineering impact of *Limnoperna fortunei* in South America. **Zoological Science**, n.28, p. 1-7, 2011.

DARRIGRAN, G.; PENCHASZADEH P.; DAMBORENEA, M.C. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) from a neotropical temperate locality. **Journal of Shellfish Research**, v. 18, n. 2, p. 361-365, 1999.

DARRIGRAN, G.; MANSUR, M.C.D. Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei*. In: **Introdução a Biologia das Invasões. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto prevenção e controle**. Cubo Editora, São Carlos, 9. 89-110, 2009.

DIAZ S.; SETTELE, J.; BRONDIZIO, E.; NGO, H.; GUÈZE, M.; AGARD, J.; ZAYAS, C. **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. Bonn, Germany, 2019.

DUKES, J.S.; MOONEY, H.A. Does global change increase the success of biological invaders? **Trends Ecology Evolution**, n. 14, p. 135-139, 1999.

FACHINI, A.; GAZULHA, V.; PEDROZO, C. S. Os impactos do mexilhão-dourado sobre a comunidade planctônica. In Mansur, M. C. D., et al. (eds.), **Moluscos límnicos invasores no Brasil**. Biologia, prevenção, controle, Redes Editora, Porto Alegre, 2012. p. 255-261.

GIGLIO, M.L.; MANSUR, M.C.D.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH, P.E.; DARRIGRAN, G. Reproductive pattern of the aggressive invader *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in South America. **Invertebrate Reproduction & Development**, n. 60, p. 175-184, 2016.

HELLMANN, J.J.; BYERS, J.E.; BIERWAGEN, B.G.; DUKES, J.S. Five potential consequences of climate change for invasive species. **Conservation Biology**, v. 22, p. 534-543, 2008.

JENTSCH, A.; BEIERKUHNLIN, C. Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems. **Comptes Rendus Geoscience**, n. 340, p. 621-628, 2008.

JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology**, n.78, p. 1946-1957.

KARATAYEV, A.Y.; BOLTOVSKOY, D.; PADILLA, D.K.; BURLAKOVA, L.E. The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. **Journal of Shellfish Research**, n. 26, p. 205-213, 2007.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F.A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, n.10, p. 689-710, 2000.

MASTERS, G.; NORRGROVE, L. Climate Change and Invasive Alien Species. **CABI Working Papers**, v. 1, p. 0-31, 2010.

MCABENDROTH, L.; FOGGO, A.; RUNDLE, S.D.; BILTON, D.T. Unravelling nestedness and spatial pattern in pond assemblages. **Journal Animal Ecology**, n. 74, p. 41-49, 2005.

MOLINA, F.R.; PAGGI, J.C.; DEVERCELLI, M. Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive moluk *Limnoperna fortunei*. **Biological Invasions**, n. 12, p. 1647-1659, 2010.

MOLINA, F.R.; DE PAGGI, S.J.; BOLTOVSKOY, D. Vulnerability of microcrustaceans to predation by the invasive filter-feeding mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker). **Marine and Freshwater Behaviour and Physiology**, n. 44, p. 329-338, 2011.

MOLINA, F.R.; DE PAGGI, S.J.; FRAU, D. Impacts of the invading golden mussel *Limnoperna fortunei* on zooplankton: A mesocosm experiment. **Zoological Studies**, n. 51, p. 733-744, 2012.

MOLINA, F.R.; DE PAGGI, S.J.; PAGGI, J.C. Impacts of *Limnoperna fortunei* on zooplankton. In BOLTOVSKOY, D. (ed), *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*. Springer, Cham (Switzerland): p. 177-190, 2015.

ÖZKAN, N.; MOUBAYED-BREIL, J.; ÇAMUR-ELIPEK, B. Ecological Analysis of Chironomid Larvae (Diptera, Chironomidae) in Ergene River Basin (Turkish Thrace). **Turkish Journal Fish Aquatic Science**, n. 10, p. 93-99, 2010.

PACE, M.L., FINDLAY, S.E.G.; FISCHER, D. Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. **Freshwater Biology**, n. 39, p. 103-116, 1998.

PASTORINO, G.; DARRIGAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de la Plata. *Neotropica*, n. 39, p. 101-102, 1993.

PHILANDER, S.G. **El Nino, La Nina, and the Southern Oscillation**. Academic Press, San Diego, 1990.

PINHA, G. D.; PETSCH, D. K.; RAGONHA, F. H.; GUGLIELMETTI, R.; BILIA, C. G.; TRAMONTE, R. P.; TAKEDA, A. M. Benthic invertebrates nestedness in flood and drought periods in a Neotropical floodplain: looking for the richest environments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, p. 1-10, 2016.

POFF, N.L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, n. 16, p. 391-409, 1997.

RAHEL, F.J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, n. 33, p. 291-315, 2002.

RICCIARDI, A.; COHEN, J. The invasiveness of an introduced species does not predict its impact. **Biological Invasions**, n.9, p. 309-315, 2007.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: **Rosenberg DMVH (ed) Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. Chapman and Hall, New York, p. 1-9, 1993.

SOUSA, R.; GUTIERREZ, J.L.; ALDRIDGE, D.C. Nonindigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. **Biological Invasions**, n. 11, p. 2367-2385, 2009.

SYLVESTER, F.; BOLTOVSKOY, D.; CATALDO, D. Taxas de clareamento: ritmos e impactos. In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. **Introdução a biologia das invasões: o mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle**. São Carlos: Cubo, p. 246, 2009.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, n. 579, p. 1-13, 2007.

THORP, J.H.; CASPER, A.F. Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St Lawrence River. **Freshwater Biology**, n. 47, p. 107-119, 2002.

TRENBERTH, K.E.; BRANSTATOR, G.W.; KAROLY, D.; KUMAR, A.; LAU, N.C.; ROPELEWSKI, C. Progress during TOGA in understanding and modeling global teleconnections associated with tropical sea surface temperatures. **JGR Oceans**, v. 103, p. 14291-14324, 1998.

VANDERPLOEG, H.A.; LIEBIG, J.R.; CARMICHAEL, W.W.; AGY, M.A.; JOHNGEN, T.H.; FAHNENSTIEL, G.F.; NALEPA, T.F. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Microcystis) selective filtration promoted toxic blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, n. 58, p. 1208-1221, 2001.

WÜRDIG, N.L.; CENZANO, C.S.S.; MOTTAMARQUES, D. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, n. 4, p. 427-438, 2007.

ZÁHORSKÁ, E. Climate warming and invasive fish species: Will they replace native fish species in waters of temperate zones? *Biologia*, v. 71, p. 727-735, 2016.

2 A CAPACIDADE DE RESISTÊNCIA DA COMUNIDADE DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) FRENTE A EVENTOS CLIMÁTICOS DE *EL NIÑO* E *LA NIÑA*

RESUMO

O objetivo do estudo foi investigar os efeitos de eventos climáticos, como *El Niño* e *La Niña*, sobre a comunidade de Chironomidae na planície de inundação do alto rio Paraná. A hipótese testada foi de que esses eventos teriam um impacto negativo sobre os atributos de densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade da comunidade. Chironomidae foi amostrada nos meses de março e novembro de 2000 a 2013, e identificada ao menor nível taxonômico possível. Os resultados mostraram que os eventos climáticos não tiveram um efeito negativo sobre os atributos da comunidade. De fato, a maior riqueza de espécies e densidade foi observada durante os anos de *El Niño* e *La Niña*, enquanto os outros atributos não diferiram significativamente dos anos regulares. Isso sugere que eventos climáticos podem ter uma influência positiva sobre a comunidade de Chironomidae em sistemas de planície de inundação. De modo geral, o estudo fornece informações sobre a dinâmica dos ambientes de planície de inundação e destaca a resistência da comunidade de Chironomidae a esses eventos climáticos.

Palavras-chave: Planície de inundação, riqueza, densidade, diversidade

The resistance capacity of the community of Chironomidae (Diptera) in the face of *El Niño* and *La Niña* climate events

ABSTRACT

The study aimed to investigate the effects of extreme climatic events, such as *El Niño* and *La Niña*, on the Chironomidae community in the floodplain of the upper Paraná River. We hypothesized that these events would have a negative impact on the community attributes of density, richness, diversity and equitability. Chironomidae were sampled during March and November from 2000 to 2013, and the community was identified. The results showed that climatic events did not have a negative effect on the community attributes. In fact, the highest species richness and density were observed during *El Niño* and *La Niña* years, while the other attributes did not differ significantly from regular years. This suggests that extreme weather events may have a positive influence on the Chironomidae community in floodplain systems. Overall, the study provides insights into the dynamics of floodplain environments and highlights the resistance of the Chironomidae community to climatic events.

Keywords: Floodplain, richness, density, diversity

2.1 Introdução

Atividades antrópicas têm causado diversas alterações ambientais em todo o globo (Thuiller 2007; Lima et al. 2017). Uma das principais consequências dessas atividades é o aumento na emissão de poluentes atmosféricos, o que eleva a temperatura global e representa uma forte ameaça à biodiversidade (Thomas et al. 2004; Thuiller 2007; Tricarico et al. 2016). As alterações climáticas podem ocasionar modificações na composição das comunidades (Chen et al. 2011), nas relações interespecíficas (Tylianakis et al. 2008), e na redistribuição das espécies por meio do estabelecimento de novas zonas termais (Harley 2011), o que afeta a dinâmica e o funcionamento de ecossistemas (Warren et al. 2011). Dentro do cenário de mudanças climáticas, a alteração nos padrões de precipitação também tem acarretado diversos impactos ambientais, especialmente relacionados a qualidade dos ambientes aquáticos, dentre eles, mudanças nos padrões de vazão, dinâmica de escoamento e variações entre secas e cheias (Poff et al. 2002; Britton et al. 2010; Van Vliet et al. 2013).

Ecossistemas aquáticos estão entre os ambientes mais duramente afetados pelos eventos climáticos, como *El Niño* e *La Niña*, que são fenômenos de curto prazo, não possuem ciclos bem definidos e ocorrem em intervalos de tempos indefinidos (Marengo et al. 2008). Durante o *El Niño*, o aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico, influencia diretamente a circulação geral da atmosfera, o que gera maior precipitação, especialmente no sul do Brasil (Oliveira 1999; Andrade 2003; Mendonça e Danni-Oliveira 2007), enquanto eventos de *La Niña* há uma diminuição nas precipitações e temperaturas, ocasionando períodos de secas prolongados (Oliveira 1999). Esses eventos têm influência direta no ciclo hidrológico, o que afeta a amplitude dos níveis dos rios, sendo ainda mais intensificado em sistemas de várzea fluvial, onde o pulso de inundação é um fator chave na manutenção dos processos ecossistêmicos e padrões de biodiversidade (Junk et al. 1989; Neiff 1990; Thomaz et al. 2007; Aldous et al. 2011; Li et al. 2018). Assim, em períodos de águas baixas, os ambientes de várzea ficam em sua maioria desconectados uns dos outros, o que pode aumentar a diferença entre os ambientes, pois as forças locais podem determinar a variabilidade da comunidade (Thomaz et al. 2007).

Os efeitos das mudanças climáticas estão sendo observados em uma ampla gama de ecossistemas e espécies em todas as regiões do mundo (Rosenweig et al. 2007; Diaz et al. 2019). Um dos grupos que são sensíveis a esses efeitos em ambientes de água doce são os invertebrados bentônicos, que também respondem as oscilações do nível da água (Rosenberg e Resh 1993; Jentsch e Beierkuhnlein 2008). Este grupo é composto principalmente por

insetos, que dependem da água para completar seu ciclo de vida (Statzner et al. 2008; Townsend et al. 2008). Dentre eles, o clado Chironomidae (Diptera) representa um dos principais componentes bióticos presentes nos sedimentos e na vegetação aquática (Takeda et al. 2004; Lencioni e Rossaro 2005). Esses organismos são amplamente distribuídos nos ambientes aquáticos e destacam-se pelas elevadas densidades e diversidade de espécies (Epler 2001; Ferrington 2008). As larvas de Chironomidae desempenham um papel importante nas teias alimentares dos ecossistemas de água doce, pois representam o principal elo entre produtores e consumidores (Walther et al. 2006) e são capazes de tolerar algumas condições adversas, como variações de temperatura, pH e oxigênio dissolvido (Özkan et al. 2010).

Devido à baixa mobilidade na água, as larvas de Chironomidae são fortemente influenciados pelas condições ambientais, o que torna essa comunidade uma ferramenta importante para estudos de efeitos das mudanças climáticas (Würdig et al. 2007; Pinha et al. 2016). A intensidade e frequência dos eventos climáticos podem aumentar no futuro (IPCC 2023), ocasionando problemas em todo o mundo, como diminuição da biodiversidade (Moura et al. 2019; Lv et al. 2019). Nesse sentido, o monitoramento biológico dos ecossistemas aquáticos é fundamental para detectar alterações decorrentes desses impactos ambientais (Lindenmayer et al. 2012). Portanto, entender como essa comunidade responde às mudanças ocasionadas por eventos climáticos pode fornecer informações essenciais sobre a conservação da biodiversidade em ambientes de água doce. Diante disso, o objetivo desse trabalho foi testar os efeitos dos eventos climáticos (*La Niña*, *El Niño* e anos regulares) sobre atributos de riqueza, densidade, diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou da comunidade de Chironomidae em uma planície de inundação. Para isso, testou-se a hipótese de que esses eventos climáticos afetam negativamente os atributos da comunidade de Chironomidae, devido as alterações nas precipitações e como predição temos que, em anos regulares (sem a ocorrência de evento climático), a diversidade taxonômica será maior do que em anos com a ocorrência de eventos climáticos de *El niño* e *La Niña*.

2.2 Metodologia

2.2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende ambientes da planície de inundação do rio Paraná (22°45' S e 53°30' W), localizada a jusante da barragem de Porto Primavera e a montante do reservatório de Itaipu (Orfeo e Stevaux 2002). Embora a bacia hidrográfica do Alto Rio

Paraná tenha uma dimensão de 802.150 km², em território brasileiro, abrangendo os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, grande parte de sua extensão encontra-se sobre a influência de barragens (Filho e Stevaux 1997). O trecho em estudo é o único que ainda se mantém livre de represamento mantendo as características de uma planície de inundação (Agostinho et al. 2008). De acordo com Köppen, o clima da região é classificado como tropical e subtropical, com temperatura média de 22 °C e precipitação anual de 1500mm (Stevaux et al. 2009). A estação chuvosa começa no último trimestre do ano e se estende até o final do verão, ou seja, entre março e abril, enquanto os períodos de águas baixas coincidem com o inverno, entre junho e setembro. Os subsistemas amostrados foram: Paraná (rio Paraná, resaca do Pau Véio, lagoas Osmar e Garças), Ivinhema (rio Ivinhema, canal Ipoitã e lagoas Ventura e Patos) e Baía (rio Baía, canal Curutuba e lagoas Fechada e Guaraná) (Fig. 1). Cada subsistema é composto por um rio principal, por um canal, lagoa conectada ao rio e outra lagoa não conectada, totalizando, 4 rios, 4 canais, 4 lagoas conectadas e 4 lagoas não conectadas amostrados.

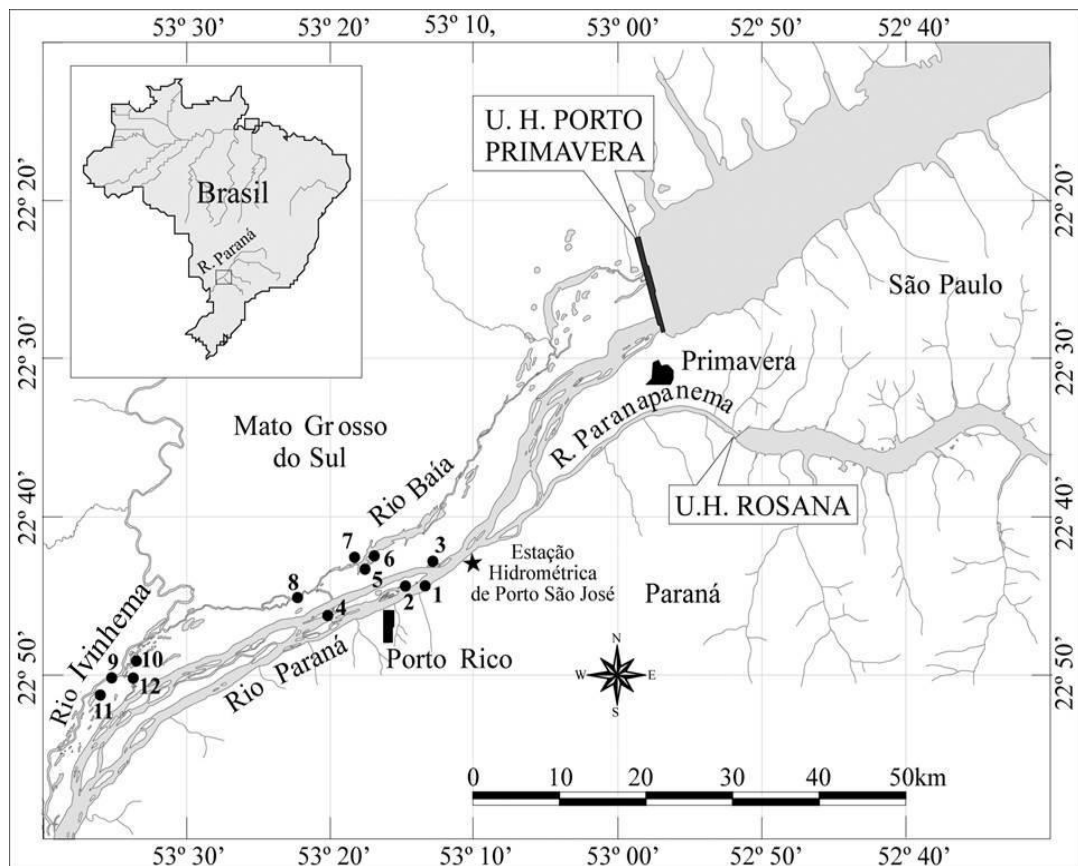


Figura - 1. Mapa da área de estudo indicando os locais amostrados: 1- Rio Paraná, 2- resaca do Pau Véio, 3- lagoa das Garças, 4- lagoa do Osmar, 5- Rio Baía, 6- lagoa Fechada, 7- lagoa

Guaraná, 8- canal Curutuba, 9- Rio Ivinhema, 10- lagoa dos Patos, 11- lagoa Ventura, 12- canal Ipoitã.

2.2.2 Coleta de dados

As amostragens foram realizadas nos meses de março e novembro entre os anos de 2000 e 2013 na planície de inundação do rio Paraná por meio do Programa Ecológico de Longa Duração (PELD/CNPq sítio 6). Em cada ambiente foram determinados três pontos amostrais, distribuídos em uma linha imaginária de uma margem a outra: dois pontos marginais e um central. Em cada ponto foram realizadas três amostragens de sedimento com o pegador de fundo tipo Petersen modificado ($0,0345 \text{ m}^2$) para a análise biológica. Todo material coletado foi acondicionado em recipientes e levado para a base avançada do Nupélia/Porto Rico-PR, onde foi realizada a lavagem em uma série de peneiras (malhas 2,0 mm; 1,0 mm e 0,2 mm). Os invertebrados retidos nas duas primeiras malhas foram imediatamente fixados no álcool 70 %, para serem identificados em laboratório. O sedimento retido na última peneira foi fixado com álcool 92,6 % para a posterior triagem sob microscópio estereoscópico no laboratório de Ecologia de Lagos Rasos e Invasão do Nupélia/UEM. As larvas de Chironomidae foram dissecadas e montadas em lâminas com Hoyer, conforme metodologia proposta por Trivinho-Strixino e Strixino (2005) e identificadas ao menor nível taxonômico possível, utilizando guias de identificação (Epler 2001; Trivinho-Strixino 2011).

Os valores do nível de água, utilizados para verificar a variação temporal no nível hidrométrico foram obtidos pela estação climatológica do NUPELIA, instalada nas proximidades da Base Avançada de Pesquisas, em Porto Rico/PR (Fig. 1) e utilizadas para auxiliar na interpretação dos dados biológicos (www.peld.uem.br/index.htm). Os valores foram convertidos em metros, e usou-se a média de cada mês. De acordo com Souza Filho (2009), a inundação total desta planície ocorre quando o nível hidrométrico atinge mais de 6,0 metros e nestas condições, os ambientes lóticos e lênticos do rio Paraná, Baía e Ivinhema se encontram conectados. Durante as cheias, a água do rio Paraná flui para a planície e a estação de Porto São José marca 3,5 m, quando o nível atinge 4,6 m, as áreas de Curutuba e Ivinhema inundam devido às entradas de água pelas margens baixas dos canais dos rios e lagoas (Rocha 2002; Thomaz et al. 2004; Souza Filho 2009).

Ao longo dos anos, foram utilizadas três réplicas para os eventos *La Niña* (1999-2000; 2007-2008; 2010-2011) e *El Niño* (2002-2003; 2006-2007; 2009-2010) e cinco para os eventos de anos regulares (2001; 2004; 2005; 2012; 2013) (Tab.1). A categorização dos anos

em *La Niña*, *El Niño* baseou-se nos dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (disponível em <https://www.gov.br/inpe/pt-br>). Para essa caracterização utiliza-se cálculo de alguns índices, como o Índice Oceânico *Niño* (Oceanic *Niño* Index – ONI), definido pela média móvel trimestral da anomalia de temperatura da superfície do mar para a região do *Niño* (localizada na porção central do Pacífico Equatorial), por no mínimo, cinco períodos de três meses consecutivos com valores de anomalias superiores a 0,5°C para eventos de *El Niño*, e inferiores a -0,5°C para eventos de *La Niña*. O índice de Oscilação Sul (Southern Oscillation Index – SOI) representa a diferença na pressão média do ar ao nível do mar, medida no Taiti (região da Polinésia Francesa, no Pacífico central) e Darwin (no norte da Austrália), que pode indicar a condição do acoplamento entre o oceano Pacífico e a atmosfera. Em condições de *El Niño* a pressão é mais baixa do que o normal em Taiti e mais alta em Darwin, enquanto, em condições de *La Niña* a pressão é mais alta do que o normal em Darwin e mais baixa em Taiti, resultando em um valor negativo (*El Niño*) ou positivo (*La Niña*) do índice de Oscilação Sul.

Tabela 1: Ocorrências de *La Niña* e *El Niño* nos anos amostrados e intensidade de cada evento.

<i>La Niña</i>	Intensidade	<i>El Niño</i>	Intensidade
1999-2000	Moderada	2002-2003	Moderada
2007-2008	Moderada	2006-2007	Moderada
2010-2011	Moderada	2009-2010	Moderada

2.2.3 Análise de dados

Os atributos da comunidade de invertebrados bentônicos (densidade, diversidade, equitabilidade e riqueza) foram calculados para cada período climático. Para cada um desses atributos, foram ajustados modelos lineares mistos, tendo o atributo como variável resposta e a classificação dos eventos climáticos (*El Niño*, Regular, *La Niña*) como variável preditora. Como os tipos de ambientes podem exercer algum efeito relevante nas respostas, porém não são de interesse nesse estudo, estes foram incorporados e controlados por meio de efeitos aleatórios. Assim, o componente determinístico dos modelos foi o evento climático, tendo o evento "Regular" como o baseline, isto é, as estimativas dos demais efeitos são as diferenças

com relação ao efeito “Regular”. Para a riqueza, foi utilizada a distribuição binomial negativa e na abundância foi considerado o log (densidade +1), e assumida a distribuição gaussiana. Para as demais métricas foram assumidas a distribuição T-Student. Os modelos foram ajustados sob a perspectiva bayesiana e as distribuições a *posteriori* foram obtidas por meio de Aproximações de Laplace (Integrated Nested Laplace Approximations - INLA) (Rue et al. 2017). As análises foram realizadas no *software* R (R Development Core Team 2019), e foram utilizados os pacotes “INLA” e “ggplot2”.

2.3 Resultados

As variações sazonais do nível da água na planície de inundação do alto rio Paraná foram altamente expressivas ao longo desses 13 anos, sendo impulsionadas principalmente pelo ciclo hidrológico da bacia e pelo controle da vazão causada pelas barragens localizadas a montante desse trecho do rio. Os níveis de água mais altos para o mês de março foram observados nos anos de 2011 (evento *La Niña*), 2010 e 2006 (eventos de *El Niño*). Por outro lado, no mês de novembro os maiores valores médios do nível de água, foram nos anos de 2009, 2010 e 2011, sendo 2009 em eventos de *El Niño*, e os dois últimos em eventos de *La Niña*. Cabe destacar, que no ano de 2011, foi registrado um pico de 5,4m, o maior registro no período estudado (Fig. 2). Os menores níveis de água foram observados em março e novembro de 2001 (ano regular), este último com menor valor registrado de 1,71m.

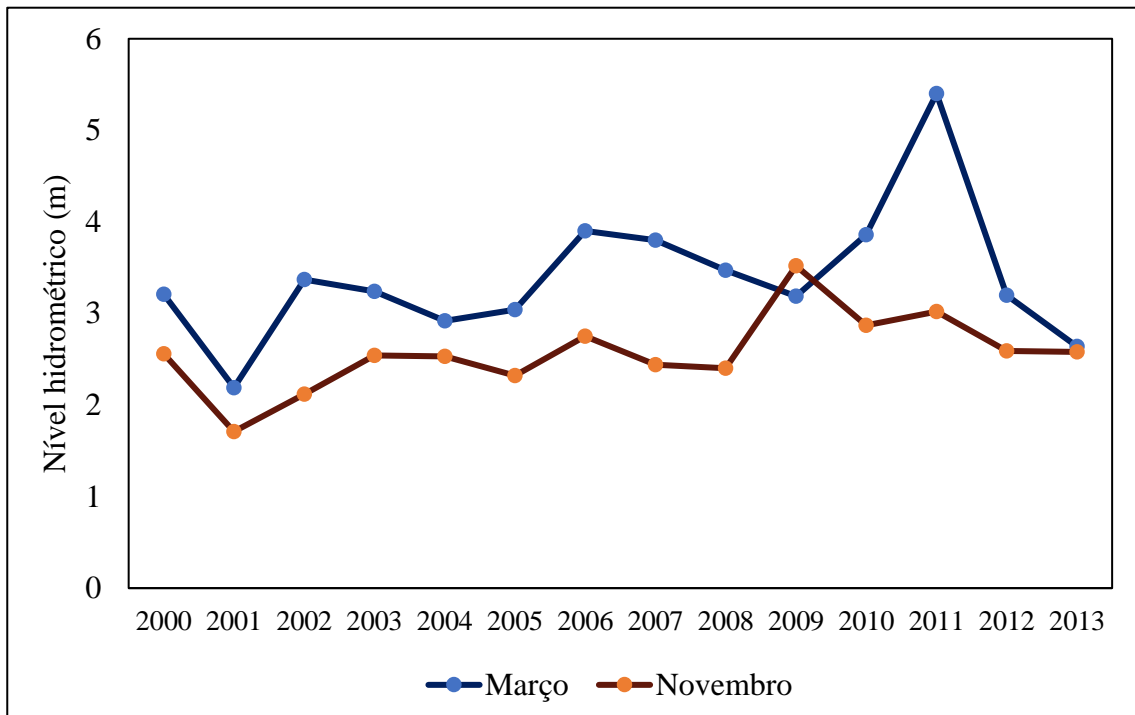


Figura 2: Variação temporal do nível do rio Paraná de 2000 a 2013.

Entre os anos 2000 e 2013, encontramos um total de 146 espécies de Chironomidae, distribuídos nos subsistemas Paraná, Ivinhema e Baía (Apêndice A). Dessas espécies, 116 ocorreram em anos regulares, 118 estavam presentes nos eventos de *La Niña* e 104, nos eventos de *El Niño*. Foi observado que 20 espécies ocorreram exclusivamente nos anos regulares, 11 em eventos de *La Niña* e 9 espécies, somente em eventos de *El Niño*.

A riqueza de espécies no subsistema Ivinhema apresentou a maior alta nos eventos de *El Niño*, enquanto que no Paraná, a maior diferença ocorreu para o evento *La Niña*. Para a riqueza de espécies, o subsistema Baía não apresentou nenhum efeito relevante (Fig. 3a). A densidade apresentou padrões semelhantes ao observado para a riqueza (Fig. 3b). O índice de diversidade de Shannon parece inverter os padrões observados anteriormente entre os subsistemas Baía e Ivinhema. No Ivinhema não houve nenhuma relação clara entre os eventos, enquanto que no Baía há uma leve tendência de menor diversidade, porém com maior dispersão. No Paraná, a diversidade de Shannon foi maior quando comparado aos outros subsistemas (Fig. 3c). Para a equitabilidade de Pielou, observamos que o período regular apresenta os maiores índices, porém no Paraná esse padrão é menos evidente (Fig. 3d).

Com relação aos atributos da comunidade de Chironomidae nos diferentes eventos, notamos que a riqueza e densidade de espécies é maior nos eventos de *La Niña* quando comparada aos eventos *El Niño* e anos regulares, enquanto que, entre os eventos de *El Niño* e regular, não houve diferença (Fig. 4a, b). Para a diversidade de Shannon notamos que não houve grande diferença entre os eventos climáticos e os anos regulares (Fig. 4c). A equitabilidade de Pielou foi menor nos eventos de *El Niño* quando comparado aos anos regulares, enquanto que quando comparamos eventos de *La Niña* e anos regulares, observamos que não houve diferença entre eles (Fig. 4d).

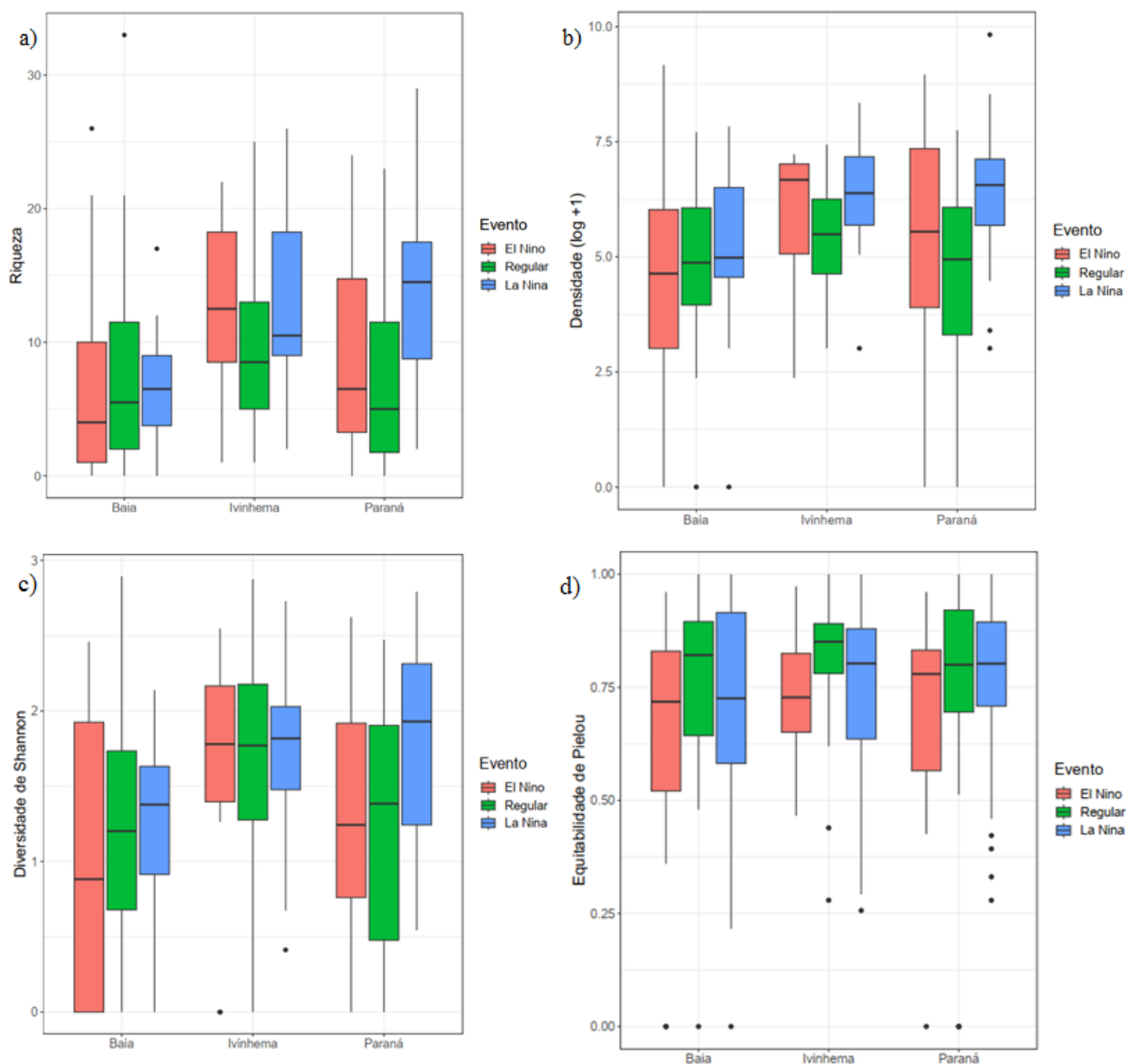


Figura 3: Atributos da comunidade de Chironomidae em diferentes subsistemas (Baía, Ivinhema e Paraná) e dos eventos climáticos (El Niño, Regular e La Niña: a) riqueza, b) densidade, c) diversidade de Shannon, d) equitabilidade de Pielou.

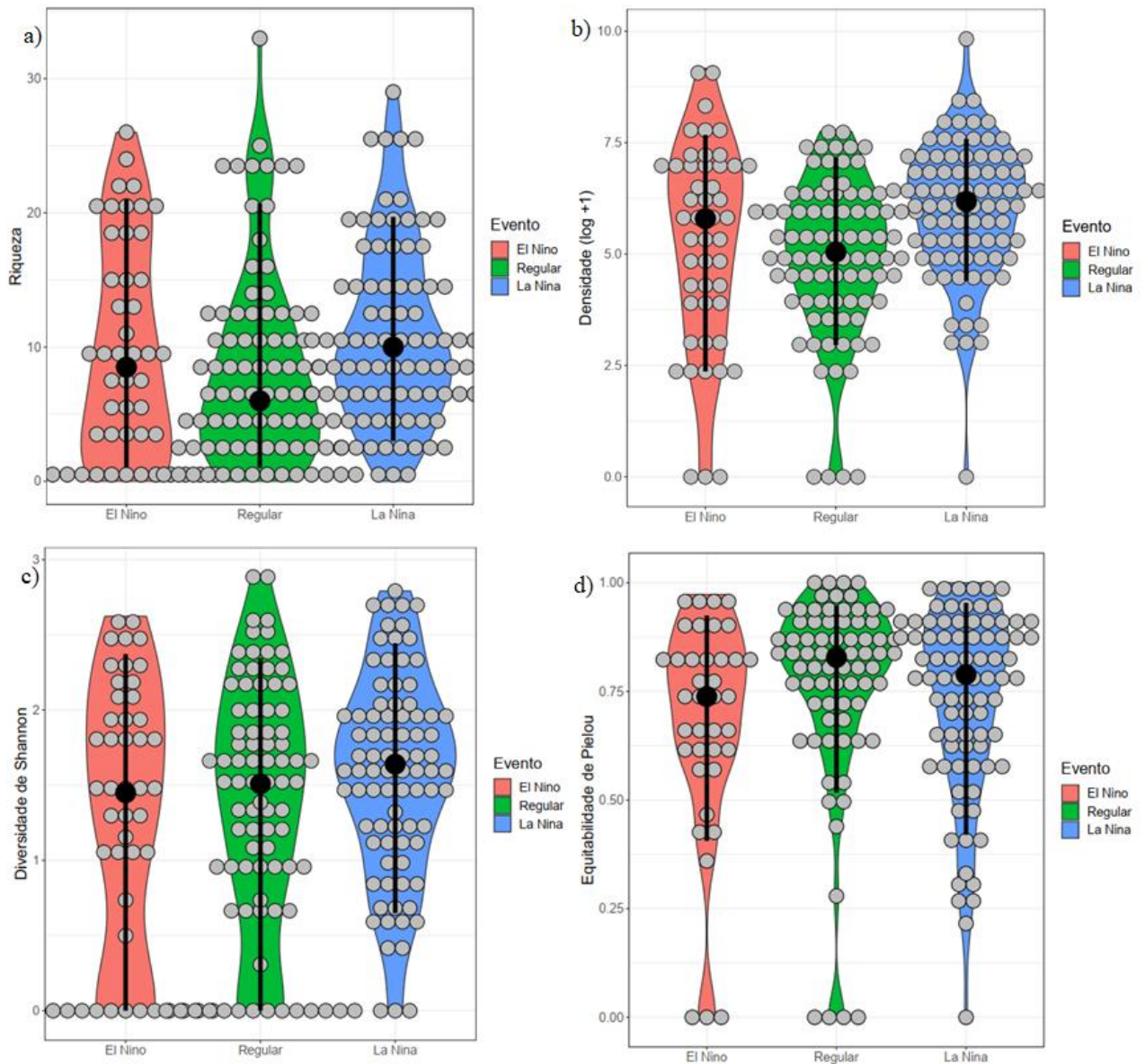


Figura 4: Atributos da comunidade de Chironomidae em função dos eventos climáticos: a) riqueza, b) densidade, c) diversidade de Shannon, d) equitabilidade de Pielou. **Pontos pretos:** mediana dos dados; **Limites das retas:** percentis 10% e 90%.

2.4 Discussão

O objetivo do estudo foi analisar a relação entre os eventos climáticos e a comunidade de Chironomidae. Era esperado que em anos regulares, a diversidade taxonômica fosse maior quando comparada aos anos de eventos climáticos, mas esse padrão não foi confirmado. Por outro lado, os eventos climáticos proporcionaram elevação da riqueza e densidade de Chironomidae. Considerando que a estrutura e dinâmica de ambientes como os de planícies de inundações são mantidas principalmente pelas oscilações regulares do nível da água (Junk et al. 1989; Neiff 1990; Agostinho e Zalewski 1995), a reposta de Chironomidae indica potencial resistência às alterações ambientais causadas pelos eventos climáticos. Algumas espécies de *Polypedilum*, por exemplo, encontradas em anos regulares e anos de eventos climáticos neste estudo, apresentam algumas características que lhes permitem sobreviver à dessecação quase completa, pois formam estágios de latência conhecidos como criptobiose (Frouz et al. 2003).

Os eventos climáticos não apresentam sazonalidade acentuada, ou seja, ocorrem em intervalos indefinidos de tempo, o que altera o fluxo natural dos rios e não permite que os organismos se adaptem (Lytle e Poff 2004). O fenômeno *El Niño*, caracterizado pelo aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico, influencia diretamente na circulação geral da atmosfera, o que causa uma maior precipitação no sul do Brasil entre os meses de novembro e março (Oliveira 1999; Andrade 2003; Mendonça e Danni-Oliveira 2007), enquanto que eventos como *La Niña* ocorre uma diminuição nas precipitações e temperaturas, ocasionando períodos de secas (Oliveira 1999). Ao observar a variação temporal do nível do rio Paraná, nota-se que os anos que ocorreram as maiores cheias, foram anos de eventos climáticos, tanto de *El Niño* (2006-2007, 2009-2010), como em eventos de *La Niña* (2011), o que não era esperado, já que neste, há uma tendência de períodos de secas. Entretanto, é comum correlacionar eventos de *El Niño* com períodos mais chuvosos e eventos de *La Niña* com períodos de maior risco de estiagem, porém nenhum evento climático é igual ao outro, da mesma forma que houveram episódios de estiagem em anos de *El Niño* no Rio Grande do Sul, em 2005, por exemplo, e de enchentes durante eventos de *La Niña* no sul do Brasil (Sias 2022).

As oscilações no regime hidrológico decorrem da associação de diversos outros fatores, como: relevo, geologia, cobertura vegetal, solos, geomorfologia e ações antrópicas (Tucci 2002). Somado aos efeitos dos eventos climáticos (Rocha et al. 1994, 1998, 2001), o represamento é um dos principais impulsionadores da redução do nível do rio, pois as barragens retêm água para a produção de energia, o que resulta na redução acentuada da

vazão a jusante (Agostinho et al. 2004), e esta retenção acentuada leva a ocorrências mais frequentes de secas extremas como observado no ano de 2001 (ano regular) em nosso estudo. A construção e operação de barragens podem mascarar os efeitos dos eventos sobre os ecossistemas (Alves et al. 2021), pois alteram severamente a dinâmica hidrológica natural dos rios, modificam a intensidade das cheias, a duração, e reduz as cargas de nutrientes para a planície, o que promove a homogeneização do fluxo do rio (Souza Filho et al. 2004; Souza Filho 2009; Poff et al. 2017). Alguns estudos anteriores mostraram que o represamento afeta negativamente a comunidade bentônica, devido as alterações do nível de água (Jackson et al. 2007; Holt et al. 2015; Kennedy et al. 2016; Krajenbrink et al. 2019), podendo levar à diminuição da riqueza, densidade e diversidade de invertebrados bentônicos.

Observa-se que a riqueza e densidade de espécies foi maior em anos de eventos climáticos, nos ambientes Paraná e Ivinhema, o que pode indicar fatores físicos atuando em escalas espaciais amplas na planície de inundação, visto que, os três rios diferem em relação a algumas características limnológicas (Thomaz et al. 2004). Considerando os atributos da comunidade de Chironomidae em relação aos tipos de eventos, observamos um aumento na riqueza e densidade de espécies em anos de eventos de *La Niña*, no entanto para a diversidade de Shannon não houve grandes diferenças. Observa-se que a equitabilidade de Pielou, apresenta uma leve tendência de ser mais baixa em anos de eventos *El Niño*. Essas respostas dos atributos da comunidade a esses eventos climáticos podem estar relacionadas a características específicas dessa comunidade, pois eles apresentam alta persistência em condições ambientais hostis (Boulton e Lake 1992; Mesa 2012). Além disso, fêmeas adultas das espécies de *Chironomus* podem migrar para ambientes mais distantes com o intuito de depositar os seus ovos em *habitats* diferentes daqueles em que se desenvolvem, aumentando a dispersão dessas espécies em ambientes adjacentes (Frouz et al. 2003). O aumento de atributos como a riqueza e a densidade, principalmente nos eventos de *El Niño* e *La Niña*, pode também, ser atribuído a um legado do evento de inundações, o que aumentou a dispersão dos organismos pela planície de inundação (Thomaz et al. 2007).

As oscilações extremas do nível do rio impõem restrições a respostas imediata dos organismos, especialmente em grupos sensíveis (Chessman 2009). No geral, os invertebrados bentônicos podem responder de forma imprevisível às oscilações extremas do nível, aumentando a riqueza de espécies durante o período de águas baixas ou altas (Bonada et al. 2006; Dittmann et al. 2015). Este resultado sugere que oscilações de níveis extremos podem conduzir a homogeneização biótica nesses ambientes ao longo do tempo, excluindo espécies sensíveis e permitindo que espécies tolerantes se tornem dominantes (Olden et al. 2004;

Petsch 2016). Nesse contexto, o efeito seletivo de eventos climáticos, pode levar as mudanças de densidade e riqueza de espécies, levando a mudanças na composição de espécies ao favorecer espécies menores, mais generalistas (Boulton e Lake 1990; Lancaster e Hildrew 1993; Williams 1996; Magoulick e Kobza 2003; Acuña et al. 2005; Arscott et al. 2010) e adaptações para prosperar em condições ambientais diversas (Pillot 2013; Serra et al. 2016).

2.5 Conclusão

Mediante dos resultados, conclui-se que os eventos climáticos não afetaram negativamente os atributos da comunidade de Chironomidae, como era esperado. A maior riqueza e densidade das espécies, ocorreram em anos de ocorrência de *El Niño* e *La Niña*, enquanto que atributos como a diversidade de Shannon e equitabilidade de Pielou não apresentaram grandes diferenças com relação aos anos regulares, apesar deste último ter apresentando uma leve diferença em eventos de *El Niño*, quando comparados aos anos regulares. Uma limitação nesse estudo está relacionada às características abióticas entre os ambientes, pois observou-se que ambientes como Paraná e Ivinhema apresentaram maiores diferenças dos atributos em relação ao sistema Baía. Assim, encoraja-se estudos futuros que abordem os efeitos da duração desses eventos climáticos nos componentes funcionais, filogenéticos e genéticos das comunidades aquáticas, bem como nas diferenças físicas do ecossistema.

REFERÊNCIAS

- Acuña, V., Muñoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F., e Sabater, S. (2005), Drought and postdrought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects, *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 919–933.
- Agostinho, A.A., e Zalewski, M. (1995), The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil, *Hydrobiologia*, 303, 141-148.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M., e Gomes, L.C. (2004), Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams, *Ecohydrol Hydrobiol*, 4, 255–268.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., e Gomes, L.C. (2008), Damns and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries, *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1119-1132.
- Aldous, A., Fitzsimons, J., Richter, B., e Bach, L. (2011), Droughts, foods and freshwater ecosystems: evaluating climate change impacts and developing adaptations strategies, *Marine and Freshwater Research*, 62, 223–231.
- Alves, J.C., Andreotti, G.F., Agostinho, A.A., e Gomes, L.C. (2021), Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain, *Hydrobiologia*, 848, 1811-1823.
- Andrade, A.R. (2003), Variabilidade da precipitação pluviométrica na Bacia hidrográfica do Ivaí – Paraná. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Maringá.
- Arcott, D.B., Larned, S., Scarsbrook, M.R., e Lambert, P. (2010), Aquatic invertebrate community structure along an intermittence gradient: Selwyn River, New Zealand, *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 530–545.
- Bonada, N., Rieradevall, M., Prat, N., e Resh, V.H. (2006), Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California, *Journal of The North American Benthological Society*, 25, 32–43.
- Boulton, A.J., e Lake, P.S. (1990), The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia I, Multivariate analyses of physicochemical features, *Freshwater Biology*, 24, 123–141.

- Boulton, A.J. e Lake, P.S. (1992), The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia II, Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology*, 27, 123–138.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Davies, G.D., Godard, M.J., e Copp, G.H. (2010), Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region, *Freshwater Biology*, 55, 1130–1141.
- Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemuller, R., Roy, D.B., e Thomas, C.D. (2011), Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333, 1024–1026.
- Chessman, B.C. (2009), Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia, *Global Change Biology*, 15, 2791–2802.
- Diaz, S., Settele, J., Brondízio, E.S., Ngo, H.T., Guèze, M., Agard, J., Arneith, A., Balvane, P., Brauman, K., Butchart, S.K., Chan, K.L., Garibaldi, L.A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S.M., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnar, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Chowdhury, R.R., Shin, Y.J., Visseren, H.I., Willis, K., Zayas, C. (2019), Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy *Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Bonn Germany.
- Dittmann, S., Baring, R., Baggalley, S., Cantin, A., Earl, J., Gannon, R., Keuning, J., Mayo, A., Navong, N., Nelson, M., Noble, W., e Ramsdale, T. (2015), Drought and floods effects on macrobenthic communities in the estuary of Australia's largest river system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165, 36–51.
- Epler, J.H. (2001), Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina, *Febs Letters*, 81.
- Ferrington, L.C. (2008), Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater, *Hidrobiologia*, 595, 447-445.
- Filho, E.E.S., e Stevaux, J.C. (1997), Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzpler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S., A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos, *Eduem*, 1-45.

- Frouz, J., Matena, J., e Ali, A. (2003), Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *European Journal of Entomology*, 100, 459-465.
- Harley, C.D.G. (2011), Climate change, keystone predation, and biodiversity loss, *Science*, 334, 1124-1127.
- Holt, C.R., Pftzer, D., Scalley, C., Caldwell, B.A., Capece, P.I., e Batze, D.P. (2015), Longitudinal variation in macroinvertebrate assemblages below a large-scale hydroelectric dam, *Hydrobiologia*, 755, 13–26.
- IPCC (2023), Summary for Policymakers. In: Climate Change 2023: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., (eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 1-34.
- Jackson, H.M., Gibbins, C.N., e Soulsby, C. (2007), Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river, *River Research and Applications*, 23, 651–669.
- Jentsch, A., e Beierkuhnlein, C. (2008), Research frontiers in climate change: effects of extreme meteorological events on ecosystems, *Comptes Rendus Geoscience*, 340, 621–628.
- Junk, W.J., Bayley P.B., e Sparks, R.E. (1989), The flood pulse concept in river-floodplain systems, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 110–127.
- Kennedy, T.A., Muehlbauer, J.D., Yackulic, C.B., Lytle, D.A., Miller, S.W., Dibble, K.L., Kortenhoeven, E.W., Metcalfe, A.N., e Baxter, C.V. (2016), Flow management for hydropower extirpates aquatic insects, undermining river food webs, *Bioscience*, 66, 561–575.
- Krajenbrink, H.J., Acreman, M., Dunbar, M.J., Hannah, D.M., Laizé, C.L.R., e Wood, P.J. (2019), Macroinvertebrates community responses to river impoundment at multiple spatial scales, *Science of The Total Environment*, 650, 2648–2656.
- Lancaster, J., e Hildrew, A.G. (1993), Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates, *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 385–393.
- Lencioni, V., e Rossaro, B. (2005), Microdistribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in Alpine streams: an autoecological perspective, *Hydrobiologia*, 533, 61-76.

- Li, Z., Yang, S., Hu, X., Dong, W., e He, B. (2018), Change in long-lasting El Niño events by convection-induced wind anomalies over the Western Pacific in boreal spring, *Journal of Climate*, 31, 3755–3763.
- Lima, S.M.Q., Ramos, T.P.A., Silva, M.J., e Rosa, R.S. (2017), Diversity and conservation of the Caatinga fishes: Advances and challenges, In Silva, J. M. C., Leal, I. R., e Tabarelli, M., (eds.), Caatinga. Basel, Switzerland, Springer International Publishing.
- Lindenmayer, D.B., Likens, G.E., Andersen, A., Bowman, D., Bull, C.M., Burns, E., e Lowe, A.J. (2012), Value of long-term ecological studies, *Austral Ecology*, 37, 745–757.
- Lv, A., Qu, B., Jia, S., e Zhu, W. (2019), Influence of three phases of El Niño Southern oscillation on daily precipitation regimes in China, *Hydrology and Earth System Sciences*, 23, 883–896.
- Lytle, D.A., e Poff, N.L. (2004), Adaptation to natural flow regimes, *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 94–100.
- Magoulick, D. D., e Kobza, R. M. (2003), The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis, *Freshwater Biology*, 48, 1186–1198.
- Marengo, J.A., Nobre, C.A., e Tomasella, J. (2008), The drought of Amazonia in 2005, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 21, 495–516.
- Mendonça, F.A., e Danni-Oliveira, I.M. (2007), *Climatologia: noções básicas e climas do Brasil*, São Paulo: Oficina de Textos.
- Mesa, L.M., (2012), Interannual and seasonal variability of macroinvertebrates in monsoonal climate streams, *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55, 403–410.
- Moura, M.M., dos Santos, A.R., Pezzopane, J.E.M., Alexandre, R.S., da Silva S.F., Pimentel, S.M., Andrade, M.S.S., Silva, F.G.R., Branco, E.R.F., Moreira, T.R., Silva, R.G., e Carvalho, J.R. (2019), Relation of El Niño and La Niña phenomena to precipitation, evapotranspiration and temperature in the Amazon basin, *Science of The Total Environment*, 651, 1639–1651.
- Neiff, J.J. (1990), Ideas para la interpretación ecológica del Parana, *Interciencia*, 15, 424–441.
- Olden, J.D., e Poff, N.L. (2004), Ecological processes driving biotic homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas, *Ecology*, 85, 1867–1875.

- Oliveira, G.S. (1999), O El Niño e Você: O Fenômeno Climático, *São José dos Campos: Transtec Editorial*, 116.
- Orfeo, O., e Stevaux, J.C. (2002), Hydraulic and morphological characteristics of middle and upper reaches of the Paraná River (Argentina and Brazil), *Geomorphology*, 44, 309-322.
- Özkan, N., Moubayed-Breil, J., e Çamur-Elipek, B. (2010), Ecological Analysis of Chironomid Larvae (Diptera, Chironomidae) in Ergene River Basin (Turkish Thrace). *Turkish Journal Fish Aquatic Science*, 10, 93-99.
- Pillot, H.K.M.M. (2013), Chironomidae larvae of Netherlands and adjacent lowlands. Biology and Ecology of the aquatic Orthoclaadiinae. Prodiamesinae - Diamesinae - Buchonomyiinae - Podonominae – Telmatogetoninae, Zeist: KNNV Publishing.
- Pinha, G.D., Petsch, D.K., Ragonha, F.H., Guglielmetti, R., Bilia, C.G., Tramonte, R.P., e Takeda, A.M. (2016), Benthic invertebrates nestedness in flood and drought periods in a Neotropical floodplain: looking for the richest environments, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28, 1-10.
- Petsch, D.K. (2016), Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems, *International Review of Hydrobiology*, 101, 113–122.
- Poff, N. L. (2002), Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philosophical Transaction of the Royal Society A: mathematical*, 360, 1497–1510.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., e Pepin, D.M. (2017), Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 5732–5737.
- R Core Team (2019), *R: A language and environment for statistical computing*, Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing, <http://www.r-project.org/>.
- Rocha, P.C., Fernandez, O.V.Q., Souza Filho, E.E. (1994), Influência de Grandes Barragens Sobre o Regime Hidrológico do Rio Paraná em Guaíra-PR, in *V Congresso Brasileiro de Geógrafos, Curitiba/ PR*.
- Rocha, P.C., Souza Filho, E.E., e Fernandez, O.V.Q. (1998), Aspectos do controle de descargas efetuado por barramentos no alto rio Paraná, *Boletim Paranaense de Geociências*, 46, 117-122.

- Rocha, P.C., Santos, M.L., e Souza Filho, E.E. (2001), Alterações no regime hidrológico do alto rio Paraná como resposta ao controle de descargas efetuado por grandes barramentos a montante, in VIII Encontro de Geógrafos de América Latina, Santiago-Chile, pp. 28-39.
- Rocha, P.C. (2002), Dinâmica dos canais no sistema rioplanície fluvial do Alto Rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico – PR, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá.
- Rosenberg, D.M., e Resh, V.H. (1993), Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg DMVH (ed) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, Chapman and Hall, New York, pp 1–9.
- Rosenzweig, C., Casassa, G., Karoly, e D.J. et al. (2007), Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., et al (eds) *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of working group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC)*, Cambridge University Press, pp 79–131.
- Rue, H., Riebler, A., Sørbye, S. H., Illian, J. B., Simpson, D. P., e Lindgren, F.K. (2017), Bayesian computing with INLA: A Review, *Annual Review of Statistics and Its Application*, 4, 395–421.
- Serra, S. R. Q., Cobo, F., Graça, M. A. S., Dolédec, S., e Feio, M. J. (2016), Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): towards a new database, *Ecological Indicators*, 61, 282–292.
- Sias, E. (2022), La Niña é a mais intensa em décadas no outono *Metsul* Available on internet <https://metsul.com/la-nina-e-a-mais-intensa-em-decadas-no-outono/> Accessed 20 February 2023.
- Statzner, B., Bonada, N., e Dolédec, S. (2008), Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes, *Oecologia*, 156 , 65–73.
- Stevaux, J.C., Martins, D.P., e Meurer, M. (2009), Changes in a large regulated tropical river: the Paraná River downstream from the Porto Primavera Dam, Brazil. *Geomorphology*, 113, 230–238.
- Souza Filho, E., e Stevoux, J.C. (2004), Geomorphology of the Paraná River in the reach between the Paranapanema and Ivaí Rivers. In: Agostinho, A.A., Rodrigues, L., Gomes, L.C.,

- Thomaz, S.M., and Miranda, L.E., eds. Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. *Eduem*, pp. 8-13.
- Souza Filho, E.E. (2009), Evaluation of upper Paraná river discharge controlled by reservoirs, *Brazilian Journal of Biology*, 69, 707–716.
- Takeda, A.M., Fujita, D.S., Komatsu, E., Braga, P.C., Oliveira, D.P., Rosin, G.A., Ibarra, J.A., Silva, C., e Anselmo, S. (2004), In: Agostinho, A.A., Gomes, L.C., e Rodrigues, L., eds. Influence of environmental heterogeneity and water level on distribution of zoobenthos in the upper Paraná river floodplain (Baia and Paraná rivers). *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain: LTER-site 6*, Maringá, EDUEM.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beamunt, L.J., Collingham, Y., e Williams, S.E. (2004), Extinction risk from climate change, *Nature*, 427, 145-148.
- Thomaz, S.M., Pagioro, T.A., Bini, L.M., Roberto, M.C., e Rocha, R.R.A. (2004), Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In Thomaz, S.M., Agostinho, A.A., e Hahn, N.S., eds. The Upper Parana River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation, *Leiden Backhuys Publishers*, 75-102.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., e Bozelli, R.L. (2007), Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems, *Hydrobiologia*, 579, 1–13.
- Thuiller, W. (2007), Climate change and the ecologist, *Nature*, 448, 550–552.
- Townsend, C.R., Uhlmann S.S., e Matthaei, C.D. (2008), Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors, *Journal of Applied Ecology*, 45, 1810–1819.
- Tricarico, E., Junqueira, A.O., e Dudgein, D. (2016), Alien species in aquatic environments: a selective comparison of coastal and inland water in tropical and temperate latitudes, *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 872-891.
- Trivinho-Strixino, S. (2011), Larvas de Chironomidae. Guia de Identificação. Hidrobiologia/Lab. Entomologia Aquática/UFSCar, São Carlos.
- Trivinho-Strixino, S., e Strixino, G. (1995), Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 229p.
- Tucci, C.E.M. (2002), Regionalização de vazões, *UFRGS*, 256 p.

- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., e Wardle D. A. (2008), Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11, 1351–1363.
- Van Vliet, M. T. H., Ludwig, F., e Kabat, P. (2013), Global streamflow and thermal habitats of freshwater fishes under climate change. *Climatic Change*, 121, 739–754.
- Walther, D.A., Whiles, M.R., Flinn, M.B. e Butler, D.W. (2006), Assemblage-level estimation of nontanypodine chironomid growth and production in a southern Illinois stream, *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 444-452.
- Warren, R., Price, J., Fischlin, A., Santos, S. L. N. e Midgley, G. (2011), Increasing impacts of climate change upon ecosystems with increasing global mean temperature rise, *Climatic Change*, 106, 141-177.
- Williams, D. D., (1996), Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna, *Journal of the North American Benthological Society*, 15, 634–650.
- Würdig, N.L., Cenzano, C.S.S., e Mottamarques, D. (2007), Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4, 427-438.

APÊNDICE A - Lista de espécies de Chironomidae em anos regulares, *El Niño* e *La Niña*.

	<i>Regular</i>	<i>El Niño</i>	<i>La Niña</i>
Tanypodinae			
<i>Ablabesmya (K) sp.1</i>	X	X	X
<i>Ablabesmya annulata sp.1</i>	X	X	X
<i>Clinotanypus sp.1</i>	X	X	X
<i>Coelotanypus sp.1</i>	X	X	X
<i>Coelotanypus sp.2</i>	X	X	X
<i>Djalmabatista pulchra</i>	X		X
<i>Djalmabatista sp.2</i>	X	X	X
<i>Djalmabatista sp.3</i>	X	X	X
<i>Prox. Fittkauimyia</i>		X	
<i>Labrundinia sp.2</i>	X		
<i>Labrundinia sp.5</i>			X
<i>Labrundinia sp.6</i>		X	X
<i>Labrundinia sp.9</i>		X	
<i>Labrundinia sp.10</i>	X		
<i>Labrundinia sp.12</i>	X	X	X
<i>Labrundinia sp.18</i>	X		X
<i>Larsia sp.1</i>	X		X
<i>Monopelopia sp.2</i>	X	X	X
<i>Nilotanypus sp.2</i>	X		
<i>Parapentaneura sp.1</i>	X		
<i>Pentaneura sp.1</i>	X	X	X
<i>Tanypus stellatus</i>	X	X	X
<i>Tanypus punctipennis</i>	X	X	X
<i>Tanypus sp.2</i>	X		X
<i>Tanypus sp.3</i>		X	X
<i>Procladius tipo b</i>	X	X	X
Chironominae			
<i>Aedokritus sp.1</i>	X	X	X
<i>Asheum sp.1</i>	X	X	X
<i>Axarus tipo a</i>	X	X	X

<i>Beardius parvus</i>	X		
<i>Beardius phytophilus</i>	X	X	X
<i>Beardius xylophilus</i>		X	
<i>Caladomyia friederi</i>	X	X	X
<i>Caladomyia ortonii</i>	X	X	X
<i>Caladomyia riotarumensis</i>	X	X	X
<i>Caladomyia sp. C</i>	X	X	X
<i>Chironominae sp.2</i>			X
<i>Chironominae sp.5</i>	X		
<i>Chironomus tipo e</i>	X		
<i>Chironomus tipo f</i>			X
<i>Chironomus antonioi</i>	X	X	
<i>Chironomus fittkauii</i>	X	X	X
<i>Chironomus gigas</i>	X	X	X
<i>Chironomus inquinatus</i>			X
<i>Chironomus latistylus</i>	X		X
<i>Chironomus paragigas</i>	X	X	X
<i>Chironomus phytophilus</i>	X	X	X
<i>Chironomus sancticaroli</i>	X	X	X
<i>Chironomus sp.1</i>			X
<i>Chironomus strenzkei</i>	X	X	X
<i>Cladopelma forcipis</i>	X	X	X
<i>Cladopelma sp.3</i>			X
<i>Chernovskia</i>	X	X	X
<i>Complexo Harnischia sp. a1</i>	X	X	X
<i>Complexo Harnischia sp. a2</i>	X	X	X
<i>Complexo Harnischia tipo 3</i>			X
<i>Complexo Harnischia 3c</i>	X		X
<i>Complexo Harnischia 5.2</i>	X	X	X
<i>Complexo Harnischia tipo 6</i>			X
<i>Complexo Harnischia tipo 9</i>			X
<i>Cryptochironomus sp.1</i>	X	X	X
<i>Cryptochironomus reshchikov</i>	X	X	X

<i>Demicryptochironomus sp.2</i>	X	X	X
<i>Dicrotendipes sp.1</i>	X	X	X
<i>Dicrotendipes sp.3</i>	X	X	X
<i>Endotribelos calophylli</i>	X		X
<i>Endotribelos euterpe</i>	X		X
<i>Endotribelos sp.2</i>	X	X	X
<i>Endotribelos sp.3</i>	X		X
<i>Endotribelos sp.4</i>	X	X	X
<i>Endotribelos sp.5</i>	X	X	X
<i>Endotribelos sp.6</i>	X	X	X
<i>Fissimentum desiccatum</i>	X		X
<i>Fissimentum sp.2</i>	X	X	X
<i>Fissimentum sp.4</i>			X
<i>Fissimentum sp.5</i>	X	X	X
<i>Fissimentum sp.6</i>	X	X	X
<i>Fissimentum sp.8</i>	X		X
<i>Goeldichironomus tipo a</i>		X	X
<i>Goeldichironomus tipo b</i>	X	X	X
<i>Goeldichironomus flutuans</i>	X	X	X
<i>Goeldichironomus holoprasinus</i>		X	X
<i>Goeldichironomus maculatus</i>		X	X
<i>Goeldichironomus neopictus</i>	X	X	X
<i>Goeldichironomus petiolicola</i>	X	X	X
<i>Lauterborniella sp.2</i>	X	X	X
<i>Manoa sp.1</i>	X	X	X
<i>Microchironomus sp.1</i>	X		X
<i>Nilothauma sp.1</i>	X	X	X
<i>Nilothauma sp.2</i>	X		X
<i>Nilothauma sp.3</i>	X		
<i>Nilothauma sp.9</i>	X		
<i>Nilothauma sp.10</i>		X	
<i>Omisus</i>	X	X	X
<i>Oukuriella jatai</i>	X		X

<i>Oukuriella epleri</i>		X	
<i>Oukuriella sp.3</i>		X	
<i>Parachironomus cayapo</i>	X	X	X
<i>Parachironomus longistilus</i>	X	X	X
<i>Parachironomus tirio</i>	X	X	X
<i>Paralauterborniella sp.1</i>	X	X	X
<i>Pelomus psamophilus</i>	X	X	X
<i>Pelomus sp.5</i>	X		X
<i>Polypedilum sp.2</i>	X	X	X
<i>Polypedilum sp.3</i>	X	X	X
<i>Polypedilum sp.4</i>	X	X	X
<i>Polypedilum (T) sp.3</i>	X	X	X
<i>Polypedilum (T) sp.4</i>	X	X	X
<i>Riethia sp.1</i>	X	X	X
<i>Robackia sp.1</i>		X	
<i>Robackia sp.3</i>	X	X	X
<i>Rheotanytarsus sp.1</i>	X	X	X
<i>Rheotanytarsus sp.3</i>	X	X	
<i>Saetheria sp.1</i>	X	X	X
<i>Saetheria sp.2</i>	X	X	X
<i>Stempellina sp.1</i>		X	X
<i>Stempellinella sp.1</i>			X
<i>Stenochironomus (S)</i>	X	X	X
<i>Stenochironomus (Petalop)</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus alfredoi</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus giovannii</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus impar</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus magnus</i>		X	X
<i>Tanytarsus obiriciae</i>		X	X
<i>Tanytarsus D</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus E</i>	X	X	X
<i>Tanytarsus I</i>	X	X	
<i>Xenochironomus A</i>	X		X

<i>Xenochironomus B</i>	X		
<i>Xestochironomus</i>	X	X	X
<i>Zavreliella sp.1</i>	X	X	X
<i>Zavreliella sp.2</i>	X	X	
<i>Zavreliella sp.3</i>		X	
Orthoclaadiinae			
<i>Corynoneura sp.1</i>	X		
<i>Corynoneura sp.2</i>		X	X
<i>Corynoneura sp.3</i>		X	
<i>Corynoneura sp.4</i>	X		
<i>Cricotopus sp.1</i>	X		
<i>Cricotopus sp.3</i>	X	X	X
<i>Lopescladius sp.1</i>	X	X	X
<i>Nanocladius sp.1</i>	X	X	X
<i>Onconeura sp.1</i>	X	X	X
<i>Paracladius sp.1</i>	X	X	X
<i>Pseudosmittia</i>	X	X	
<i>Thienemanniella sp.2</i>	X		
<i>Thienemanniella sp.3</i>			X

3 FILTROS AMBIENTAIS QUE DIRECIONAM A DENSIDADE

LARVAL DE *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER, 1857)

RESUMO

Distúrbios ambientais como a construção de barragens, tornam os ecossistemas mais suscetíveis a invasões do que outros, pois alteram os filtros ambientais, favorecendo a entrada e estabelecimento de espécies invasoras, como *Limnoperna fortunei*. Diante do sucesso invasivo desta espécie testou-se as seguintes hipóteses: (i) quanto maior a densidade das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton, maior será a densidade de larvas de *L. fortunei*, (ii) a densidade de larvas de *L. fortunei* será menor com o distanciamento a jusante do barramento e (iii) a densidade de larvas quebradas será maior em locais próximos a barragem. Para isso, nos meses de fevereiro a dezembro de 2014, foram realizadas amostragens de larvas de *L. fortunei*, fitoplâncton e protozooplâncton na planície de inundação do alto rio Paraná. Observou-se que as densidades larvais de *L. fortunei* foi positivamente correlacionado com as altas densidades de fitoplâncton e protozooplâncton, devido à alta fonte de alimento, também notou-se que as maiores densidades dessa espécie ocorreram em ambientes mais distantes do barramento e que as usinas hidrelétricas podem danificar as larvas, afetando o seu proliferação. A partir disso, conclui-se que a alta disponibilidade de alimento favorece as altas densidades de *L. fortunei* e que as barragens podem atuar como filtros ambientais, afetando a abundância e o estabelecimento dessa espécie.

Palavras-chave: fitoplâncton, protozooplâncton, espécies invasoras, barragens

**Environmental filters that directing larval density of *Limnoperna fortunei*
(Dunker, 1857)**

ABSTRACT

Environmental disturbances, such as the construction of dams, make ecosystems more susceptible to invasions than others, as they alter environmental filters, favoring the entry of species invasions, such as *Limnoperna fortunei*. Given the invasive success of this species, we tested the following hypotheses: (i) the greater the density of phytoplankton and protozooplankton communities, the greater the density of *L. fortunei* larvae, (ii) the density of *L. fortunei* larvae will be smaller with increasing distance downstream from the dam and (iii) the density of broken larvae it will be greater in places close to the dam. For this, from February to December 2014, samplings of *L. fortunei* larvae, phytoplankton and protozooplankton were carried out in the floodplain of the upper Paraná River. We observed that the larval densities of *L. fortunei* were positively correlated with the high densities of phytoplankton and protozooplankton, due to the high food source and we also noticed that the highest densities of this invader occurred in environments farther from the dam. From this, we conclude that the high availability of food favors the high densities of *L. fortunei* and that dams can act as environmental filters, affecting the abundance and establishment of this species.

Keywords: phytoplankton, protozooplankton, invasive species, dams

3.1 Introdução

A construção de barragens em ecossistemas aquáticos constitui um dos principais fatores que afetam a integridade dos rios (Boon et al. 1992; Agostinho et al. 2004) causando diversos impactos negativos nesses ambientes (McNeely 2003). Dentre os principais impactos causados pelo barramento, podemos citar a perda (Barletta et al. 2010) e fragmentação de habitats a jusante do reservatório (Agostinho et al. 2009), alterações no transporte de sedimento, fluxo de água (Malmqvist e Rundle 2002) e nos parâmetros limnológicos (Roberto et al. 2009), que por sua vez pode ocasionar o processo de oligotrofização no rio a jusante (Agostinho et al. 1995). As alterações causadas pelas barragens podem ser agravadas em sistemas de planícies de inundações, pois os impactos deixam de ser restritos a calha principal do rio, e passam a atingir os demais ambientes adjacentes, devido a conectividade entre o rio e a planície (Junk et al. 1989; Thomaz et al. 1997). A atenuação do pulso de inundação natural em planícies é um dos principais impactos causados por esses empreendimentos (Agostinho et al. 2009; Orr et al. 2012), o que pode dificultar o fluxo gênico entre ambientes, ocasionando a homogeneização das comunidades residentes (Rahel 2002) e comprometendo as interações bióticas das comunidades (Havel et al. 2005).

Distúrbios ambientais como a construção de barragens (Malmqvist e Rundle, 2002), torna os ecossistemas mais suscetíveis a invasões do que outros (ou seja, aumento da invasibilidade) (Duncan et al. 2019; Redding et al. 2019), pois alteram os filtros ambientais (Rahel 2002), favorecendo a entrada de espécies invasoras (Dukes e Mooney 1999; Bunn e Arthington 2002; Marchetti et al. 2004). Nesse sentido, os filtros ambientais abióticos e bióticos podem incluir ou excluir determinadas espécies em comunidades locais, pois as características dos organismos podem ou não corresponder às características seletivas do ambiente (Poff 1997; McAbendroth et al. 2005). Portanto, a expansão das populações de espécies invasoras como de mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei*, Dunker, 1857 (Bivalvia, Mollusca) poderia ser acelerada devido à desestruturação dos filtros bióticos, como mudanças na densidade do fitoplâncton ou palatabilidade dos recursos (Ernandes-Silva et al. 2016 a, b), e os abióticos causada pelos distúrbios ambientais dos barramentos (p.ex. Dukes e Mooney 1999; Bunn e Arthington 2002; Marchetti et al. 2004), o que influenciaria na abundância e no estabelecimento de adultos de *L. fortunei* (Oliveira et al. 2011).

Na América do Sul, a abundância e distribuição de *L. fortunei* tem mudado a complexidade dos habitats (Darrigran et al. 1998), bem como as propriedades físico-químicas

d'água, pois reduzem a turbidez, a quantidade de matéria orgânica em suspensão e aumentam as concentrações de amônia dissolvida, nitrato e fosfato (Kawase 2011; Cataldo et al. 2012a). Estes bivalves, quando adultos, são também notórios por produzirem grandes impactos econômicos através da sua capacidade de incrustação em substratos por um bisso (Darrigran e Damborenea 2005), afetando as instalações construídas pelo homem, incluindo a produção de energia, água potável, embarcações e outras instalações industriais, o que exige operações de manutenções dispendiosas (Burlakova et al. 2023).

L. fortunei apresenta um estágio larval planctônico, bastante eficaz na expansão da distribuição da espécie devido à alta capacidade de dispersão dessas larvas (Darrigan e Ezcurra de Drago 2000; Matsui et al. 2001; Nagaya et al. 2001; Oliveira 2004), principalmente em ambientes como planícies de inundações, onde a conectividade espacial entre os ambientes aumenta a pressão de propágulos dessa espécie (Amo et al. 2021). Os cinco estágios larvais de *L. fortunei* (Larva D, Charneira reta, Umbonada, Pedivéliger e Plantígrada) (Santos et al. 2005), alimentam-se de material em suspensão na coluna d'água (Sylvester et al. 2009), como das comunidades zooplanctônica e, principalmente, fitoplanctônica (Fachini et al. 2012), o que reduz consideravelmente a abundância dessa comunidade (Molina et al. 2010; Frau et al. 2013). O fitoplâncton é responsável por suprir mais de 90% da demanda energética exigida pela espécie em determinadas estações (Sylvester et al. 2009). As altas taxas de filtração dessa espécie (Cataldo et al. 2012a) exercem um impacto negativo na estrutura e na função do ecossistema, sendo um importante estressor e uma força de mudança para as comunidades de água doce (Boltovskoy et al. 2009; Cataldo et al. 2012b; Sylvester et al. 2005).

Apesar de vários estudos abordarem a questão da seletividade da alimentação do *L. fortunei*, os resultados disponíveis até o momento ainda são escassos e contraditórios, demonstrando a complexidade do comportamento alimentar dessa espécie (Boltovskoy et al. 2015). Os impactos mais altos são aparentemente mais significativos na filtração de partículas em uma ampla gama de tamanhos, abrangendo >1 para $< 50 \mu\text{m}$ (Xia et al. 2021). De acordo com Fachini et al (2012) zooplâncton de tamanhos $<300 \mu\text{m}$ são positivamente selecionados, enquanto aqueles $>300 \mu\text{m}$ apresentam seletividade negativa para as larvas. Dados sobre o espectro alimentar de *L. fortunei* no fitoplâncton foram apresentados por Cataldo et al (2006), mas pouco se sabe sobre o consumo de protozooplâncton.

L. fortunei, uma vez estabelecida, dificilmente pode ser erradicada (Oliveira et al. 2006). No entanto, medidas visando controlar seus impactos negativos podem ser tomadas a partir do entendimento da biologia dessa espécie e dos fatores que determinam sua densidade e sua distribuição (Barbosa e Melo 2009). Diante disso, testou-se as seguintes hipóteses: (i) quanto maior a densidade das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton, maior serão as densidades de todos os estágios larvais de *L. fortunei*, devido a disponibilidade de alimento, (ii) as densidades dos estágios larvais de *L. fortunei* serão menores com o aumento da distância a jusante do barramento e (iii) a densidade de larvas quebradas será maior em locais próximos a barragem, devido a atuação das turbinas.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende um trecho livre de barramento no alto rio Paraná, e inclui, a calha principal do rio, onde, foram realizados 10 pontos de amostragens, sendo o P1, o ponto mais próximo da barragem e o P10 o mais distante e os sete maiores tributários que deságuam nesta região, sendo eles os rios Paranapanema, Ivaí e Piquiri, localizados à margem esquerda do rio Paraná, e os rios Baía, Ivinhema, Amambai e Iguatemi, na margem direita (Fig 1). A bacia hidrográfica da planície de inundação do alto rio Paraná abrange os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul e grande parte de sua extensão encontra-se sobre a influência de barragens (Filho e Stevaux 1997).

A bacia de drenagem do alto rio Paraná é a mais povoada do Brasil (Agostinho et al. 2008) e por este motivo, sofre impactos antrópicos constantemente, sendo um dos mais representativos a construção de barragens. Ao longo do rio estão localizados mais de 100 barramentos, sendo que dos 4.695 km de extensão deste rio em território brasileiro (Petri e Fúlfaro 1983), apenas um trecho de 230 km, localizado a jusante do reservatório de Porto Primavera e montante do reservatório de Itaipu, ainda se mantêm livre deste tipo de impacto (Agostinho et al. 2004, 2008). Este trecho apresenta elevada biodiversidade, e devido a sua importância ecossistêmica, foi considerado pelo Ministério do Meio ambiente (2002) uma área de “extrema diversidade biológica”, na qual foram estabelecidas áreas de preservação ambiental, como o Parque Nacional de Ilha Grande, o Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná.

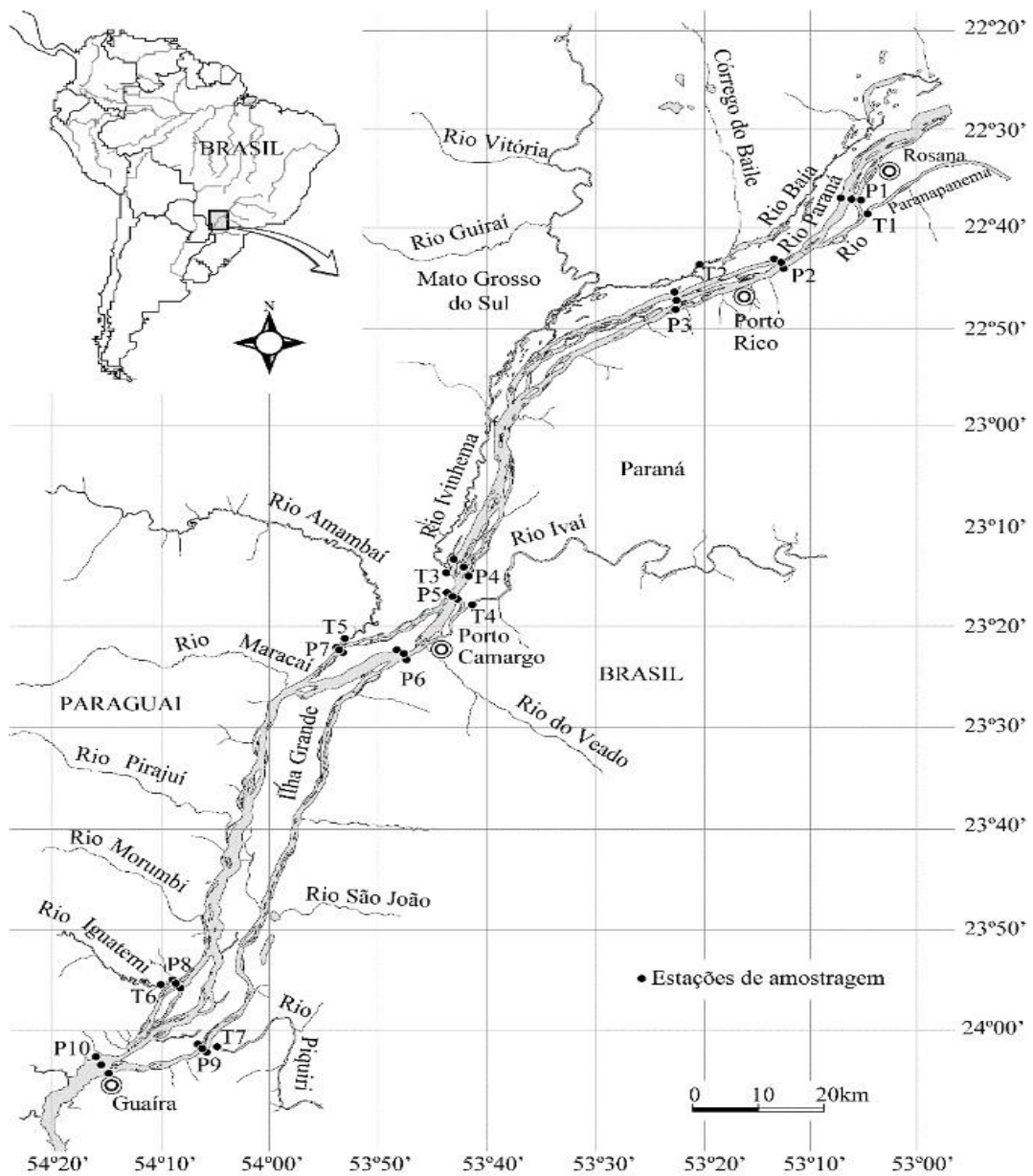


Figura 1: Trecho da planície de inundação do alto rio Paraná que ainda se mantém livre de reservatórios. P1 a P10 = transectos localizados na calha principal do rio Paraná. T1 a T7 = tributários do rio Paraná - T1: rio Paranapanema, T2: rio Baía, T3: Rio Ivinhema, T4: rio Ivaí, T5: rio Amambai, T6: rio Iguatemi e T7: rio Piquiri.

3.2.2 Coleta de dados

Trimestralmente, nos meses de fevereiro a dezembro de 2014, as áreas foram visitadas para a amostragem de larvas de *L. fortunei*, fitoplâncton e protozooplâncton na calha principal do alto rio Paraná, por meio do Projeto de Ilha Grande, o que ocorreu na forma de transectos (margens e centro) a montante e jusante da foz de cada um dos principais tributário que desaguam neste trecho do rio.

As amostras de larvas de *L. fortunei* foram coletadas por meio de motobomba, com rede de plâncton de 63 μm de abertura. Para cada estação, foram filtrados 100 L de água da subsuperfície. O filtrado foi fixado em álcool 80% e levado para laboratório, onde as larvas foram contadas, medidas e classificadas nos cinco estágios larvais valvados da espécie: Larva D (90-130 μm), Charneira reta (140-180 μm), Umbonada (190-220 μm), Pedivéliger (230-270 μm) e Plantígrada (280-490 μm) (Santos et al. 2005).

Para análise quantitativa do fitoplâncton, as amostras foram coletadas na subsuperfície da água (20 cm de profundidade) com frascos e fixadas *in situ* com solução acética de Lugol. Amostras qualitativas foram concomitantemente obtidas com rede de plâncton (malha de 15 μm) e preservadas com solução de Transeau (Bicudo e Menezes 2006), que serviram de apoio à identificação das espécies. A densidade do fitoplâncton foi estimada usando um microscópio invertido, seguindo o método de Utermöhl (1958). O volume de amostra a ser sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos presentes na amostra e o tempo de sedimentação foi de no mínimo três horas para cada centímetro de altura da câmara (Margalef 1983). A contagem foi realizada em campos aleatórios até que pelo menos 100 indivíduos das espécies mais frequentes fossem encontrados, com erro menor que 20% e coeficiente de confiança de 95% (Lund et al. 1958), considerando a curva de rarefação das espécies. A densidade foi estimada de acordo com APHA (1995) e os resultados foram expressos em indivíduos (células, cenóbios, colônias, filamentos) por mililitros, considerando as formas que as algas se encontram na natureza.

As amostras para análise de protozooplâncton foram coletadas na subsuperfície da água (10-20 cm abaixo da interface ar-água), utilizando rede de plâncton de 10 μm . No campo, 50 litros de água foram concentrados em frascos de 5 litros e mantidos refrigerados em caixa térmica. No laboratório, a amostra de 5 litros foi novamente concentrada para 100 ml e os ciliados foram analisados *in vivo* por contagem de 10 alíquotas de 100 μl (Madoni 1984). A identificação foi realizada em microscópio óptico (Olympus CX-41) com aumento

de 100-400x, baseado principalmente nos trabalhos de Foissner e Berger (1996) e Foissner et al. (1999).

3.2.3 Análise de dados

Foi avaliado o efeito das densidades das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton sobre a densidade dos estágios larvais de *L. fortunei*, no entanto, sabemos que esses efeitos não atuam isoladamente, e que a variação entre as variáveis ambientais dentro do ambiente pode influenciar a presença e densidade das espécies (Thomaz et al. 2007; Ernandes-Silva et al. 2016a). Foi aplicado um modelo linear generalizado de efeito misto (GLMM) para analisar a importância dos preditores (fitoplâncton e protozooplâncton) para as densidades de larvas de *L. fortunei*. O mesmo procedimento foi realizado para analisar o efeito da distância da barragem sobre a densidade total de larvas de *L. fortunei*. As análises foram realizadas no software R (R Core Team 2019) e utilizou-se os pacotes “MASS”, “car”, “nlme”, “lme4”, “lmerTest”, “ggplot2”, “multcomp”, “easyGgplot2”, “tidyverse”, “magrittr”, “MuMIn”, “gridExtra” e “grid”. Para melhor exemplificar o padrão de distribuição da população de *L. fortunei* e das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton nos pontos de amostragem foram realizados gráficos exploratórios.

3.3 Resultados

Diante das densidades de *L. fortunei* e das comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton nos pontos de amostragem, no qual segue uma ordem de distância da barragem, onde P1 é mais próximo do barramento e P10 mais distante, observou-se que as maiores densidades se concentraram entre os pontos P4 e P5. Para a população de *L. fortunei* a maior densidade das larvas ocorreu no ponto P5, seguido do ponto P10, enquanto que as menores densidades ocorreram em pontos próximos do barramento e no ponto P9 (Fig. 2a). As maiores densidades do fitoplâncton foram observadas nos pontos P4 e P5, já as menores ocorreram em pontos próximos da barragem, como P2 e em pontos mais distantes como por exemplo, P10 (Fig. 2b) Para a comunidade de protozooplâncton as maiores densidades ocorreram nos mesmos pontos que para o fitoplâncton, enquanto que a menor foi notada no ponto P1 (Fig. 2c).

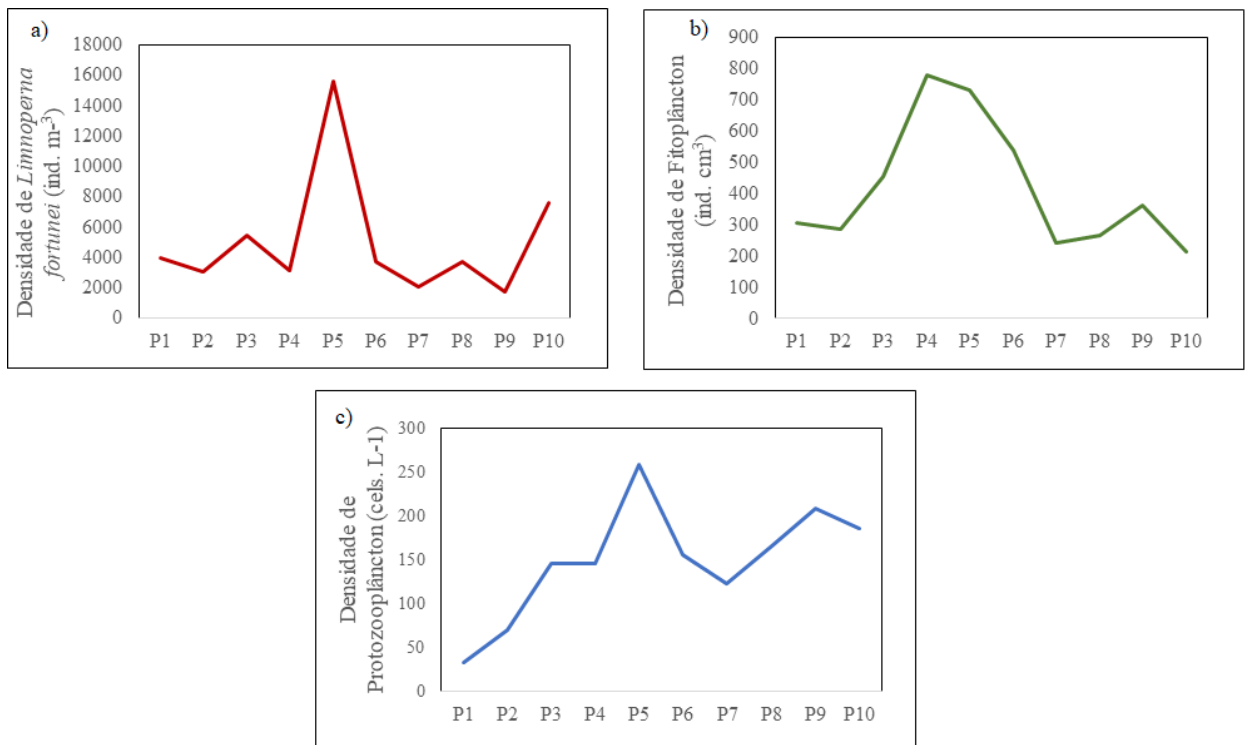


Figura 2: Densidade dos organismos nos pontos de amostragens da calha principal do rio Paraná: a) densidade de *L. fortunei*; b) densidade de fitoplâncton e c) densidade de protozooplâncton.

Em relação as análises dos cinco estágios larvais de *L. fortunei* separadamente, foi observado que independentemente do estágio larval a densidade de *L. fortunei* acompanha a densidade de fitoplâncton: Larva D ($p = 0.5782$; Value = -0.1106383), Charneira reta ($p = 0.0307$; Value = 0.4030274), Umbonada ($p = 0.0027$; Value = 0.6108092), Pedivéliger ($p = 0.0059$; Value = 0.4452137) e Plantígrada ($p = 0.0064$; Value = 0.2388457) (Fig. 3) e o mesmo ocorreu quando analisamos as densidades de protozooplâncton: Larva D ($p = 0.0000$; Value = 0.9190170), Charneira reta ($p = 0.0000$; Value = 0.8942978), Umbonada ($p = 0.0000$; Value = 0.6656283), Pedivéliger ($p = 0.0004$; Value = 0.4081611) e Plantígrada ($p = 0.0000$; Value = 0.2874357) (Fig. 4).

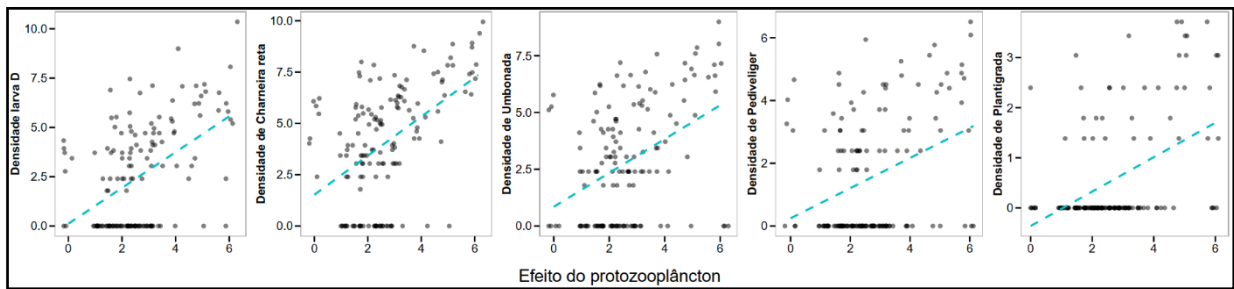


Figura 3: Efeito da densidade da comunidade de fitoplâncton sobre a densidade dos estágios larvais de *L. fortunei* (Larva D; Charneira reta; Umbonada; Pedivéliger e Plantígrada).

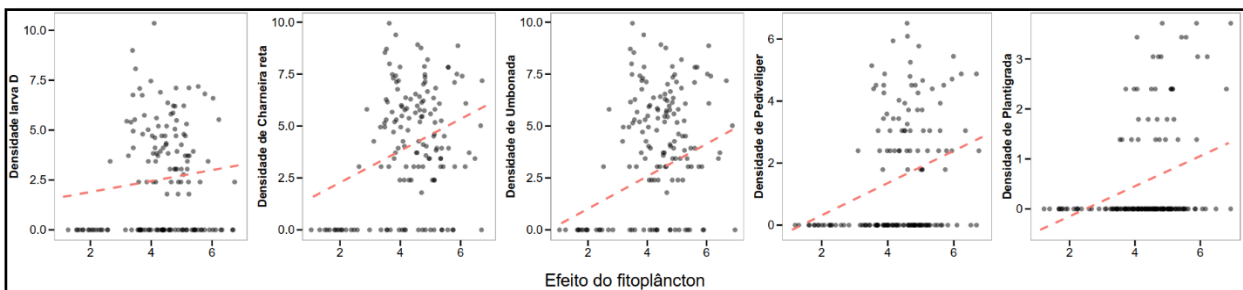


Figura 4: Efeito da densidade da comunidade de protozooplâncton sobre a densidade dos estágios larvais de *L. fortunei* (Larva D; Charneira reta; Umbonada; Pedivéliger e Plantígrada).

Ao analisar as densidades dos estágios larvais de *L. fortunei* em relação a distância da barragem, observamos que as densidades de Larva D (primeiro estágio larval) ($p = 0.1069$; Value = 0.0053762) são mais baixas próximo ao barramento e aumenta conforme aumenta a distância (Fig. 5). A partir do estágio de Charneira reta (segundo estágio larval) ($p = 0.6872$; Value = -0.001282) nota-se que o inverso acontece, pois, as maiores densidades de Umbonada ($p = 0.0047$; Value = -0.009336), Pedivéliger ($p = 0.0279$; Value = -0.005739) e Plantígrada ($p = 0.2922$; Value = -0.0014660) ocorrerem próximas ao barramento, enquanto que com o aumento da distância as densidades desses estágios diminuí.

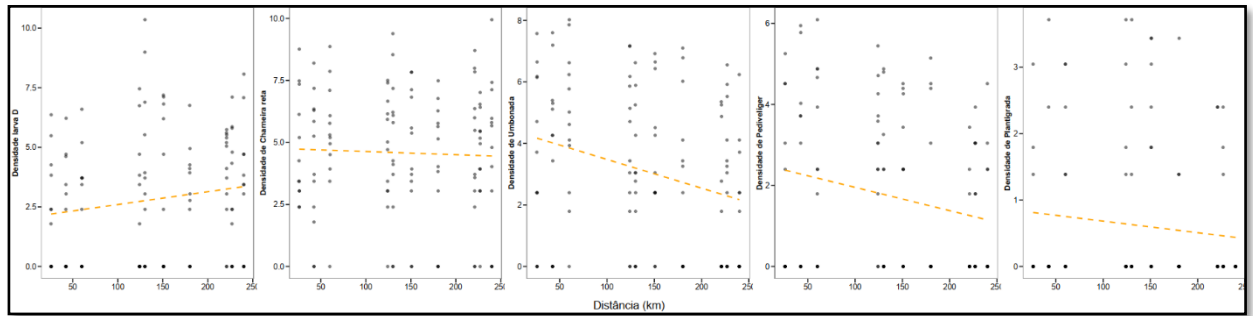


Figura 5: Densidade dos estágios larvais de *L. fortunei* (Larva D; Charneira reta; Umbonada; Pedivéliger e Plantígrada) em relação a distância (km) da barragem.

Durante a triagem de *L. fortunei* notou-se o aparecimento de algumas larvas quebradas e, ou danificadas. Diante disso, foi analisado a densidade dessas larvas em relação a distância da barragem e observou-se que as maiores densidades ocorrem próximo ao barramento (entre 25 km e 60 km), enquanto que com o aumento da distância da barragem, essas densidades diminuiriam consideravelmente (Fig. 6).

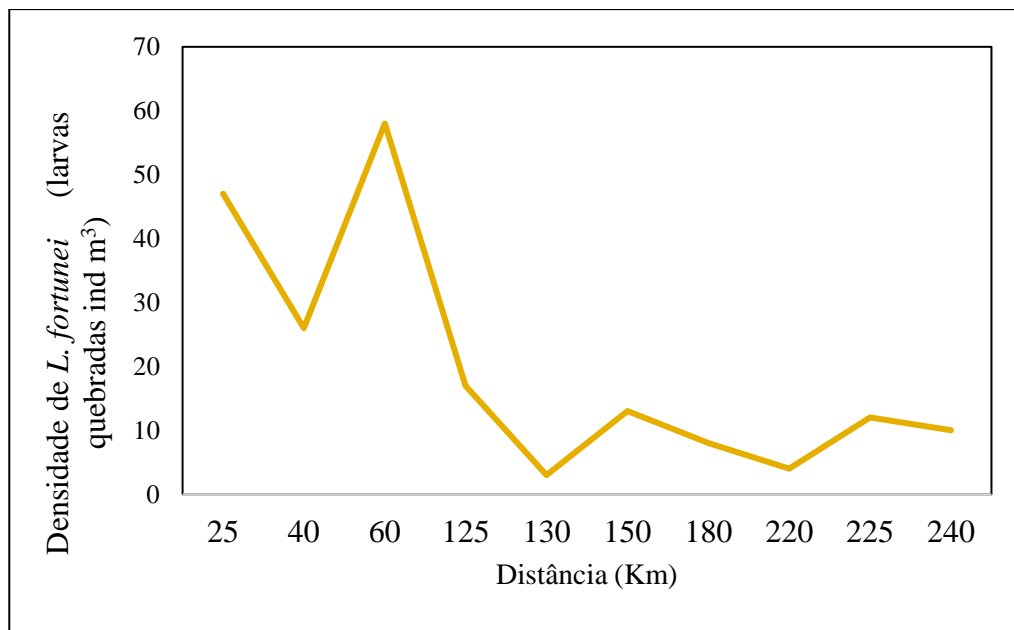


Figura 6: Densidade de larvas quebradas de *L. fortunei* em relação a distância (km) da barragem.

3.4 Discussão

Diante dos resultados, observa-se que as densidades larvais de *L. fortunei* foram positivamente correlacionadas com as altas densidades de fitoplâncton e protozooplâncton, devido à alta fonte de alimento, independentemente do estágio larval, o que corrobora a hipótese inicial. De acordo com Pace et al. (1998), Thorp e Casper (2002) e Molina et al. (2010), a reprodução de *L. fortunei* está intimamente relacionada com a disponibilidade de alimento, o que acarreta nas altas densidades desse invasor.

As larvas de *L. fortunei* são capazes de filtrar seu alimento (Darrigran e Damborenea 2009), selecionados pelos seus sífões, principalmente pelo tamanho das partículas (Vanderploeg et al. 2001; Molina et al. 2011, 2012). Algumas características das partículas, como tamanho, forma e propriedades de superfície, afetam a sua ingestão ou rejeição por esse bivalve (Ward e Shumway 2004; Rosa et al. 2018). Estima-se que cerca de 20-30% da dieta desse mexilhão é baseada em plâncton, 60% em matéria orgânica particulada e 10-20% em matéria orgânica sedimentar (Zhang et al. 2017). Alguns trabalhos observaram que dentre da comunidade do fitoplâncton *L. fortunei* demonstrou preferência por Chlorophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae e o item maior tamanho selecionado foi Euglenophyceae (Molina et al. 2010; Ernandes-Silva et al. 2016a; Boltovskoy et al. 2022). O fitoplâncton representa apenas uma proporção da dieta alimentar de *L. fortunei*, o que se pode observar a partir dos resultados desse estudo, já que todos os estágios larvais obtiveram uma correlação positiva com o protozooplâncton, porém, o impacto da predação nesta comunidade tem sido pouco estudado, devido a esses organismos (1-10 μm) possuírem células moles, o que é difícil de detectar no conteúdo intestinal de seus predadores (Jack e Gilbert 1997).

A predação, pelo *L. fortunei*, desses organismos, pode acarretar uma diminuição nas suas abundâncias, pois após a colonização do mexilhão, observou-se, em alguns trechos do rio Paraná, densidades mais baixas de fitoplâncton e zooplâncton (Molina et al. 2015; Braga et al. 2019). As mudanças nas densidades de comunidades como a do fitoplâncton e protozooplâncton (dinoflagelados e ciliados), poderia acarretar alguns impactos em ambientes aquáticos, dentre eles, alterações nas interações tróficas dentro da alça microbiana, elemento importante na transformação da matéria orgânica (Weisse, 1990; Drucker et al., 2019). Especificamente, o protozooplâncton desempenha um papel fundamental na canalização de carbono para consumidores superiores como ao metazooplâncton (Porter et al. 1979; Calbet e Landry 2004; Grami et al. 2008; Montagnes et al. 2010; Schmoker et al. 2013; Pecqueur et al. 2022). Estes grupos desempenham um papel importante no metabolismo dos ecossistemas

aquáticos, uma vez que eles participam das reações biogeoquímicas que ocorrerem na coluna d'água (Fenchel et al. 1998). Organismos heterotróficos, como os protozooplâncton, obtêm energia e matéria através da incorporação e metabolização de compostos orgânicos dissolvidos na coluna d'água, enquanto que os fotoautotróficos, como as cianobactérias, produzem compostos carbônicos utilizando dióxido de carbono (CO₂) e energia luminosa (Esteves 2011).

Os atributos bióticos de um ambiente podem limitar o sucesso da invasão de *L. fortunei* (Rahel 2002). Em sistemas aquáticos, uma das principais fontes de alimento para organismos filtradores é o fitoplâncton (Jeppesen et al. 1996). No entanto, alguns grupos como as cianobactérias que contêm toxinas, as diatomáceas que possuem frústula de sílica são potencialmente prejudiciais ou indigeríveis para *L. fortunei* (Sommer 1988; Codd et al. 2005), atuando como um potencial filtro biótico.

A construção de reservatórios, distúrbios que modificam o ambiente, alteram as características físicas e químicas da água (Roberto et al. 2009), o que causa diversos impactos a níveis ecossistêmicos (Sharma e Sharma 2013). A partir disso, era esperado que ambientes próximos as barragens teriam as maiores densidades de *L. fortunei*, devido a invasibilidade desses ambientes. No entanto, isso não foi demonstrado pelos resultados, levando a não confirmar a segunda hipótese, principalmente nos primeiros estágios larvais (Larva D e Charneira reta), indicando que a pressão dos propágulos pode superar os filtros ambientais (Simberloff 2009; Miller et al. 2014) e aumentar a densidade dessa espécie nesses locais. Nos estágios mais avançados como o de Umbonada, Pedivéliger e Plantígrada, notamos que as densidades diminuem com o aumento da distância da barragem, já que esses estágios, ao contrário dos outros são capazes de se fixarem em substratos pelos fios de bisso (Darrigran e Damborenea 2005; Ezcurra de Drago et al. 2009). Além disso, os filtros ambientais podem agir de forma diferente sobre a ocorrência de cada estágio larval, sugerindo que a invasibilidade em ambientes de água doce também depende da estrutura etária dessa população (Ernandes-Silva et al. 2016b).

Apesar das barragens modificarem o ambiente e contribuírem para o sucesso do estabelecimento de espécies invasoras (Duncan et al. 2019; Redding et al. 2019), elas também atuam como um filtro físico negativo para as larvas de *L. fortunei*, pois nota-se uma elevada densidade de larvas danificadas em pontos de amostragens próximos a barragem, o que corrobora com a terceira hipótese. Essas larvas são danificadas pela atuação das turbinas, no momento de passagem da água, o que impede o desenvolvimento e a proliferação dessa

espécie ao longo da calha do rio, principalmente em ambientes de planícies de inundações, onde a dispersão das larvas é diretamente dependente de períodos de cheia devido à alta conectividade entre os ambientes (Amo et al. 2021).

3.5 Conclusão

A alta disponibilidade de alimento, como comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton, favorece as altas densidades de *L. fortunei* nos ambientes. Contudo, outros filtros ambientais também podem atuar mais fortemente na presença dessa espécie em ambientes menos impactados por barragens. Identificar os fatores que afetam o estabelecimento de espécies invasoras continua sendo uma tarefa desafiadora no campo da ecologia. Os filtros ambientais podem afetar o estabelecimento e a abundância do mexilhão dourado nos ambientes aquáticos (Oliveira et al. 2011; Ernandes-Silva et al. 2016). Portanto, é fundamental que se direcionem esforços para entender melhor esses filtros, elevando assim o conhecimento a respeito do sucesso invasivo dessa espécie, o que pode subsidiar protocolos de ações de manejo.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Vazzoler, A.E.A.M. & Thomaz, S.M. (1995) The high Paraná River basin: limnological and ictiological aspects. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, *Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society* 59-104.
- Agostinho, A.A., Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. (2004) Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohidrology Hidrobiologia* 4, 255-268.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M. & Gomes, L.C. (2008) Damns and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68, 1119-1132.
- Agostinho, A.A., Bonecker, C.C. & Gomes, L.C. (2009) Effects of water quantity on connectivity: the case of the Upper Paraná River floodplain. *Ecohidrology Hidrobiologia* 9, 99-113.
- American Public Health Association – APHA (1995) Standard methods for the examination of water and wastewater 19th ed. Washington
- Amo, V.E., Ernandes-Silva, J., Moi, D.A. & Mormul, R.P. (2021) Hydrological connectivity drives propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river-floodplain system. *Hydrobiologia* 848, 2043-2053.
- Barbosa, F.G. & Melo, A.S. (2009) Modelo preditivo de sobrevivência do Mexilhão Dourado (*Limnoperna fortunei*) em relação a variações de salinidade na Laguna dos Patos, RS, Brasil. *Biota Neotropica* 9, 407-412.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A, Almeida-Val, V.M., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P. & Corrêa M.F. (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal Fish Biology* 76, 2118-2176.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. (2006) Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. São Carlos: RiMa.

- Boltovskoy, D., Karatayev, A., Burlakova, L., Cataldo, D., Karatayev, V., Sylvester F. & Mariñelarena, A. (2009) Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* 636. 271-284.
- Boltovskoy, D., Correa, N., Sylvester, F. & Cataldo, D. (2015) Nutrient recycling, phytoplankton grazing, and associated impacts of *Limnoperna fortunei*. In: Boltovskoy, D. (ed) *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*. Springer 153–176.
- Boltovskoy, D., Paolucci, E., MacIsaac, H.J., Zhan, A., Xia, Z. & Correa, N. (2022) What we know and don't know about the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*.
- Boon, P.J., Callow, P. & Pets, G.E. (1992) River conservation and management. Wiley e Sons, pp. 470.
- Braga, R.R., Ribeiro, V.M., Padial, A. A., Thomaz, S.M., de Paiva Affonso, I., Wojciechowski, J., dos Santos Ribas, L.G., Ribeiro, C.E., Tiburcio, V.G. & Vitule, J.R.S. (2019). Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia* 847, 1603-1618.
- Bunn, S.E. & Arthington, A.H. (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30, 492-507
- Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y., Boltovskoy, D. & Correa, N.M. (2023) Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia* 850, 2811-2854.
- Calbet, A. & Landry, M.R. (2004) Phytoplankton growth, microzooplankton grazing, and carbon cycling in marine systems. *Limnology Oceanography* 49, 51-57.
- Cataldo, D., O'Farrel, I., Paolucci, E., Boltovskoy, D. & Sylvester, F. (2006) Efectos de *Limnoperna fortunei* sobre el fitoplancton y los nutrientes Congreso Argentino de Limnología, Chascomús.
- Cataldo, D., O'Farrell, I., Paolucci, V., Sylvester, F. & Boltovskoy, D. (2012a). Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. *Aquatic Invasions* 7, 91-100.

- Cataldo, D., Vinocur, A., O'Farrell, I., Paolucci, V., Leites, V. & Boltovskoy, D. (2012b) The introduced bivalve *Limnoperna fortunei* boosts *Microcystis* growth in Salto Grande reservoir (Argentina): evidence from mesocosm experiments. *Hydrobiologia* 680, 25-38.
- Codd, G.A., Morrison, L.F. & Metcalf, J.D. (2005) Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicol Appl Pharmacology* 203, 264–272.
- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2005). A South American bioinvasion case history: *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *American Malacological Bulletin*, 20, 105-112.
- Darrigran, G. & Damborenea, C. (2009). Características da espécie. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. Introdução a biologia das invasões: o mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle. São Carlos: Cubo, pp. 43-60.
- Darrigran, G. & Ezcurra de Drago, I. (2000) Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) em la cuenca del Plata, Región Neotropical. *Meio Ambiente* 13, 75-79.
- Darrigran, G., Martin, S.M., Gullo, B. & Armendariz, L. (1998) Macroinvertebrates associated to *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae). Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiologia* 367, 1 223-230.
- Drucker, V.V., Belykh, O.I., Gorshkova, A.S., Bondar, A.A. & Sykilinda, N.N. (2019) Autochthonous Bacteriophages in the Microbial Loop Structure of Different Biotopes of Lake Baikal. *Contemporary Problems of Ecology* 12, 143-154.
- Duncan, R. P., Cassey, P., Pigot, A.L. & Blackburn, T.M. (2019) A general model for alien species richness. *Biological Invasions* 21, 2665-2677.
- Dukes, J.S. & Mooney, H.A. (1999) Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecology Evolution* 14, 135-139.
- Ernandes-Silva, J., Ragonha, F.H., Jati, S. & Takeda, A.M. (2016a) *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857 larvae in different environments of a Neotropical floodplain: relationships of abiotic variables and phytoplankton with different stages of development. *Brazilian Journal of Biology* 77, 154161.
- Ernandes-Silva, J., Ragonha, F.H., Rodrigues, L.C. & Mormul, P.R. (2016b) Freshwater invisibility level depends on the population age structure of the invading mussel species. *Biological Invasions* 18, 1421-1430.

- Esteves, F. A. (2011) Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência 1, p. 790.
- Ezcurra de Drago, I., Montaldo, L. & Oliveros, O.B. (2009) Desenvolvimento e ecologia larval de *Limnoperna fortunei*. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. (eds) Introdução a biologia das invasões. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle, Cubo editora. São Carlos, pp 77–87.
- Fachini, A., Gazulha, V. & Pedrozo, C.S. (2012). Os impactos do mexilhão-dourado sobre a comunidade planctônica. In Mansur, M. C. D., et al. (eds.), Moluscos límnicos invasores no Brasil. Biologia, prevenção, controle. Redes Editora, Porto Alegre (Brazil), pp. 255–261.
- Fenchel, T., King, G.M. & Blackburn, T.H. (1998). Bacterial biogeochemistry: the ecophysiology of mineral cycling, 2 end ed. Academic Press.
- Filho, E.E.S. & Stevaux, J.C. (1997). Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzpler, A.E.A.M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá-PR
- Foissner, W. & Berger, H.A. (1996) User-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. *Freshwater Biology* 35, 375-482.
- Foissner, W., Berger, H. & Schaumburg, J. (1999) Identification and ecology of limnetic plankton ciliates Munich: Bavarian State Office for Water Management.
- Frau, D., Molina, F.R., Devercelli, M. & De Paggi, J.S. (2013). The effect of an invading filter-feeding bivalve on a phytoplankton assemblage from the Paraná system: a mesocosm experiment. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 45, 303–316.
- Grami, B., Niquil, N., Sakka, H. A., Gosselin, M., Hamel, D. & Hadj, M.H. (2008) The plankton food web of the Bizerte Lagoon (South-Western Mediterranean): II. Carbon steady state modelling using inverse analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 791, 01–113.
- Havel, J.E., Lee, C.E. & Zanden, J.V. (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience* 55, 518-525.
- Jack, J.D. & Gilbert, J.J. (1997) Effects of metazoan predators on ciliates in freshwater Plankton Communities. *Journal of Eukaryotic Microbiology* 44, 194-199.

- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Mortensen, E., Sortkjaer, O. (1996) Fish-induced changes in zooplankton grazing on phytoplankton and bacterioplankton: a long-term study in shallow hypertrophic Lake Sobygaard. *Journal of Plankton Research* 18, 1605-1625.
- Junk, W.J., Bayley, P.B. & Sparks, R.E. (1989) The flood pulse concept in river– floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries Aquatic Science* 106, 110–27
- Kawase, M. (2011). Feeding and filtration in *Limnoperna lacustris*. Available on internet at http://www.mizuho-c.ac.jp/images/library/kiyo_05/amckiyono05-05.pdf Accessed 11 February 2023.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. & Lecren, E.D. (1958) The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Madoni, P. (1984) Estimation of the size of freshwater ciliate populations by a subsampling technique. *Hydrobiologia* 111, 201-206.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134–153
- Marchetti, M.P., Light, T., Moyle, P.B. & Viers, J.H. (2004) Fish invasions in California watersheds: Testing hypotheses using landscape patterns. *Ecological Applications* 14, 1507-1525.
- Margalef, R. (1983) *Limnologia Barcelona*: Omega, pp.1010.
- Matsui, Y., Nagaya, K., Yuasa, A., Naruto, H., Yamamoto, H., Ohkawa, K. & Magara, Y. (2001) Attachment strength of *Limnoperna fortunei* on substrates, and their surface properties. *Biofouling* 17, 29-39.
- McAbendroth, L., Foggo, A., Rundle, S.D. & Bilton, D.T. (2005) Unravelling nestedness and spatial pattern in pond assemblages. *Journal Animal Ecology* 74, 41-49.
- McNeely, J.A. (2003) *Energy and Biodiversity: understanding complex relationships*. OECD Workshop on Biomass and Agriculture.
- Miller, A.L., Diez, J.M., Sullivan, J.J., Wangen, S.R., Wiser, S.K., Meffin, R. & Duncan, R.P. (2014) Quantifying invasion resistance: the use of recruitment functions to control propagule pressure. *Ecology* 95, 920-929.

- Ministério do Meio Ambiente (2002) Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil.
- Molina, F.R., Paggi, J.C. & Devercelli, M. (2010) Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive moluk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions* 12, 1647-1659.
- Molina, F.R., De Paggi, S.J. & Boltovskoy, D. (2011) Vulnerability of microcrustaceans to predation by the invasive filter-feeding mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 44, 329–338.
- Molina, F.R., De Paggi, S.J. Frau, D (2012) Impacts of the invading golden mussel *Limnoperna fortunei* on zooplankton: A mesocosm experiment. *Zoological Studies* 51, 733–744.
- Molina, F.R., De Paggi, S.J. & Paggi, J.C. (2015) Impacts of *Limnoperna fortunei* on zooplankton. In Boltovskoy, D. (ed), *Limnoperna fortunei: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel*. Springer, Cham (Switzerland): 177-190.
- Montagnes, D.J.S., Dower, J.F. & Figueiredo. G.M. (2010) The protozooplankton-ichthyoplankton trophic link: an overlooked aspect of aquatic food webs. *Journal Eukaryotic Microbiology* 57, 223–228.
- Nagaya, K., Matsui, Y., Ohira, H., Yuasa, A., Yamamoto, H., Ohkawa, K. & Magara, Y. (2001) Attachment strength of an adhesive nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, against water flow. *Biofouling* 17, 263-274.
- Oliveira, M.D., Pellegrin, L.A., Barreto, R.R., Santos, C.L. & Xavier, I.G. (2004) Área de ocorrência do Mexilhão Dourado na bacia do Alto Paraguai, entre os anos de 1998 e 2004. Corumbá: Embrapa Pantanal 64, 19.
- Oliveira, M.D., Takeda, A.M., Barros, L.F., Barbosa, D.S. & Resende, E.K. (2006) Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalve, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. *Biological Invasions* 8, 97-104.
- Oliveira, M.D., Calheiros, D.F., Jacobi, C.M. & Hamilton, S.K. (2011). Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* *Biological Invasions* 13, 717-729.

- Orr, S., Pittock, J., Chapagain, A. & Dumaresq, D. (2012) Dams on the Mekong River: lost fish protein and the implications for land and water resources. *Global Environmental Change* 22, 925-32.
- Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D. (1998) Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. *Freshwater Biology* 39, 103-116.
- Pecqueur, D., Courboulès, J., Roques, C., Mas, S., Pete, R., Vidussi, F. & Mostajir, B. (2022) Simultaneous study of the growth and grazing mortality rates of microbial food web components in a mediterranean coastal lagoon. *Diversity* 14, 2–18.
- Petri, S. & Fúlfaro, V.J. (1983) Geologia do brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Poff, N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16, 391-409.
- Porter, K.G., Pace, M.L. & Battey, J.F. (1979) Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains. *Nature* 277, 563-565.
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.r-project.org/>
- Rahel, F.J. (2002) Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 33, 291-315.
- Redding, D.W., Pigot, A.L., Dyer, E.E., Sekercioğlu, C.H., Hark, S. & Blackburn, T.M. (2019) Location-level processes drive the establishment of alien bird populations worldwide. *Nature* 571, 103-106.
- Roberto, M.C., Santana, N.F. & Thomaz, S.M. (2009) Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69, 717-725.
- Rosa, M., Ward, J.E. & Shumway, S.E. (2018) Selective capture and ingestion of particles by suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *Journal of Shellfish Research* 37, 727-746.
- Santos, C.P., Würdig, N.L. & Mansur, M.C.D. (2005) Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22, 702-708.

Schmoker, C., Hernández-León, S., Calbet, A. (2013) Microzooplankton grazing in the oceans: impacts, data variability, knowledge gaps and future directions. *Journal of Plankton Research* 35, 691-706.

Sharma, P. & Sharma, S. (2013) A review on macroinvertebrates' physiological response to regulated stream flow. *Kathmandu University Journal of Science, Engineering Technology* 9, 241-251.

Simberloff, D. (2009). The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 40, 81-102.

Sommer, U. (1988) Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In: Sandgren C.D. (ed) Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, New York, pp 227-260.

Sylvester, F., Dorado, J., Boltovskoy, D., Juárez, A. & Cataldo, D. (2005). Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia* 534, 71-80.

Sylvester, F., Boltovskoy, D. & Cataldo, D. (2009) Taxas de clareamento: ritmos e impactos. In: Darrigran, G. & Damborenea, C. Introdução a biologia das invasões: o mexilhão dourado na América do Sul: biologia, impacto, prevenção e controle. São Carlos: Cubo, pp. 246.

Thomaz, S.M., Roberto, M.C. & Bini, L.M. (1997) Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler A.E.A.M., Agotinho, A.A. & Hahn, N.S. A Planície de Inundação do alto rio Paraná. Eduem, Maringá.

Thomaz, S.M., Bini, L.M. & Bozelli, R.L. (2007). Floods increase similarity among aquatic habitats in river–floodplain systems. *Hydrobiologia* 579, 1-13.

Thorp, J.H. & Casper, A.F. (2002) Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St Lawrence River. *Freshwater Biology* 47, 107-119.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik Germany: Mitteilungen der IVL, 9, 1-38.

Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnenstiel, G.F. & Nalepa, T.F. (2001) Zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Microcystis) selective

filtration promoted toxic blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1208-1221.

Ward, J.E. & Shumway, S.E. (2004). Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension-and deposit-feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology Ecology* 300, 83-130.

Weisse, T. (1990). Trophic interactions among heterotrophic microplankton, nanoplankton, and bacteria in Lake Constance. *Hydrobiologia* 191, 111-122.

Xia, Z., MacIsaac, H.J., Hecky, R.E., Depew, D.C., Haffner, G.D. & Weidman, R.P. (2021) Multiple factors regulate filtration by invasive mussels: Implications for whole-lake ecosystems. *Science of the Total Environment* 765, 144435.

Zhang, R., Cui, B., Sun, Z., Zhou, W., Ren, P., Du, Z., He, N. & Lu, J. (2017) Feeding ecology of *Limnoperna fortunei* in southern China: insights from stable isotopes and fatty-acid biomarkers. *Journal of Freshwater Ecology* 32, 761–772.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mediante dos resultados desses estudos, conclui-se que os eventos climáticos não afetam negativamente os atributos (riqueza de espécies, densidade, diversidade e equitabilidade de Pielou) da comunidade de Chironomidae. As respostas dessa comunidade às alterações ambientais causadas pelos eventos climáticos, podem estar relacionadas a algumas características específicas das espécies de Chironomidae, o que indica alta resistência em condições ambientais hostis. Verificou-se também que ambas as comunidades de fitoplâncton e protozooplâncton favorecem as densidades dos estágios larvais de *L. fortunei*, isso devido, a alta disponibilidade de alimento presente no ambiente. Observou-se que as barragens atuam como filtro físico negativo nas densidades dessa espécie, pois no momento de passagem da água nas turbinas, as larvas de *L. fortunei* são danificadas, impedindo o desenvolvimento e a proliferação desse invasor nos ambientes. Portanto, ressalta-se que estudos que abordem os efeitos climáticos sobre a diversidade de espécies e os impactos que espécies invasoras causam nas comunidades locais são de grande importância para avaliar as modificações atuais e futuras nos ecossistemas e assim desenvolver planos de manejo para a conservação e preservação das espécies.