

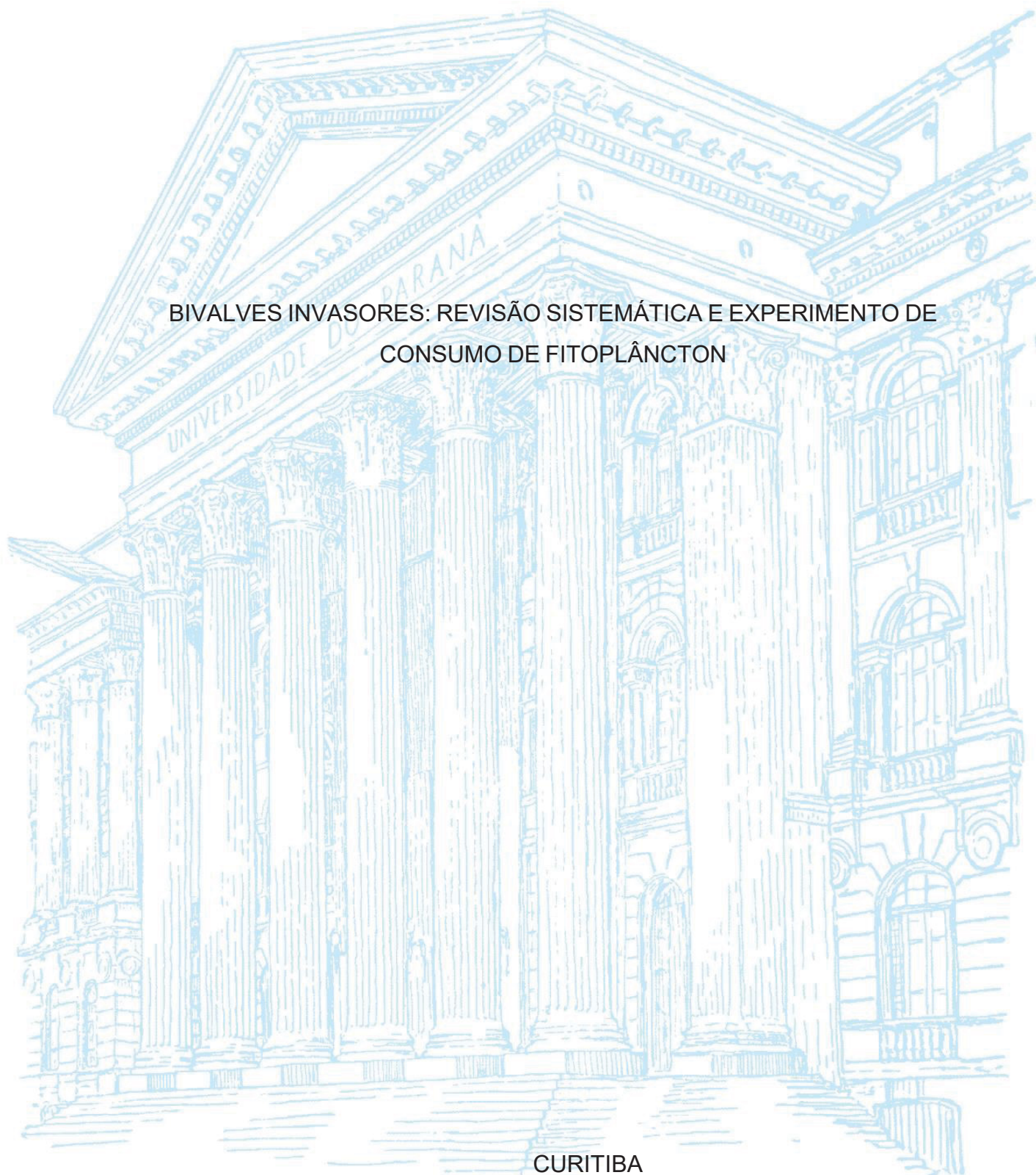
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JULIANI GISELLI PRESTES

BIVALVES INVASORES: REVISÃO SISTEMÁTICA E EXPERIMENTO DE
CONSUMO DE FITOPLÂNCTON

CURITIBA

2023



JULIANI GISELLI PRESTES

BIVALVES INVASORES: REVISÃO SISTEMÁTICA E EXPERIMENTO DE
CONSUMO DE FITOPLÂNCTON

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule

Coorientador: Dr. Raul Rennó Braga

CURITIBA

2023

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Prestes, Juliani Giselli.

Bivalves invasores: revisão sistemática e experimento de consumo de fitoplâncton. / Juliani Giselli Prestes. – Curitiba, 2023.
1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas.
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.
Orientador: Prof. Dr. Jean Ricardo Simões Vitule.
Coorientador: Dr. Raul Rennó Braga.

1. Invasões biológicas. 2. Bivalves. 3. Fitoplancto. 4. Impacto ambiental. 5. Ecossistemas – Conservação. 6. Plancto de água doce. I. Vitule, Jean Ricardo Simões, 1975-. II. Braga, Raul Rennó. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. IV. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JULIANI GISELLI PRESTES** intitulada: **BIVALVES INVASORES: REVISÃO SISTEMÁTICA E EXPERIMENTO DE CONSUMO DE FITOPLÂNCTON**, sob orientação do Prof. Dr. JEAN RICARDO SIMÕES VITULE, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 27 de Outubro de 2023.

Assinatura Eletrônica
30/10/2023 17:45:32.0
JEAN RICARDO SIMÕES VITULE
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
30/10/2023 17:00:23.0
VINICIUS ABILHOA
Avaliador Externo (MUSEU DE HISTÓRIA NATURAL CAPÃO DA
IMBUÍ)

Assinatura Eletrônica
30/10/2023 17:56:02.0
RENATA RUARO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
31/10/2023 16:41:29.0
ROGER PAULO MORMUL
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ)

AGRADECIMENTOS

Com gratidão profunda e grande reconhecimento, desejo expressar meus mais sinceros agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná. Durante todo o meu doutorado, recebi um apoio incansável que abrangeu não apenas as estruturas físicas e burocráticas, mas também a orientação excepcional do corpo docente altamente capacitado.

Gostaria de destacar a dedicação exemplar da secretaria Juliana Leão, que não só atendeu às nossas necessidades formais, mas também ofereceu palavras de incentivo e orientação, iluminando o nosso caminho com sua compreensão e apoio.

É com profundo agradecimento que reconheço a agência financiadora da minha bolsa de estudos, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) do Brasil, cujo generoso apoio tornou possível a realização deste sonho acadêmico.

Além disso, não posso deixar de mencionar a Associação Nacional de Pós-Graduandos, que incansavelmente luta pelos direitos de todos os estudantes de pós-graduação, consciente dos desafios que enfrentamos ao perseguir a ciência em nosso país.

A jornada da pós-graduação, como muitos sabem, é repleta de desafios psicológicos, incertezas, fadiga e, muitas vezes, escasso reconhecimento. No entanto, estou profundamente feliz por não ter desistido, por ter resistido a todas as adversidades. Grande parte dessa resiliência se deve ao apoio inabalável das pessoas especiais que fazem parte da minha vida.

Minha mãe, Celia Conceição Wenuka, sempre foi meu pilar, e meu querido pai, Arthur Prestes, mesmo não estando fisicamente presente, estava lá em cada ligação, em cada conversa inspiradora que me incentivava a persistir. Seus conselhos, que tanto me fizeram falta após sua partida em meio à pandemia de COVID-19, permanecem eternamente em meu coração.

Agradeço aos meus irmãos, André Luiz V. Lima, cujo amor e carinho são inestimáveis, e a Duini R. Prestes, minha melhor amiga e fonte inesgotável de apoio nos momentos mais difíceis.

Meu parceiro de vida, Bruno A. Cepeluski, esteve ao meu lado ao longo de toda a jornada dos últimos oito anos, enfrentando cada desafio, oferecendo apoio mútuo mesmo nos dias mais difíceis. Sua presença foi fundamental.

À minha primeira orientadora na academia, Prof. Ana A. Nogueira Meyer, devo minha paixão pelo estudo dos bivalves de água doce. Sua orientação foi além das salas de aula, e suas lições ecoam tanto na minha carreira profissional quanto na minha vida pessoal.

Agradeço ao meu orientador, Dr. Jean R. Simões Vitule, por ter aceitado me orientar quando precisei mudar de orientador e projeto em 2020. Também expresso minha gratidão ao meu coorientador, Dr. Raul Rennó Braga, por sua orientação e tranquilidade nos momentos de incerteza.

Meus agradecimentos ao Dr. Hugo de Siqueira Pereira por compartilhar seu conhecimento em estatística, que foi essencial para a realização do segundo capítulo desta tese.

Um agradecimento especial às pessoas incríveis que o doutorado me trouxe, meus colegas e amigos de laboratório, Natali Miiller, Clemerson R. Pedroso (Zinho), Laís Carneiro e Larissa Faria. Que me ensinaram muito sobre parceria e trabalho em equipe, compartilhamos nossos altos e baixos, nossas alegrias e dores. Que me ajudaram em tantas coisas e em tantos momentos que é difícil, quase impossível, colocar em um texto curto.

Suas palavras de conforto, conselhos e colaborações foram inestimáveis, me mantendo firme até o fim deste doutorado. As lições que compartilhamos tornaram o doutorado um dos períodos mais ricos em aprendizado da minha vida acadêmica e pessoal. Seu apoio incansável e amizade sincera me capacitaram a ser uma versão melhor de mim mesma. Que essa jornada de gratidão e reconhecimento inspire a todos nós a continuar perseguindo nossos objetivos, superando desafios e valorizando as conexões humanas que enriquecem nossas vidas.

Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seus semelhantes.

(Albert Schweitzer, Nobel da Paz, 1952)

RESUMO

A bioinvasão em ambientes aquáticos, particularmente de bivalves de água doce, é um problema crescente com impactos econômicos e ecológicos significativos. Este estudo teve como objetivo principal avaliar os impactos causados por bivalves não nativos invasores nos ecossistemas aquáticos de água doce. O estudo foi dividido em dois capítulos, sendo o primeiro uma revisão sistemática global sobre os impactos dos bivalves não nativos invasores nos últimos 10 anos e as possíveis lacunas de conhecimento sobre o tema. A revisão abrangeu 397 artigos, no entanto, a distribuição geográfica das publicações foi limitada, com países desenvolvidos contribuindo com a maioria dos estudos. Além disso, a maioria dos estudos focou em poucas espécies, como *Corbicula fluminea* e *Dreissena polymorpha*, amplamente reconhecidas devido aos seus impactos ecológicos e econômicos. As metodologias utilizadas nos estudos apresentaram vieses, com predominância de estudos em menor escala espacial e temporal, baseados em dados observacionais e com evidências mais frequentes nos níveis ecológicos individual e populacional. Ao todo, 93 estudos continham dados suficientes para classificação do impacto dos bivalves invasores de acordo com o *Environmental Impact Classification for Alien Tax* (EICAT). Os impactos mais relatados foram indiretos, envolvendo interações com outras espécies, alterações nos ecossistemas e alterações químicas e físicas, o que era esperado uma vez que estes organismos são considerados engenheiros ecossistêmicos. No entanto, 41 artigos não forneceram dados suficientes para determinar o nível de impacto, possivelmente subestimando os efeitos, magnitudes e direção dos impactos dos bivalves não nativos invasores. No segundo capítulo foi realizado um experimento comparativo entre o bivalve não nativo invasor *Corbicula fluminea* e o nativo *Diplodon parodizi*. O objetivo foi avaliar as taxas de consumo (taxas de filtração e ingestão) e a seletividade alimentar dessas duas espécies e seus efeitos na comunidade planctônica. Os resultados não indicaram diferenças significativas nas taxas de filtração e ingestão entre os bivalves nativos e invasores. No entanto, houve diferenças significativas na seletividade alimentar, com o bivalve nativo rejeitando cianobactérias com maior intensidade do que o bivalve invasor. Esses resultados, mostram um uso diferencial de recursos das comunidades de fitoplâncton pelos bivalves nativos e não nativos, e ressaltam a importância de maiores investigações sobre as interações das espécies e efeitos no ecossistema aquático (e.g. cascata trófica, partilha de recursos e

competição). A espécie nativa pode apresentar uma desvantagem em relação a espécie não nativa devido à sua maior seletividade aos grupos de fitoplâncton. Esse resultado chama atenção uma vez que frequentemente o bivalve invasor atinge densidades superiores aos nativos em ecossistemas naturais, e especialmente nos antropicamente alterados como reservatórios. Neste contexto, as alterações causadas por este bivalve invasor podem afetar substancialmente a composição das comunidades fitoplanctônicas, podendo facilitar indiretamente espécies invasoras, como o dinoflagelado *Ceratium furcoides*, que foi rejeitado pelas duas espécies de bivalve. Este estudo enfatiza a importância de compreender os hábitos alimentares de bivalves invasores, suas interações diretas e indiretas com as comunidades nativas e exóticas e suas implicações ecológicas para a gestão e conservação de ambientes aquáticos continentais.

Palavras-Chave: Neobiota, espécie exótica invasora, Mollusca, impacto ecológico, taxas de alimentação.

ABSTRACT

Bioinvasion in aquatic environments, particularly involving freshwater bivalves, presents a growing concern due to its significant economic and ecological ramifications. The primary objective of this study was to assess the impacts of invasive non-native bivalves on freshwater aquatic ecosystems. The study was structured into two chapters, with the first one encompassing a global systematic review of the impacts caused by invasive non-native bivalves over the past decade and identifying potential knowledge gaps in this domain. The review incorporated 397 articles; nevertheless, the geographical distribution of these publications remained restricted, with developed countries contributing the majority of studies. Furthermore, most of the research focused on a handful of species, such as *Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha*, which are widely acknowledged for their ecological and economic consequences. The methodologies employed in these studies exhibited biases, predominantly favoring smaller spatial and temporal scales, relying on observational data, and frequently addressing ecological impacts at the individual and population levels. In total, 93 studies provided sufficient data for classifying the impact of invasive bivalves according to the Environmental Impact Classification for Alien Tax (EICAT). The most frequently reported impacts were indirect, involving interactions with other species, ecosystem alterations, and chemical and physical changes. This was expected since these organisms are recognized as ecosystem engineers. However, 41 articles did not offer adequate data to determine the extent of impact, potentially resulting in underestimations of the effects, magnitudes, and directional impacts attributable to invasive non-native bivalves. In the second chapter, a comparative experiment was conducted between the invasive non-native bivalve *Corbicula fluminea* and the native *Diplodon parodizi*. The objective was to assess their consumption rates, including filtration and ingestion rates, as well as their food selectivity and its effects on the planktonic community. The results revealed no significant differences in filtration and ingestion rates between native and invasive bivalves. Nevertheless, significant distinctions emerged in terms of food selectivity, with the native bivalve exhibiting a higher degree of rejection toward cyanobacteria compared to the invasive bivalve. These findings illustrate differential resource utilization within phytoplankton communities by native and non-native bivalves, underscoring the need for further investigations into species interactions and their impacts on the aquatic ecosystem,

including trophic cascades, resource sharing, and competition. Native species may face a disadvantage compared to non-native species due to their greater selectivity towards specific phytoplankton groups. This result is particularly noteworthy, considering that invasive bivalves often attain higher population densities than their native counterparts, both in natural ecosystems and especially in anthropogenically altered environments such as reservoirs. In this context, the alterations induced by invasive bivalves can significantly influence the composition of phytoplankton communities, potentially indirectly facilitating the spread of other invasive species, such as the dinoflagellate *Ceratium furcoides*, which was rejected by both bivalve species. This study underscores the importance of comprehending the feeding behaviors of invasive bivalves, their direct and indirect interactions with native and exotic communities, and the ecological implications for the management and conservation of continental aquatic environments.

Keywords: Neobiota, invasive alien species, Mollusca, ecological impact, feeding rates.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	13
1 CAPÍTULO I: REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE BIVALVES DE ÁGUA DOCE	
NÃO NATIVOS INVASORES	16
INTRODUÇÃO	19
MATERIAIS E MÉTODOS	22
RESULTADOS	26
DISCUSSÃO.....	38
O FENÔMENO DA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA LIMITADA E DAS ESPÉCIES	
“POSTER CHILD”	38
O DELINEAMENTO DOS ESTUDOS PODE CRIAR VIESES NA COMPREENSÃO	
DAS ESPÉCIES INVASORAS	41
INVASORES BIVALVES: UMA AMEAÇA BAIXA OU ALTAMENTE	
SUBESTIMADA?	45
DIREÇÕES FUTURAS.....	49
CONCLUSÃO	50
AGRADECIMENTOS	51
REFERÊNCIAS.....	52
MATERIAL SUPLEMENTAR	66
2 CAPÍTULO II: EXPERIMENTO DE CONSUMO DE FITOPLÂNCTON POR	
BIVALVES DE ÁGUA DOCE NATIVO <i>DIPODON PARODIZI</i> E INVASOR	
<i>CORBICULA FLUMINEA</i>.	75
RESUMO.....	76
1. INTRODUÇÃO	77
2. MATERIAIS E MÉTODOS	79
2.1 COLETA E MANUTENÇÃO DOS BIVALVES	79
2.2 COLETA DE FITOPLÂNCTON	80
2.3 DESIGN EXPERIMENTAL	81
2.4 ANÁLISE DE DADOS.....	83
2.4.1 Triagem e contagem da comunidade fitoplanctônica	83
2.4.2 Taxas de filtração, ingestão e eletividade dos bivalves	83
2.4.3 Análises estatísticas	85
3. RESULTADOS.....	86

4. DISCUSSÃO	92
4.1. TAXAS DE FILTRAÇÃO.....	92
4.2. TAXAS DE INGESTÃO	94
4.3. ELETIVIDADE ALIMENTAR.....	95
4.4. IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS	98
5. CONCLUSÃO	101
6. REFERÊNCIAS.....	102
CONCLUSÃO GERAL.....	116
REFERÊNCIAS GERAIS	118
ANEXOS	147

INTRODUÇÃO GERAL

Os bivalves de água doce estão entre os grupos mais abundantes de invertebrados nos ecossistemas de águas continentais do mundo e podem representar mais de 90% da biomassa bentônica (Sousa et al., 2008; Zieritz et al., 2022). Estes organismos compreendem mais de 1200 espécies distribuídas em grupos taxonômicos e biológicos distintos (Lopes-Lima et al., 2018). Entretanto, os bivalves de água doce também estão entre os grupos taxonômicos mais ameaçados do planeta, com quase 40% das espécies possuindo o status de quase ameaçadas, ameaçadas ou extintas (Lopes-Lima et al., 2018).

Os bivalves são importantes engenheiros ecossistêmicos, modificando fisicamente a estrutura do ambiente e criando habitats (Jones et al., 1994; Sousa et al., 2009; Vaughn & Hakenkamp, 2001). Os mecanismos de engenharia ecossistêmica mais importantes através dos quais os bivalves atuam estão relacionados à filtração da água, bioturbação de sedimentos e fornecimento de conchas (Sousa et al., 2009). Esse grupo também se destaca pela importância dos serviços ecossistêmicos associados a ele, como o fornecimento de alimentos, usos medicinais, além das contribuições culturais, como registros históricos das características de ambientes passados e sociedades (Zieritz et al., 2022). Eles também desempenham um papel crucial na filtração, captação, armazenamento e transformação das propriedades biológicas e físico-químicas da água (Zieritz et al., 2022). Embora esse grupo seja muito importante para o ecossistema, ao se tornarem invasores, causam impactos negativos ecológicos e socioeconômicos, justamente por sua capacidade de alteração do ambiente (Cuthbert et al., 2022; Sousa et al., 2009, 2014).

Os impactos ecológicos e econômicos da introdução de uma espécie não nativa podem ocorrer em qualquer fase do processo de invasão biológica nos diferentes níveis ecológicos, desde indivíduos até ecossistemas e seus serviços e provisões para humanidade (Blackburn et al., 2019; Simberloff, 2011; Sousa et al., 2014). As espécies não nativas invasoras são capazes de causar alterações tanto nas características abióticas como, transporte físico de materiais, níveis de nutrientes, complexidade do habitat, transferência de calor e disponibilidade de luz; quanto bióticas, como na diversidade, distribuição espacial, densidade e biomassa de outras espécies (Byrnes et al., 2007), além de impactos econômicos (Haubrock et al., 2022; Pimentel et al., 2001; Vilà et al., 2010). Assim, o manejo e controle de espécies invasoras é um grande

desafio para a conservação, havendo uma pressão cada vez maior sobre os formuladores de políticas para regular e mitigar invasões (Hulme et al., 2009).

Quando bivalves não nativos chegam em um novo ambiente podem ter sucesso e se tornarem invasores devido a um conjunto de aspectos que podem atuar sinergicamente, que são os traços das espécies e as características do ambiente invadido (Sousa et al., 2014). Para os bivalves, determinadas características foram associadas ao sucesso no processo de invasão, como a capacidade de colonizar diferentes habitats devido a sua tolerância fisiológica a alterações abióticas, alta variabilidade genética e plasticidade fenotípica, rápido crescimento e maturidade sexual, alta fecundidade, associação com as atividades humanas e seu grande potencial de dispersão (McMahon, 2002). Com relação ao ambiente invadido, alguns dos aspectos importantes no favorecimento das invasões estão relacionados ao grande número de vetores de transporte e pressão de propágulo, altos níveis de perturbação do ambiente, disponibilidade de nichos e baixa riqueza de espécies e a ausência de inimigos naturais, como predadores, parasitas e competidores (Byers, 2002).

Ainda, os bivalves não nativos invasores causam danos econômicos, por exemplo, quando afetam indústrias dependentes da água por sua atividade bioincrustante (Diagne et al., 2020; Dzierżyńska-Białończyk et al., 2018; Haubrock et al., 2022). Também são uma grande ameaça à biodiversidade de bivalves nativos (Ferreira-Rodríguez et al., 2018; Ferreira-Rodríguez & Pardo, 2016), muitas vezes deslocando ou substituindo espécies nativas, o que resulta em graves perdas populacionais (Zieritz et al., 2022). Devido às suas diferenças no ciclo de vida e ecologia, bivalves não nativos invasores geralmente atingem uma biomassa muito maior do que bivalves nativos (Zieritz et al., 2022), o que pode intensificar seus impactos negativos em curto e longo prazo.

Diversos estudos mostram que espécies invasoras de bivalves podem ser responsáveis por mudanças na concentração e composição do fitoplâncton e zooplâncton, bem como das partículas orgânicas e inorgânicas (Boltovskoy et al., 2009; Kimmerer & Thompson, 2014; Marescaux et al., 2016; Marroni et al., 2017). Estas alterações podem afetar indiretamente bivalves nativos que usam os mesmos recursos, interferindo na cadeia alimentar (Sun et al., 2022). Assim, é necessário avaliar mais de um aspecto da bioinvasão de bivalves de água doce, para compreender o sucesso e os efeitos da invasão desses animais.

A presente tese foi desenvolvida em 2 capítulos com o objetivo principal de avaliar a invasão de bivalves de água doce tanto no âmbito teórico quanto experimental. No primeiro capítulo foi realizada uma revisão sistemática global sobre bivalves não nativos invasores de água doce, buscando fazer um levantamento das tendências dos estudos sobre o assunto nos últimos 10 anos e dos impactos causados por bivalves invasores, utilizando o *Environmental Impact Classification for Alien Tax* (EICAT). Esta revisão é importante pois aponta tendências e lacunas que podem ser exploradas em futuros estudos, principalmente com relação ao entendimento dos impactos causados por espécies de bivalves não nativos invasores.

No segundo capítulo foi empregada uma abordagem experimental para avaliar as taxas de filtração e ingestão, bem como a seletividade alimentar de dois bivalves de água doce, *Diplodon parodizi* (Bonetto, 1962) (nativo) e *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (invasor). O experimento foi focado na comunidade de fitoplâncton, pois bivalves são importantes consumidores e possuem grande capacidade de regulação de fitoplâncton, um grupo de relevante importância ecológica, considerado o principal produtor nos ecossistemas lacustres (Li et al., 2020; Marroni et al., 2017; Newell et al., 2007; Prins & Escaravage, 2005).

1 CAPÍTULO I: REVISÃO SISTEMÁTICA SOBRE BIVALVES DE ÁGUA DOCE NÃO NATIVOS INVASORES

Revisão sistemática sobre bivalves de água doce não nativos invasores

Juliani Giselli Prestes^{1,2*}, Ronaldo Sousa³, Natali Oliva Roman Müller^{1,2}, Ananda Karla Alves Neundorff^{2,4}, Clemerson Richard Pedroso^{1,2}, Raul Rennó Braga⁵, Laís Carneiro^{1,2}, Jean Ricardo Simões Vitule¹.

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação, Departamento de Engenharia Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ CBMA - Centro de Biologia Molecular e Ambiental, Departamento de Biologia, Universidade do Minho, Campus de Gualtar, Braga, Portugal

⁴ Laboratório de Biologia Adaptativa, Departamento de Biologia Celular, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, UEL, Londrina, Paraná, Brasil.

* Autor correspondente: juliani.jg@hotmail.com

Resumo

As invasões biológicas em ambientes aquáticos têm se tornado um problema ambiental cada vez maior. Os bivalves invasores de água doce são conhecidos por causarem impactos econômicos e ecológicos em diversos níveis. Esta revisão sistemática abrange 397 publicações de 2010 a 2020 sobre bivalves invasivos de água doce não nativos, resumindo e descrevendo as características de estudos recentemente publicados. Isso inclui a análise dos principais objetivos dos artigos, a localização geográfica dos estudos, duração do estudo, o tipo de pesquisa (observacional, experimental, realizada em campo ou laboratório). Além disso, avaliamos os níveis de evidência ecológica apresentados, o tipo de interações dos bivalves não nativos com outros organismos e classificamos os impactos encontrados. Os estudos avaliaram principalmente os bivalves invasores *Corbicula fluminea* e *Dreissena polymorpha*, reconhecidos por seus extensivos impactos ecológicos e econômicos negativos. Muitas outras espécies de bivalves invasivos não nativos foram pouco estudadas, o que também se aplica à escassez de estudos em países em desenvolvimento. Os estudos mais frequentes tiveram períodos de pesquisa mais curtos, em menor extensão espacial, mais dados observacionais, foram baseados em campo e em sua maioria avaliaram possíveis impactos ecológicos nos níveis individual e populacional. Houve 93 artigos documentando impactos discerníveis na Classificação de Impacto Ambiental para Taxas Alienígenas (EICAT). Os efeitos mais comuns dos bivalves invasores no ecossistema foram alterações estruturais, mudanças químicas e físicas, devido ao seu papel como engenheiros do ecossistema. No entanto, 41 artigos não forneceram dados suficientes para determinar o nível de impacto, o que poderia levar a uma subestimação dos efeitos dos bivalves invasivos no ambiente. Apesar de um número considerável de estudos no campo e avanços no conhecimento de algumas espécies ao longo da última década, dados de longo prazo e estudos em grande escala ainda são necessários para compreender os impactos, especialmente no nível do ecossistema e em áreas geográficas menos estudadas, mas altamente invadidas, como a América do Sul. Dada a distribuição generalizada de muitos bivalves de água doce não nativos, o contínuo acúmulo de novas espécies e os potenciais impactos ecológicos e econômicos (além da possível interação com outros estressores globais, como mudanças climáticas e poluição), este grupo taxonômico possui todas as características para continuar sendo altamente investigado no futuro, e revisões sistemáticas como esta são fundamentais para identificar principais lacunas de conhecimento e direcionar futuros estudos em escalas espaciais e temporais relevantes.

Palavras-chave - Espécies invasoras, Impacto, Interações negativas, Engenheiros do ecossistema, Classificação de Impacto Ambiental para Taxas Alienígenas (EICAT), *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, *Limnoperna fortunei*.

Introdução

Os sistemas de água doce estão entre os mais ameaçados do planeta e enfrentam várias pressões causadas pela atividade humana (Maasri et al., 2022; Reid et al., 2019). Estas incluem a regulação dos corpos de água e a modificação dos padrões de fluxo (Hawke et al., 2021; Sofi et al., 2021), poluição, perda e fragmentação de habitats, exploração excessiva de recursos e mudanças climáticas, o que torna esses sistemas suscetíveis a invasões biológicas (Strayer & Dudgeon, 2010). As invasões biológicas são a segunda maior causa de perda de biodiversidade global (Bellard et al., 2016), representando uma ameaça para as funções e serviços dos ecossistemas (Simberloff et al., 2013) e gerando custos econômicos significativos (Diagne et al., 2020). A introdução de uma espécie fora de sua distribuição natural é um dos estágios iniciais do processo de invasão biológica, momento em que essa espécie é geralmente denominada como exótica ou não-nativa (Blackburn et al., 2011; Lockwood et al., 2007). Quando a espécie possui um conjunto de características que a permite superar os novos desafios ambientais, ela pode se estabelecer, espalhar-se e colonizar outras áreas, sendo considerada, nessa fase, uma espécie invasora (Blackburn et al., 2011; Daly et al., 2023).

Os efeitos ecológicos e econômicos da introdução de uma espécie não nativa podem ocorrer em qualquer estágio da invasão, afetando diferentes níveis ecológicos, desde indivíduos até ecossistemas (Blackburn et al., 2019; Simberloff, 2011; Sousa et al., 2014). Esses efeitos podem ocorrer tanto no ambiente abiótico, através do transporte de materiais, alterações nas concentrações de nutrientes e na complexidade do habitat (Ehrenfeld, 2010), quanto no ambiente biótico, interferindo na estrutura e composição das comunidades devido, por exemplo, a mudanças nas interações bióticas (Byrnes et al., 2007). A intensidade dos impactos também

pode ser determinada pela interação entre as características da espécie (McMahon, 2002) e as características do novo ambiente (Byers, 2002).

Os engenheiros ecológicos, como os bivalves, modificam fisicamente a estrutura do habitat (Emery-Butcher et al., 2020; Sousa et al., 2009, 2014), e, portanto, quando se tornam invasores, podem ter impactos massivo no ecossistema (por exemplo, deslocando o metabolismo da coluna de água para o domínio inferior de toda a bacia nos Grandes Lagos, Cuhel & Aguilar, 2013). Os bivalves também podem causar diretamente mudanças nas comunidades de fitoplâncton e zooplâncton e nas concentrações de partículas orgânicas e inorgânicas (Marescaux e Falisse, et al., 2016; Marroni et al., 2017), afetando indiretamente os bivalves nativos que competem pelos mesmos recursos. Esses efeitos ecológicos podem ultrapassar o reino aquático e afetar ecossistemas terrestres adjacentes (veja, por exemplo, Bódis et al., 2014; Novais et al., 2015, 2017).

Os bivalves invasores também causam impactos econômicos negativos devido a danos e custos de gerenciamento associados que podem exceder US\$ 60 bilhões entre 1980 e 2020 (Haubrock et al., 2022). Por exemplo, o Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) causou custos econômicos significativos, especialmente no Brasil, onde está presente em pelo menos 33 usinas hidrelétricas ao longo do Rio Paraná e seus afluentes (Borges et al., 2013). A espécie é capaz de contaminar turbinas hidrelétricas, que periodicamente precisam ser desligadas para a remoção dos organismos (Boltovskoy et al., 2015), gerando um custo diário de até US\$ 17.000 por turbina (Netto, 2011, 2013).

Até o momento, revisões sobre bivalves invasores de água doce se concentraram nos gêneros e espécies mais estudados, como o gênero *Dreissena*, em particular o Mexilhão-Zebra *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) e o Mexilhão-Quagga *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) (e.g., Burlakova et al., 2023; Karatayev et al., 2006, 2015; Karatayev & Burlakova, 2022; Strayer, 2009), o Mexilhão-Asiático *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (e.g., Li et al., 2023; Modesto

et al., 2023; Sousa et al., 2008) e o Mexilhão-Dourado *Limnoperna fortunei* (e.g., Burlakova et al., 2023; Darrigran & Damborenea, 2011; Karatayev et al., 2007). Existem também revisões focadas em regiões geográficas específicas e até mesmo em bivalves invasores específicos (e.g., Darrigran & Damborenea, 2011; Karatayev et al., 1997; Orlova et al., 2005; Modesto et al., 2023; Boltovskoy et al., 2023; Karatayev & Burlakova, 2023). Outras revisões específicas concentram-se nos atributos de engenharia do ecossistema de bivalves invasores não indígenas (Sousa et al., 2009), fenômenos de mortalidade em massa (McDowell & Sousa, 2019), disseminação e distribuição, impactos e limites fisiológicos ou ambientais (Crespo et al., 2015; Karatayev et al., 2007), ou visam avaliar impactos econômicos (Haubrock et al., 2022).

Uma outra revisão foi realizada por Sousa et al. (2014) para bivalves invasores em águas doces, focada em impactos e possíveis estratégias de controle, na qual utilizaram artigos publicados até o ano de 2011. As principais diferenças entre a revisão atual e a publicada por Sousa et al. (2014), além de analisar as publicações mais recentes são: (i) a busca abrangerá qualquer espécie de bivalve invasor sem focar a análise nas espécies mais comuns; e (II) Usaremos a Classificação de Impacto Ambiental para Taxas Alienígenas (EICAT, na sigla em inglês) (Blackburn et al., 2014; Hawkins et al., 2015; Volery et al., 2020) para classificar, descrever e discutir mecanismos e impactos de bivalves invasores quando relatados, também avaliando como esses impactos estão sendo estudados.

Nossa atenção está focada em resumir e descrever as características de estudos recentemente publicados. Isso envolve analisar os principais objetivos dos artigos, a localização onde os estudos foram conduzidos (incluindo a extensão geográfica e o habitat onde os bivalves foram encontrados ou estudados), a natureza observacional ou experimental dos estudos, se foram realizados no campo ou laboratório, e a duração dos próprios estudos. Além disso, avaliamos os níveis de evidência ecológica apresentados pelos estudos, as interações de bivalves não nativos com outros organismos e o tipo de interações envolvidas. Acreditamos que essa

abordagem destaca lacunas não abordadas pelas publicações nos permitindo um panorama do conhecimento produzido sobre estes organismos e nos ajuda a direcionar melhor os estudos futuros para bivalves invasores não nativos.

Materiais e Métodos

Uma revisão sistemática de estudos publicados sobre bivalves de água doce invasores não nativos foi conduzida usando o banco de dados *Web of Science* (WoS, Clarivate Analytics, aplicando o protocolo *Preferred Reporting Items for Systematic reviews and Meta-Analyses* (PRISMA) 2020 (Page et al., 2021). Foram utilizadas as seguintes palavras-chave: (bivalv* OR oyster* OR shellfish OR clam) AND (freshwater OR reservoir OR river OR waterway OR lakes OR dam) AND (inva* OR introduced OR alien OR exotic OR non-native OR non-indigenous) NOT (Marine OR Saline OR "salt-water" OR plover) no campo “tópicos”. A busca foi conduzida no período entre janeiro de 2010 e outubro de 2020, nos índices SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH e ESCI. Na fase de triagem, foram lidos os títulos e resumos dos artigos, mantendo aqueles que atendiam aos seguintes critérios de inclusão: (i) o estudo incluía alguma espécie de bivalve de água doce não nativa; (ii) a espécie deve ser mencionada no título ou resumo; e (III) a espécie deve ser destacada nos resultados e análises do estudo, exigindo a inclusão de uma métrica de avaliação, ou seja, a espécie deve ser integral ao estudo, em vez de ser apenas discutida ou introduzida. Apenas publicações escritas em inglês foram incluídas na revisão. Na etapa de elegibilidade, apenas artigos que apresentavam dados primários foram incluídos, excluindo revisões, meta-análises e artigos de modelagem (Figura 1).

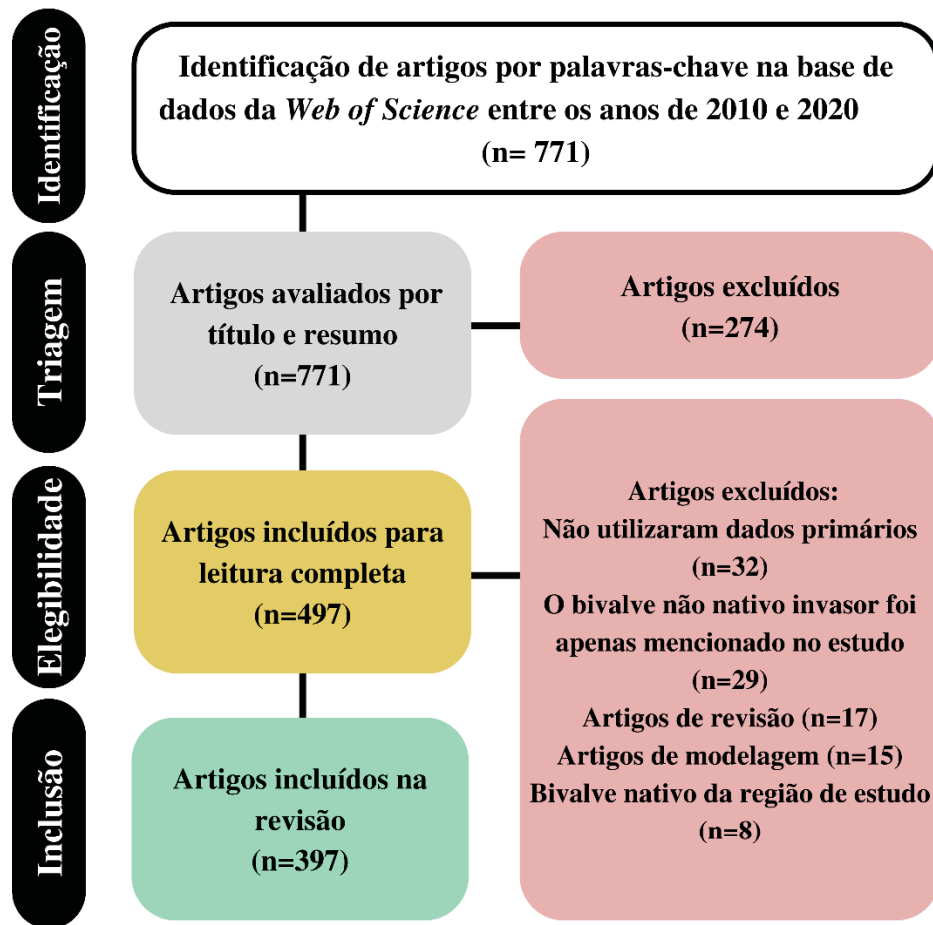


Figura 1: Diagrama para a revisão sistemática de bivalves de água doce não nativos invasores de acordo com os Itens Preferenciais para Relatórios de Revisões Sistemáticas e Meta-Análises (PRISMA) 2020 (Page et al., 2021).

Após a leitura dos artigos selecionados, extraímos as seguintes informações: (I) o principal objetivo do artigo; (II) as espécies de bivalves estudadas; (III) o local onde o estudo foi realizado; (IV) o escopo ou a extensão espacial do estudo; (V) o habitat (rio, lagoa, reservatório, canal, entre outros); (VI) se o estudo foi observacional ou experimental; (VII) se foi conduzido no campo ou laboratório; e (VIII) a duração do estudo. O escopo ou a extensão do estudo foi classificado em cinco categorias com base na área em que as coletas de bivalves foram realizadas: 1 quando a coleta de bivalves ocorreu em apenas um local e ponto; 2 quando as coletas ocorreram em vários pontos por local; 3 quando as coletas ocorreram em vários habitats (mais de um rio, reservatório etc.); 4 quando as coletas ocorreram em múltiplos habitats e em

múltiplos pontos; e 5 quando as coletas foram feitas em diferentes países e em mais de um ambiente (quando coletadas em ambientes de fronteira entre países, foram classificadas como 2 ou 3) (Figura 3B). Para a duração, os estudos foram classificados como pontuais quando houve apenas uma amostragem; curtos quando houve mais de uma amostragem dentro de um ano; médios quando o estudo durou entre 2 e 4 anos de amostragem; e longos quando o estudo durou mais de 5 anos. Para definir as categorias dos principais objetivos dos estudos relacionados a bivalves de água doce não nativos invasores, avaliamos o resumo e a introdução dos artigos nas partes em que os autores descreviam os objetivos do estudo. Geralmente, um único artigo tem mais de um objetivo e por tanto se encaixava em mais de uma categoria de objetivos. Com isso, os objetivos do estudo foram categorizados em 12 áreas principais: Caracterização populacional e individual; Respostas às características ambientais ou parâmetros abióticos; Estudos de comunidades aquáticas; Ocorrência, distribuição ou introdução; Biologia alimentar/dieta/taxa de filtração; Ecotoxicologia ou bioquímica; Controle de bivalves invasores; Biorremediação ou biomonitoramento; Impactos de bivalves não nativos; Interações ecológicas; Genética ou filogenia; Fisiologia, anatomia ou morfologia; e Comparação com bivalves nativos. Para detalhes e exemplos da categorização dos estudos ver material suplementar (Tabela suplementar 1). Também extraímos dos artigos os níveis ecológicos de evidência levantados pelos estudos (Braga et al., 2018).

Quando um artigo relatou qualquer tipo de interação de espécies de bivalves de água doce não nativos invasores com outros organismos, aplicou-se um sistema para identificar a forma como essas interações ocorrem, onde "A" sempre representa uma espécie de bivalve de água doce não nativo invasor, e "B" representa outros organismos. A sequência em que "A" e "B" são mencionados indica qual organismo é impactado pelo outro, sendo o primeiro o agente causador do impacto sobre o segundo. Os símbolos entre as letras referem-se ao tipo de interação, onde "-" é uma interação negativa, na qual o primeiro organismo causa algum dano ao segundo, "+"

é uma interação positiva onde o primeiro organismo beneficia o segundo, e se a interação é indireta, usamos "/". Quando "=" é usado, refere-se a uma interação neutra, onde os organismos coexistem sem danos ou benefícios observados. Por exemplo: A - B, quando o bivalve não nativo exerce um efeito negativo em outro organismo (por exemplo, gloquídeos de bivalves não nativos parasitando um peixe ou bivalves não nativos incrustados em bivalves nativos); B - A, quando o outro organismo se beneficia da interação às custas do bivalve não nativo (por exemplo, usando o bivalve como presa); quando o bivalve afeta indiretamente um segundo organismo negativamente (A -/ B) ou positivamente (A +/ B). E "multidirecional" quando o bivalve afeta simultaneamente mais de um organismo dentro de uma comunidade de maneiras positivas e/ou negativas.

Para definir a origem das espécies de bivalves e as espécies com as quais interagiram, primeiro procuramos informações diretamente no artigo de onde os dados foram extraídos. Se o artigo não indicasse claramente a origem das espécies, usamos as bases de dados MolluscaBase (<https://www.molluscabase.org/index.php>), GBIF (<https://www.gbif.org/>) e EOL Encyclopedia of Life (<https://eol.org/>). Se não conseguíssemos obter essas informações por nenhum desses meios ou em casos em que o artigo apenas citasse o grupo taxonômico ou gênero sem especificar a espécie, classificamos como "NE" (não especificada).

Os impactos foram categorizados de acordo com *Environmental Impact Classification for Alien Taxa* (EICAT), que classifica os impactos negativos com base em 12 mecanismos: competição, predação, hibridação, transmissão de doenças, parasitismo, intoxicação/toxicidade, bioincrustação ou outras perturbações físicas diretas, pastejo/herbivoria/navegação, impacto químico, físico ou estrutural no ecossistema e impactos indiretos por meio da interação com outras espécies (Volery et al., 2020). Além disso, o EICAT distingue cinco níveis de impacto com base no nível organizacional das espécies afetadas: Preocupação Mínima (MC), quando o bivalve não nativo não afeta o desempenho de nenhuma espécie nativa com a qual interage;

Menor (MN), quando afeta o desempenho de pelo menos uma espécie nativa por meio de qualquer um dos mecanismos mencionados acima, mas não afeta o tamanho da população; Moderado (MO), quando causa declínios na densidade das populações de espécies nativas, mas não altera a estrutura das comunidades; Importante (RM), quando causa extinção local ou populacional de pelo menos uma espécie nativa e leva a mudanças reversíveis na estrutura das comunidades; Maciço (MV) quando causa extinção local ou populacional de pelo menos uma espécie nativa e leva a mudanças irreversíveis na estrutura das comunidades; e Dados Insuficientes (DD), quando foi relatado um impacto, mas as informações fornecidas são insuficientes para avaliar o nível de impacto (Blackburn et al., 2014; Hawkins et al., 2015; Volery et al., 2020).

Cada estudo avaliado teve mais de um conjunto de dados extraídos para análise, o que significa que o número de casos relatados é maior do que o número de estudos que foram extraídos e analisados nas estatísticas descritivas. Os estudos também foram avaliados quanto à sua localização usando o Sistema de Informação Geográfica (QGIS) (<http://qgis.osgeo.org>). Para avaliar como os impactos extraídos dos estudos e sua classificação de acordo com o nível proposto pelo EICAT, foi gerado um diagrama de cordas pelo R studio 4.2.2 usando o pacote Circlize (Gu et al., 2014).

Resultados

A busca na WoS resultou em 771 artigos, dos quais 397 atenderam aos nossos critérios de inclusão. Entre os artigos analisados, 81,86% (n=325) estudaram apenas uma espécie de bivalve invasora não nativa, 14,86% (n=59) estudaram duas espécies de bivalves invasoras não nativas, 2,02% (n=8) estudaram três espécies de bivalves invasoras não nativas, e em 1,25% dos artigos (n=5) foram estudadas quatro ou mais espécies de bivalves invasoras não nativas. Os artigos analisados estudaram 16 espécies pertencentes a 5 famílias (Dreissenidae, Sphaeriidae,

Unionidae, Cyrenidae e Mytilidae). As espécies mais estudadas foram *C. fluminea* (n=161) e *D. polymorpha* (117). As espécies, gêneros e frequência estudados nos artigos estão detalhados na Tabela 1.

Tabela 1: Frequência absoluta de espécies de bivalves não nativos nos artigos analisados. As origens das espécies foram confirmadas com base nas bases de dados MolluscaBase (<https://www.molluscabase.org/index.php>), GBIF (<https://www.gbif.org>), Encyclopedia of Life (<https://eol.org>) e GISD (<http://www.iucngisd.org/gisd>).

Ordem	Família	Espécies	Região/país de origem da espécie	Número de artigos
Myida	Dreissenidae	Mexilhão Zebra <i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	Rússia, Turquia, Ucrânia	117
		Mexilhão Quagga <i>Dreissena bugensis</i> (Andrusov, 1897)	Ucrânia	57
		<i>Dreissena carinata</i> (Dunker, 1853) (em alguns artigos citado como <i>Dreissena blanci</i>)	Turquia e Grécia	1
		<i>Dreissena</i> sp.		11
Sphaeriida	Sphaeriidae	<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. Müller, 1774)	República Tcheca, Eslováquia, Alemanha, Dinamarca, Finlândia, Islândia, Noruega, Suécia, Grã-Bretanha e Irlanda.	1
		<i>Euglesa henslowana</i> (Sheppard, 1825) (em alguns artigos citado como <i>Pisidium henslowanum</i>)		1
		<i>Odhneripisidium moitessierianum</i> (Paladilhe, 1866) (em alguns artigos citado como <i>Pisidium moitessierianum</i>)	Holanda, França, Suíça, Áustria, Alemanha	1
		<i>Euglesa supina</i> (A. Schmidt, 1850) (em alguns artigos citado como <i>Pisidium supinum</i>)	República Tcheca, Alemanha, Dinamarca, Finlândia, Noruega e Suécia.	1

		<i>Pisidium</i> sp.		1
		<i>Sphaerium</i> sp.		1
		Mexilhão chinês de lago <i>Sinanodonta woodiana</i> (I. Lea, 1834)	Ásia Oriental	40
		<i>Sinanodonta lauta</i> (E. von Martens, 1877) (em alguns artigos citado como <i>Sinanodonta ovata</i>)	Japão e Coreia do Sul	2
Unionida	Unionidae	Creeper/Squawfoot/Sloughfoot /Strange floater <i>Strophitus</i> <i>undulatus</i> (Say, 1817)		1
		Papershell <i>Potamilus ohiensis</i> (Rafinesque, 1820)	Estados Unidos da América	1
		Mapleleaf <i>Quadrula quadrula</i> (Rafinesque, 1820)		1
		<i>Sinanodonta</i> sp.		1
		<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	China, Coreia e Sudeste da Rússia	161
		<i>Corbicula largillierti</i> (R.A. Philippi, 1844)	China	5
Venerida	Cyrenidae	<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. Müller, 1774)	Noroeste da África, África Oriental, Oriente Médio e Ásia Central	3
		<i>Corbicula</i> sp.		12
		Mexilhão Dourado <i>Limnoperna fortunei</i> (Dunker, 1857)	Sul da China	69

Os países com o maior número de estudos e/ou coletas de bivalves não nativos ou invasivos conduzidos em seus territórios foram: Estados Unidos (n=90), seguido por Portugal (n=42), Brasil (n=39), Argentina (n=35) e Polônia (n=28) (Figura 2).

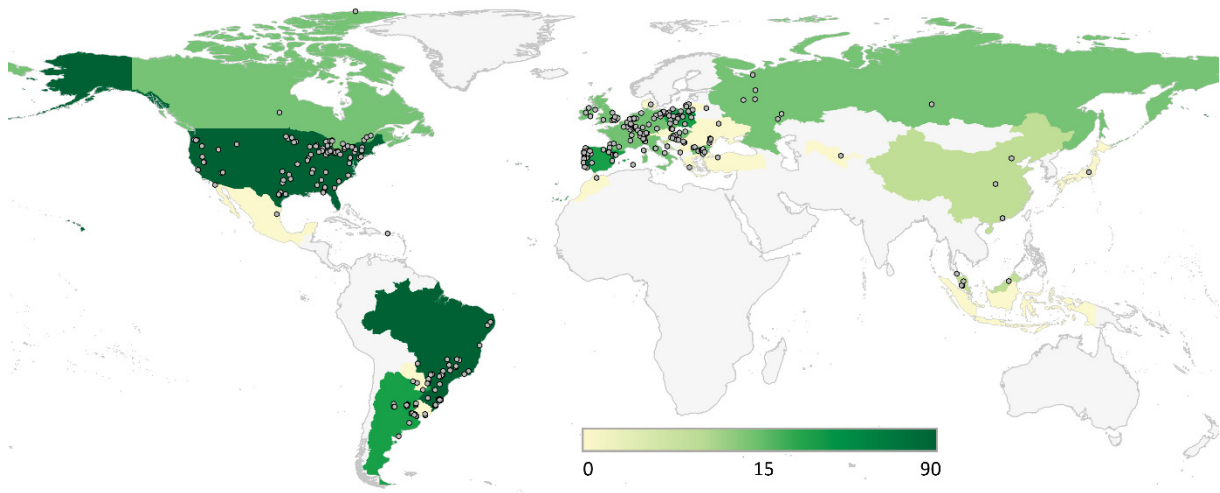


Figura 2: Estudos de bivalves não nativos ou invasivos ao redor do mundo. Os pontos cinza representam uma coordenada geográfica dos estudos e a escala de cores verde representa o número de estudos por país. Países em cinza não tiveram estudos representados em nossa revisão. Gerado pelo Sistema de Informação Geográfica (QGIS) (<http://qgis.osgeo.org>).

Os habitats mais comuns estudados foram rios, que representaram 38,28% (n=152), seguidos por lagos, 21,66% (n=86) e reservatórios, 12,09% dos artigos (n=48). Múltiplos ambientes, ou seja, aqueles com mais de um tipo de habitat por estudo, representaram 9,06% dos artigos (n=36) (Figura 4). A maioria dos estudos foi desenvolvida na categoria de extensão 1 (quando ocorreu em apenas um lugar e em um ponto), totalizando 28,71% dos artigos (n=114), seguida pela categoria 2 (quando ocorreu em mais de um ponto por local) com 27,45% dos artigos (n=109), categoria 3 (quando ocorreu em mais de um habitat) com 16,37% dos artigos (n=68), categoria 4 (quando ocorreu em mais de um habitat e em mais de um ponto) com 14,35% dos artigos (n=55), e 1,51% dos artigos (n=6) foram realizados em mais de um país e em diferentes ambientes (categoria de extensão 5). Estudos que não especificaram a extensão do estudo representaram 11,58% dos artigos (n=46) (Figura 3).

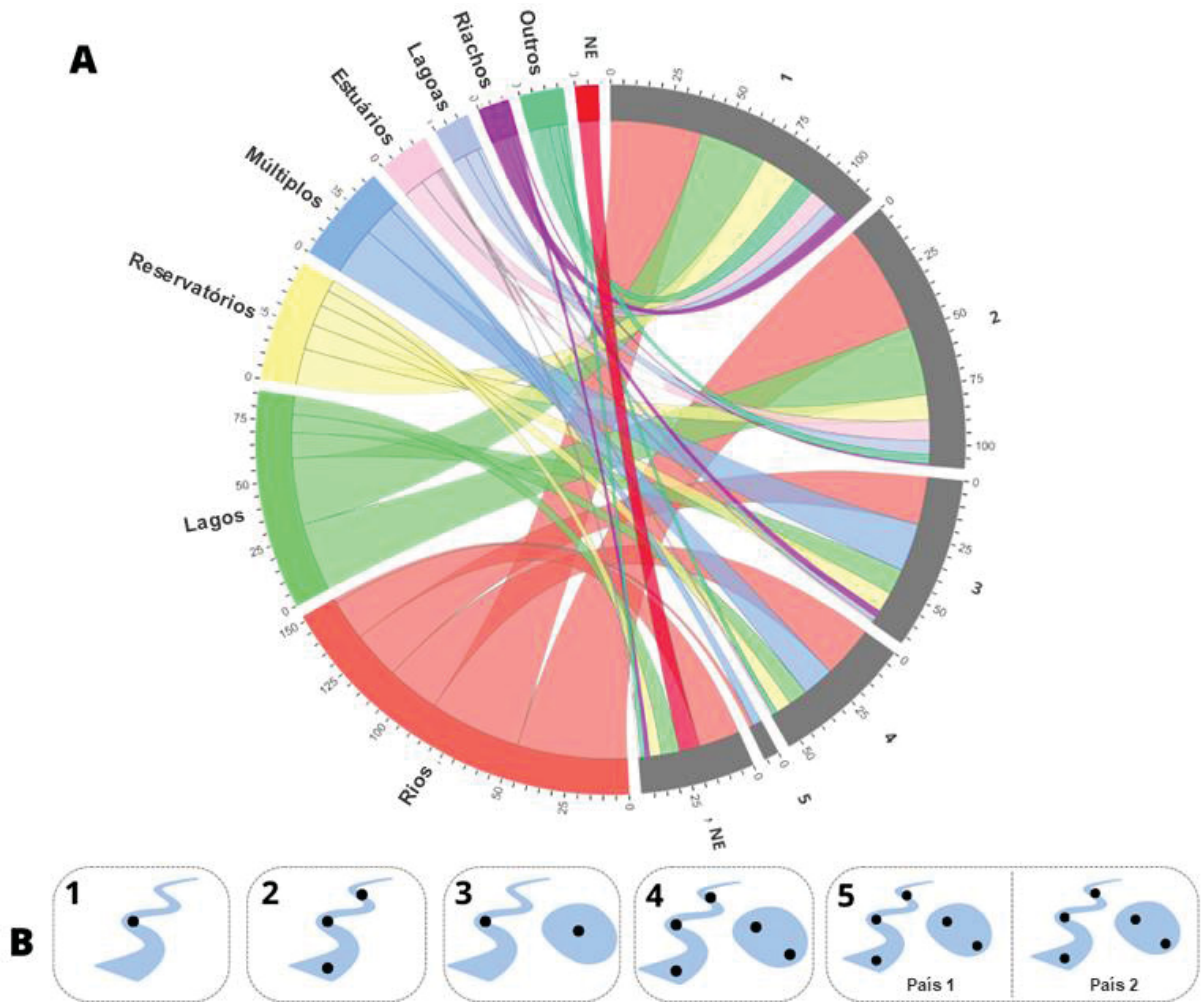


Figura 3: A: Diagrama de cordas do escopo de coleta/estudos por tipo de habitat. B: Extensão dos estudos e/ou coletas: (1) quando ocorreu em apenas um local e em um ponto; (2) quando ocorreu em mais de um ponto por local; (3) quando ocorreu em mais de um habitat (mais de um rio, reservatórios, etc.); (4) quando ocorreu em mais de um habitat e em mais de um ponto; e (5) quando os estudos são realizados em diferentes países e em mais de um habitat; (NE) não especificado.

A maioria dos estudos foi realizada em campo, representando 57,43% dos artigos ($n=228$), seguidos por estudos laboratoriais, que representaram 33% ($n=131$), enquanto estudos que foram desenvolvidos tanto em laboratório quanto no campo (ambos) representaram apenas 9,57% ($n=38$). Estudos observacionais representaram 59,95% dos artigos ($n=238$), enquanto

estudos experimentais representaram 35,52% (n=141), e estudos que associaram experimentos e dados observacionais (ambos) representaram apenas 4,53% (n=18) (Figura 4).

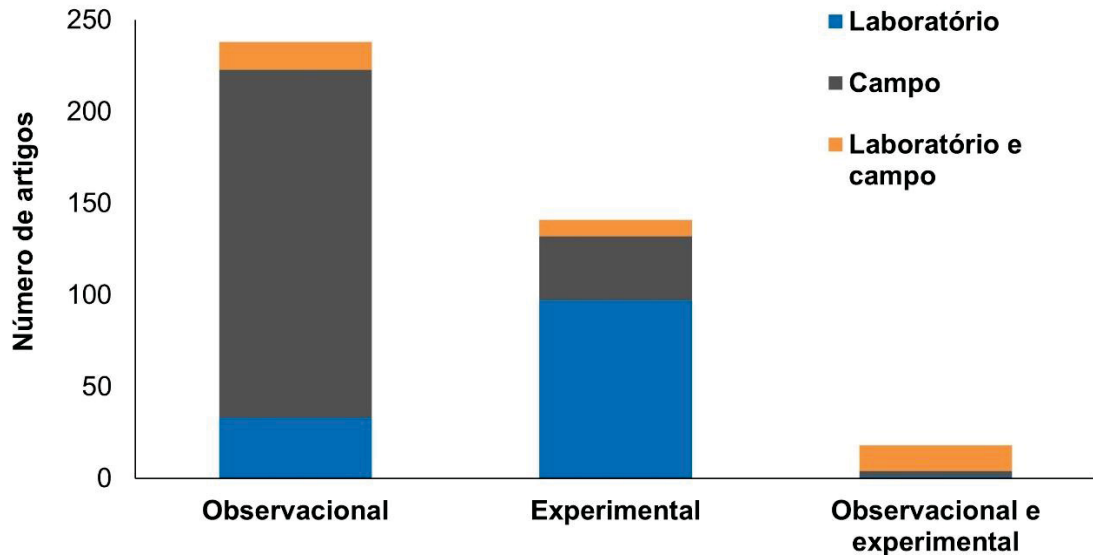


Figura 4: Quantidade de artigos comparando o método de análise (observacional, experimental ou ambos) e local onde foram realizadas (laboratório, campo ou ambos).

Em relação à duração dos estudos, a maioria foi classificada como pontual, com 38,28% dos artigos (n=152), quando apenas uma campanha de coleta é realizada por estudo, seguida por curta, com 30,99% dos artigos (n=123), o que significa mais de uma coleta dentro de um ano, média com 14,35% dos artigos (n=57), que são estudos com duração entre 2 e 4 anos, e finalmente, estudos de longa duração, com mais de 5 anos, totalizaram 10,32% dos artigos (n=41). Quando observamos a proporção de estudos por duração e níveis de impactos encontrados nos estudos, percebemos que estudos de longa duração encontraram mais impactos moderados (MO) (7,31%) e maiores (MR) (7,31%) do que estudos de média (MO=7,01% e MR=0%), curta (MO=5,69% e MR=0,81%) e pontual (MO=5,26% e MR=1,31%) duração. A

não avaliação de impactos foi mais frequente em estudos de menor duração (pontual=76,97%, curta=73,17% e média=84,21%) do que em estudos de longa duração (65,85%) (Figura 5).

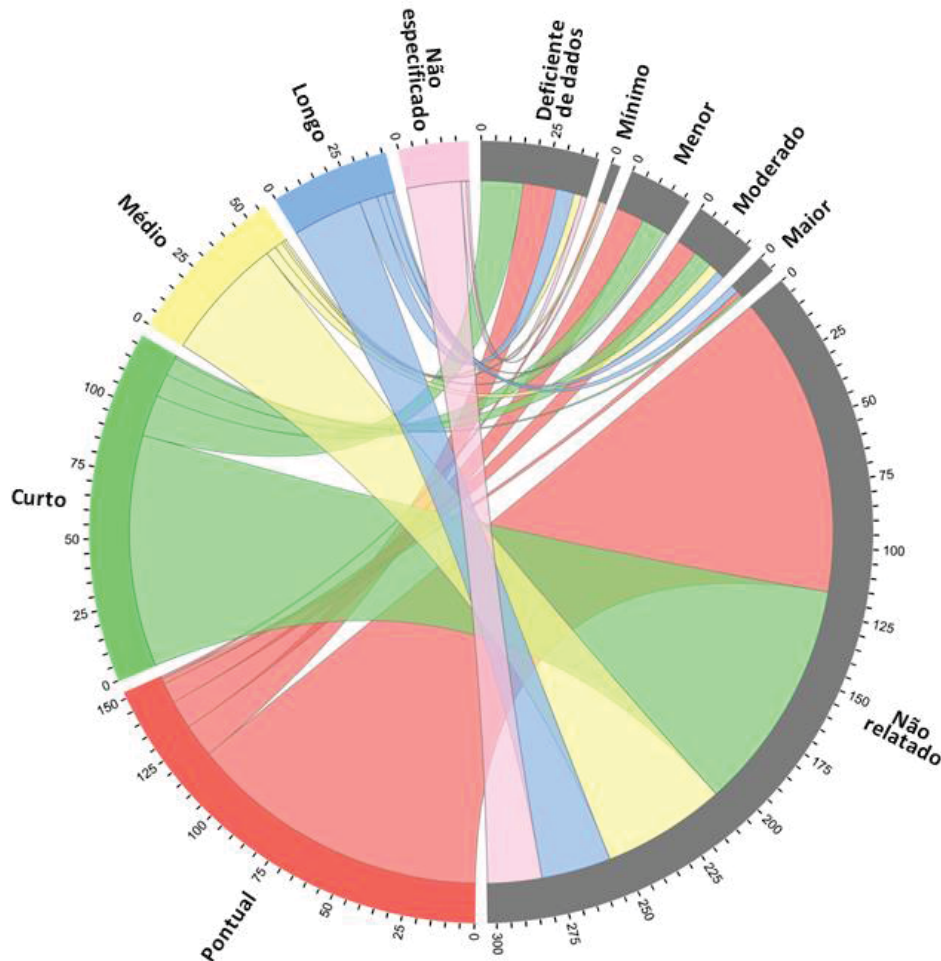


Figura 5: Diagrama de cordas dos níveis de impacto da Classificação de Impacto Ambiental para Taxa Externa (EICAT) e duração dos estudos.

Os estudos abordaram com mais frequência evidências nos níveis individual e populacional, com 200 e 243 artigos, respectivamente, sendo que a maioria dos estudos nesses níveis de evidência foi pontual (n=152 ou 38,28%) ou curta (n=123 ou 30,98%). Os estudos de longo prazo foram minoria (n=41 ou 10,32%) e encontraram mais impactos no nível populacional (n=33 ou 8,31%), seguidos pelo nível do ecossistema (n=16 ou 4,03%) (Figura 6).

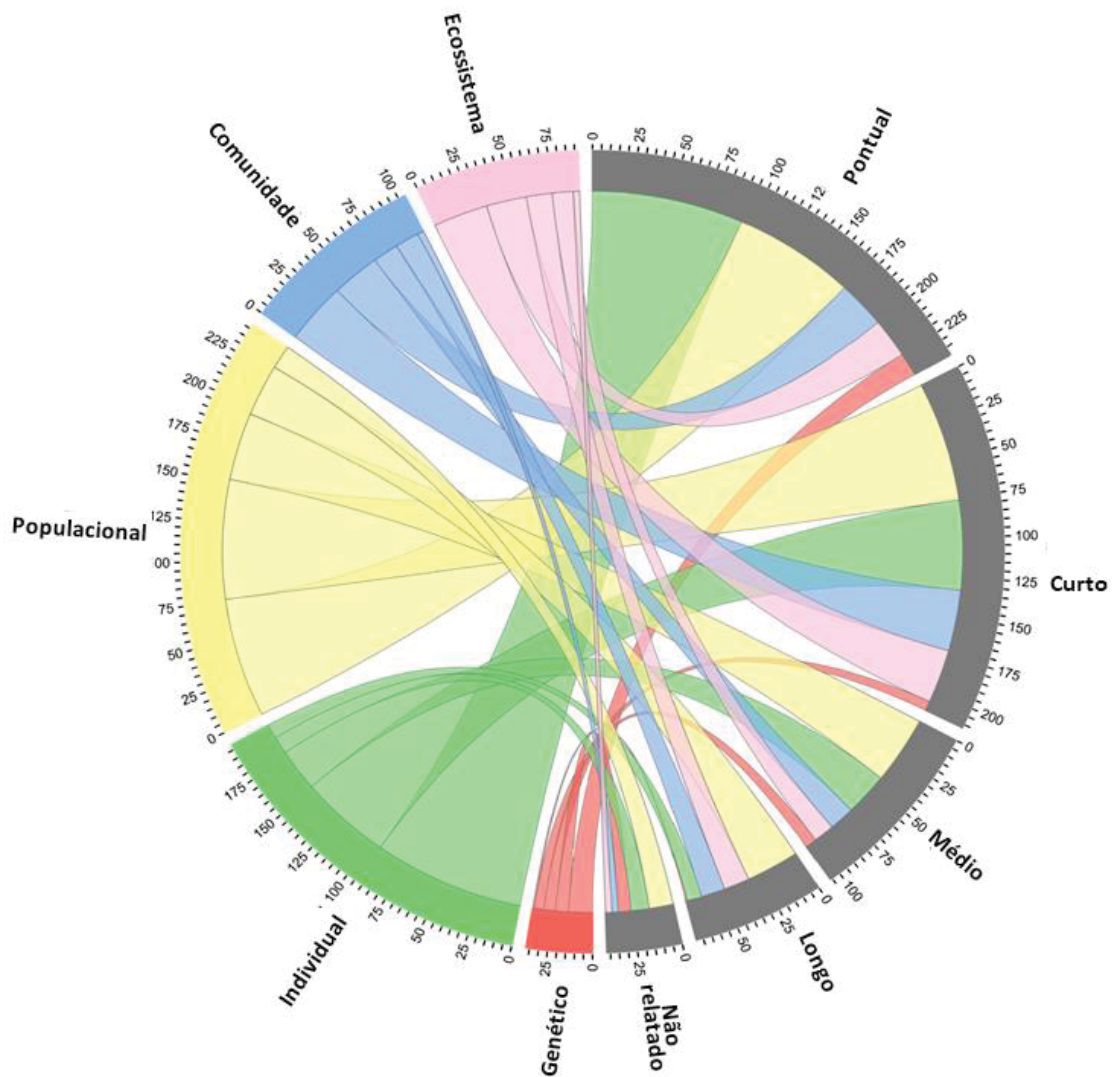


Figura 6: Diagrama de cordas da duração dos estudos por nível de evidência levantado

Quanto aos principais objetivos dos estudos, observamos que a maioria ($n=120$) avaliou interações ecológicas, seguida por estudos que avaliaram parâmetros populacionais, individuais e/ou relacionados à espécie ($n=113$), e artigos que avaliaram características ambientais e/ou resposta a parâmetros abióticos de bivalves ($n=100$). Os objetivos menos frequentes dos estudos estão relacionados à biorremediação/biomonitoramento, comparação com bivalves nativos e controle, correspondendo a 16, 24 e 24 artigos, respectivamente (Figura 7).

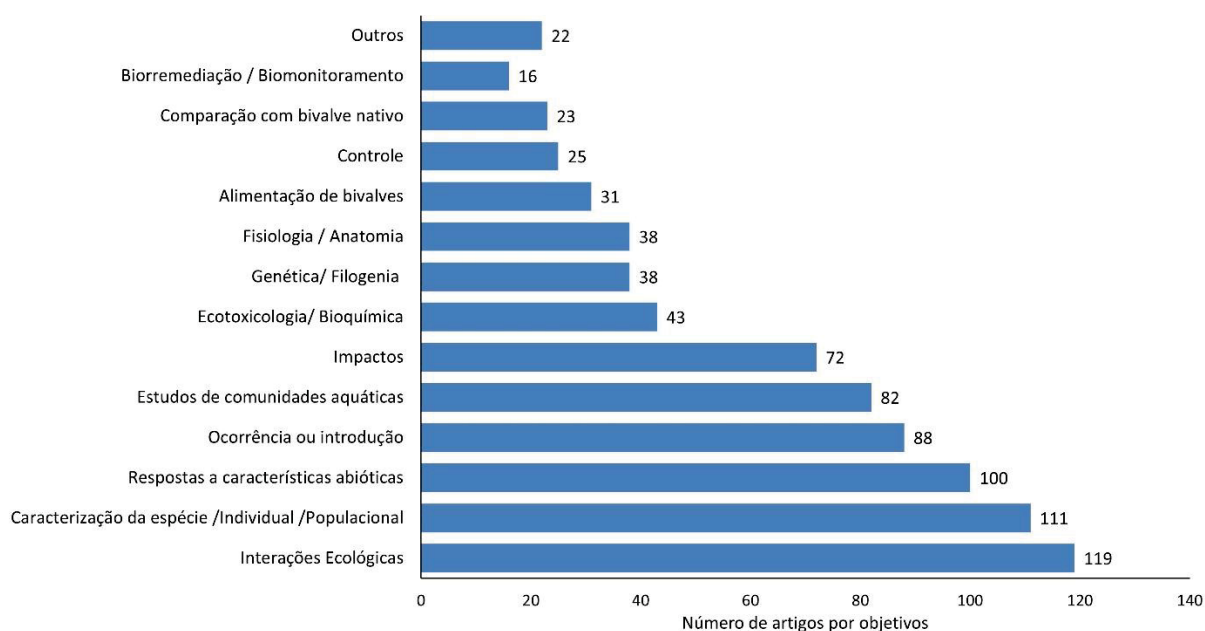


Figura 7: Frequência absoluta dos principais objetivos abordados nos artigos.

As interações entre bivalves não nativos e outros organismos (Tabela 2) foram relatadas em 34,5% dos artigos ($n=137$), com artigos relatando mais de uma interação. Assim, foram relatadas 82 interações com organismos nativos, 42 interações com organismos não nativos ou invasivos, e em 58 interações não foi possível identificar a origem dos organismos estudados, uma vez que muitos estudos abordaram impactos no nível da comunidade e frequentemente citavam apenas os gêneros dos organismos. Foi possível identificar 12 tipos de interações diretas e indiretas entre bivalves invasivos não nativos e outros organismos. Na maioria das interações ($n=60$), o bivalve não nativo afetou diretamente outros organismos negativamente (A - B), seguido por 37 interações nas quais o bivalve não nativo sofreu algum dano direto ao interagir com outros organismos (B - A); 24 interações foram classificadas como multidirecionais. Também identificamos interações em que o bivalve não nativo afetou positivamente outro organismo (A + B) ($n=28$); duas espécies de bivalves não nativos interagiram negativamente (A - A) ($n=8$) ou positivamente (A + A) ($n=2$); outro organismo afetou positivamente o bivalve não nativo (B + A) ($n=4$); o bivalve não nativo afetou

indiretamente outro organismo negativamente (A -/ B) (n=4) ou positivamente (A +/ B) (n=9) ou afetou positivamente outro bivalve não nativo (A +/ A) (n=1); outro organismo afetou indiretamente o bivalve não nativo positivamente (B +/ A) (n=3); e, finalmente, interações neutras entre outro organismo e o bivalve não nativo (A = B) (n=2).

Tabela 2: Interações entre bivalves não nativos e outros organismos. Origem não especificada (ONE). Para as interações, "A" representa sempre uma espécie de bivalve não nativo ou invasora, e "B" representa outros organismos. A ordem em que "A" e "B" aparecem aponta quem afeta o outro, e entende-se que a primeira letra que aparece é aquela que age sobre a segunda. Os símbolos entre as letras referem-se ao tipo de interação, onde "-" é uma interação negativa na qual o primeiro organismo causa algum dano ao segundo, "+" é uma interação positiva onde o primeiro organismo beneficia o segundo, e se a interação for indireta, utilizamos "/". Quando "=" é utilizado, refere-se a uma interação neutra, onde os organismos coexistem sem danos ou benefícios observados. E "multidirecional" quando o bivalve afeta simultaneamente mais de um organismo dentro de uma comunidade de maneiras positivas e/ou negativas.

Tipo de interação	Interação com organismos nativos	Interação com organismos não nativos	Interações com organismos ONE
A – B	37	10	13
B – A	24	6	7
A + B	8	5	15
A – A	0	8	0
B + A	1	3	0
A + A	0	2	0
A = B	2	0	0
A +/ B	2	3	4
A - / B	3	0	1
B +/ A	0	3	0

A +/- A	0	1	0
Multidirectional	5	1	18

Em 23,67% dos artigos (n=94), foram relatados impactos causados por bivalves não nativos de água doce. Utilizando a classificação EICAT, os mecanismos de impacto encontrados foram: Impactos indiretos por meio da interação com outras espécies (n=51), Impacto estrutural no ecossistema (n=19); Impacto químico (n=33); Impacto físico (n=23); Bioincrustação ou outro distúrbio físico direto (n=18); Parasitismo (n=3); Predação (n=12); Competição (n=8); e Pastejo / navegação (n=16). Entre os artigos que analisaram os impactos, 43,61% (n=41) tiveram impactos classificados como deficientes em dados, seguidos por artigos (n=22) cujos impactos foram classificados como moderados, e artigos (n=22) nos quais os dados foram classificados como de menor preocupação. Em 6 artigos, os impactos foram classificados como de maior preocupação. Por fim, em apenas 3 artigos, os impactos foram classificados como de preocupação mínima. Na Figura 8, temos a distribuição dos tipos de impacto em relação aos níveis de impacto encontrados nos artigos, de acordo com a classificação EICAT.

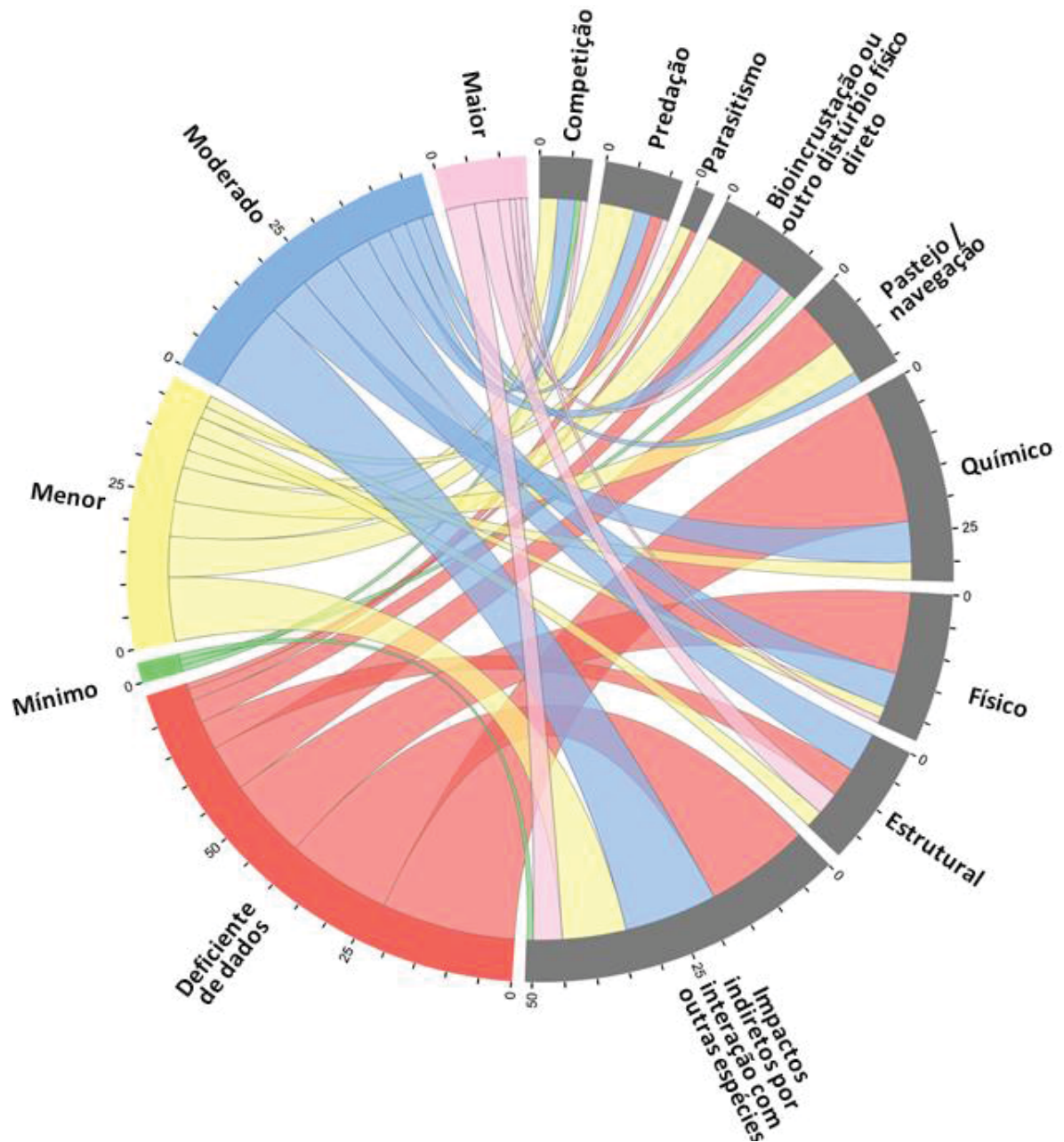


Figura 8: Diagrama de cordas do número total de artigos incluídos nesta fase de revisão (n=94) onde os mecanismos de impacto foram calculados em relação aos níveis de impacto de acordo com a Classificação de Impacto Ambiental para Taxa Externa (EICAT). Um único estudo pode ter mais de um mecanismo e, portanto, mais de um nível de impacto.

Discussão

O fenômeno da distribuição geográfica limitada e das espécies “*poster child*”

Os bivalves invasores estão cada vez mais presentes em diversos ambientes, mas as publicações ainda seguem uma área geográfica restrita. A maioria dos estudos sobre invasões concentra-se em países desenvolvidos e regiões temperadas (Bellard & Jeschke, 2016; Vázquez & Aragón, 2002), embora existam mais países em desenvolvimento, e estes tenham uma biodiversidade aquática muito maior (Lövei & Lewinsohn, 2012; Vitule et al., 2012, 2019). Os nossos resultados destacam que os impactos das espécies de bivalves invasoras não nativas podem ser subestimados ou muitas vezes ignorados, especialmente em regiões tropicais, e que mais investigações precisam ser feitas. Esta conclusão é recorrente para estudos sobre biodiversidade (Titley et al., 2017) e tem implicações importantes, especialmente para países megadiversos, onde agendas políticas e recursos financeiros limitados criam gargalos para avaliações da biodiversidade e implementação de ações de conservação eficazes (Barbosa et al., 2021; Lövei & Lewinsohn, 2012; Vitule et al., 2017). Por termos percepções complexas sobre invasões biológicas, nossas perspectivas influenciam as decisões de manejo de invasões (Shackleton et al., 2019), e muitas vezes só agimos quando os impactos causados pelos invasores são proeminentes e as populações invasoras estão bem estabelecidas, dificultando o seu controle. Isto é especialmente verdadeiro para ecossistemas aquáticos, onde os impactos da invasão permanecem invisíveis debaixo d’água por algum tempo (Vitule, 2009). Portanto, revisões sistemáticas como esta são muito importantes para sintetizar resultados de pesquisas (Foo et al., 2021).

Embora os bivalves estejam entre os táxons mais ameaçados do mundo (Lopes-Lima et al., 2018), quando se tornam invasores, devido aos seus impactos potenciais, acabam sendo alvo relevante de pesquisa. Nesta revisão, observamos que *C. fluminea* foi a espécie mais estudada, seguida por *D. polymorpha*, ambas reconhecidas como invasoras altamente agressivas em nível global (Karatayev et al., 2002, 2006). Estas espécies possuem um histórico de introduções

antigas, abrangendo países da América do Norte e da Europa (Sousa et al., 2014), que tendem a ter mais recursos para pesquisas e, conseqüentemente, maior número de estudos publicados. Além disso, ambas as espécies causam impactos significativos tanto ecológicos (Nalepa & Schloesser, 2013; Novais et al., 2016; Sousa et al., 2011a) quanto econômicos (Connelly et al., 2007; Nakano & Strayer, 2014; Haubrock et al. al., 2022).

No entanto, a importância da investigação de *C. fluminea* e *D. polymorpha* sugere que o conhecimento dos impactos negativos de outras espécies de bivalves não nativas e invasoras pode ser subestimado devido à falta de estudos. O conhecimento sobre invasões tem sido limitado por fortes tendências taxonômicas que acabam criando “*poster child*” e resultando em representantes desproporcionalmente bem estudados para cada filo (Watkins et al., 2021). Os bivalves de água doce compreendem mais de 1200 espécies distribuídas em grupos taxonômicos e biológicos distintos (Lopes-Lima et al., 2018). Somente nesta revisão, encontramos 16 espécies de bivalves não nativos, e em uma revisão anterior, Sousa et al., (2014), encontrou 21 espécies, mas focou nas espécies invasoras mais comuns (*C. fluminea*, *D. bugensis*, *D. polymorpha*, *L. fortunei* e *S. woodiana*), pois observaram que outras espécies, embora introduzidas em diferentes partes do mundo, ainda não são consideradas uma ameaça porque seus impactos ecológicos ou econômicos não foram descritos ou permanecem desconhecidos, mas que pode tornar-se problemático num futuro próximo. Observamos também que as publicações para estas espécies não se destacaram nos últimos anos, o que reforça o alerta para a necessidade de aprofundar o nosso conhecimento sobre estas espécies. Isto acaba sendo prejudicial aos objetivos de conservação, pois as medidas de controle e manejo são tomadas com base em informações que não representam o conjunto geral das espécies e seus impactos. É igualmente importante considerar a potencial transferência de conhecimento de espécies extensivamente estudadas para aquelas que receberam menos atenção. Por vezes, partimos do pressuposto de que espécies que partilham semelhanças, como *D. polymorpha* e *L.*

fortunei, podem apresentar impactos ecológicos e econômicos comparáveis. No entanto, esta presunção pode não ser necessariamente verdadeira. Além disso, os efeitos ecológicos de uma espécie invasora podem variar significativamente dependendo do contexto ambiental (Catford et al., 2022). Uma espécie pode gerar impactos substanciais num local sem ter nenhum efeito discernível noutro, principalmente devido a diferenças nas características abióticas e/ou bióticas (Simberloff et al., 2013). Portanto, é fundamental ter em conta os impactos ao nível da população, em vez de fixar apenas o nível da espécie. Isto sublinha a necessidade de aprofundar a nossa compreensão das espécies menos estudadas, se quisermos avaliar com precisão estes impactos negativos. Entendemos que esse viés está ocorrendo para determinadas espécies devido à magnitude de seus efeitos. No entanto, isto leva-nos a questionar até que ponto estes efeitos são de fato maiores devido às características das espécies que os causam, ou porque estamos a marginalizar espécies que não recebem a mesma visibilidade que os “*poster child*” e, como resultado, estão perdendo oportunidades de publicação em periódicos de alto impacto. Podemos também referir que as agências de financiamento também precisam de ter em conta este fenómeno e em vez de financiarem sempre as mesmas espécies (por vezes para realizar repetidamente o mesmo tipo de estudos) será importante que espécies não nativas menos carismáticas também recebam algum financiamento.

Alguns estudos relataram a presença simultânea de mais de uma espécie de bivalves não-nativos no mesmo ambiente (e.g., Barrett et al., 2017; Martinovic-Vitanovic et al., 2013, entre outros). No entanto, a maioria dos estudos utilizou uma única espécie de bivalve não nativa como indicador de invasão. Não está claro se existem poucas espécies de bivalves em cada ecossistema devido ao potencial de competição entre espécies, causando exclusão (e.g., Balogh et al., 2018; Wawrzyniak-Wydrowska et al., 2019), ou se os investigadores limitam o seu foco e acabam negligenciando outras espécies não nativas presentes, mas acreditamos que esta segunda hipótese seja a mais provável.

Certamente, existem artigos e outras formas de reportagens relacionadas ao tema que nossa pesquisa não conseguiu abranger. Por exemplo, pesquisas que não podem ser publicadas em grandes periódicos por falta de interesse em publicar trabalhos regionais ou com espécies menos carismáticas. Há também a questão linguística, uma vez que muitos países não falam inglês e muitos pesquisadores, especialmente de países em desenvolvimento, não têm acesso a traduções de qualidade (Aydin et al., 2023; Jain et al., 2022). No entanto, isto não diminui o mérito e a fiabilidade dos dados desta revisão sistemática, uma vez que se baseou numa amostra imparcial de evidências disponíveis para refletir o estado do nosso conhecimento sobre um tópico (Foo et al., 2021). Além disso, utilizámos uma amostra de publicações globais sobre bivalves de água doce invasores não nativos de uma base de dados fiável e amplamente utilizada, a *Web of Science* (Gusenbauer & Haddaway, 2020).

O delineamento dos estudos pode criar vieses na compreensão das espécies invasoras

Na presente revisão, rios, lagos e reservatórios foram os habitats mais estudados. A densidade populacional humana é maior perto de lagos, rios e estuários, o que os torna mais vulneráveis a perturbações humanas em várias escalas (Janse et al., 2015; C. E. Williamson et al., 2008). Estressores antropogênicos que causam alterações nos ambientes aquáticos, especialmente em rios e lagos, são responsáveis pela perda de biodiversidade (Janse et al., 2015) e pela introdução de espécies não nativas (Hufbauer et al., 2012; Johnson et al., 2008). Portanto, esses ambientes são mais suscetíveis à alta pressão de propágulos, que se refere ao esforço de introdução, abrangendo tanto o número total de indivíduos introduzidos quanto o número de tentativas de introdução (Simberloff, 2009). Este fator é fundamental para o sucesso do estabelecimento de espécies invasoras não nativas e aumenta a probabilidade de dispersão (Lockwood et al., 2005). Portanto, espera-se que estes ambientes estejam entre os mais estudados em termos de invasões de bivalves, pois esperamos que quanto maior a atividade antrópica, maior a taxa de invasões biológicas (Hufbauer et al., 2012). Em ambientes aquáticos, a alta conectividade favorece a

dispersão e o estabelecimento de espécies não nativas (Bozelli et al., 2015; Havel et al., 2015; Skaer Thomason et al., 2018). Por exemplo, a espécie invasora *L. fortunei* foi encontrada em maior densidade em lagos permanentemente conectados a rios do que em lagos isolados, indicando que a conectividade entre ambientes favorece sua dispersão e aumenta sua pressão de propágulos (de Amo et al., 2021).

Nesta revisão, observamos um viés em favor de estudos que utilizassem escalas menores e pontuais. Esse viés pode limitar a compreensão da dinâmica populacional e até mesmo dos impactos, que dependem do contexto ambiental e diferem entre espécies e habitats (Ricciardi et al., 2013; Ricciardi & Atkinson, 2004). Por exemplo, numa meta-análise de dados publicados de 47 locais, Ward e Ricciardi (2007) observaram que o impacto dos bivalves *Dreissena* é maior em sedimentos finos do que em substratos rochosos. Isto se deve ao fato de que as manchas de mexilhão são colonizadas por fauna móvel que geralmente não consegue ocupar sedimentos finos. Porém, na presença de mexilhões, estas espécies conseguem ocupar áreas que antes eram inabitáveis (Ward & Ricciardi, 2007). Isto pode levar a alterações na estrutura da comunidade de macroinvertebrados e, por exemplo, diminuir a eficiência de predação de algumas espécies de peixes (Beekey et al., 2004; Bódis et al., 2014b; Burlakova et al., 2012). Esta diferença no impacto pode não ter sido percebida se os autores não tivessem coberto uma ampla gama de habitats e condições ambientais. A percepção da importância dos fatores bióticos versus abióticos para os processos ecológicos também é influenciada pela escala. Geralmente, estudos de pequena escala indicam uma maior importância da competição, e estudos de grande escala enfatizam os controles abióticos (Jackson et al., 2001). Além disso, tem havido uma escassez de estudos transnacionais, o que é uma lacuna significativa, uma vez que existem muitos lagos ou bacias hidrográficas partilhadas por diferentes países. Portanto, existe uma necessidade premente de aumentar o número de estudos transnacionais para avaliar os impactos em escalas espaciais apropriadas, mesmo porque a propagação das espécies não reconhece os limites

criados pelo homem. Portanto, é crucial promover uma maior cooperação entre os países que partilham ecossistemas aquáticos.

Os artigos analisados focaram principalmente nos efeitos nos níveis individual e populacional, uma preferência muitas vezes motivada pela facilidade de coleta de dados e pela maior conveniência de manipulação em experimentos de laboratório ou de campo. Por outro lado, os níveis da comunidade e do ecossistema têm recebido menos escrutínio. Isto deve-se em parte ao desafio adicional inerente à manipulação de sistemas comunitários ou ecossistemas, mesmo quando comunidades simplificadas são utilizadas para avaliar processos ecológicos específicos. Esta maior complexidade torna a interpretação da maioria dos resultados quase inatingível. Numa revisão sistemática da hipótese do colapso invasivo (quando as interações positivas entre espécies não nativas facilitam a invasão umas das outras e aumentam os seus efeitos) também foi observado que 88% dos estudos foram baseados em dados individuais e populacionais (Braga et al., 2018). No entanto, aspectos importantes da biologia da invasão, como a homogeneização biótica e o colapso invasivo, são fenômenos observados no nível da comunidade (Shea, 2002; Simberloff, 2004). O estabelecimento e o crescimento populacional de espécies não nativas dependem de oportunidades que são parcialmente estabelecidas pelas características da comunidade local. Estas oportunidades definem condições que podem facilitar invasões em termos de recursos, inimigos naturais e ambiente físico, onde as interações entre estes fatores variam no tempo e no espaço (Shea, 2002). A evidência ao nível do ecossistema também foi pouco abordada, embora muitos dos efeitos relatados tenham potencial para impactar a este nível, dado que os bivalves são considerados engenheiros do ecossistema e podem alterar as características de uma vasta área (Fernandes et al., 2020; Sousa et al., 2009). Estudos envolvendo ecossistemas inteiros são complexos, demorados, muito difíceis de manipular, mesmo usando comunidades simplificadas ou avaliando apenas alguns processos e funções dos ecossistemas, e requerem mais investimento logístico e financeiro, mas são

essenciais para compreender os efeitos das invasões a um nível ecológico de escalas mais amplas.

Grande parte dos artigos utilizou apenas dados observacionais e de campo. Esses tipos de estudos são geralmente conduzidos em maior extensão espacial e/ou temporal do que os estudos experimentais e podem, portanto, ter um maior potencial de generalização. No entanto, muitas vezes não é possível dissociar causa e efeito (Bauer, 2012; MacDougall & Turkington, 2005), uma vez que as diferenças observadas podem ser devidas ao impacto da própria invasão, ou a invasão pode ser um sintoma secundário de uma perturbação no sistema que pode ter alterado a biodiversidade ou os processos ecossistêmicos (ver o paradigma do condutor e do passageiro descrito por MacDougall & Turkington, 2005). Além disso, em sistemas invadidos por mais de uma espécie, geralmente não é possível determinar a contribuição relativa de cada espécie para os efeitos observados (Stricker et al., 2015). Um exemplo de estudo que conseguiu combinar abordagens experimentais e observacionais, trabalhando em campo e em laboratório, foi o trabalho desenvolvido por Ferreira-Rodríguez et al. (2018), que demonstraram impacto negativo no bivalve nativo *Unio delphinus* devido à competição com o bivalve invasor *C. fluminea*.

Nesta revisão, a maioria dos estudos utilizou uma abordagem curta ou pontual, e apenas uma minoria eram estudos longos (com mais de 5 anos de duração). Os efeitos de muitos invasores mudam ao longo do tempo (Cassey et al., 2018; Iacarella et al., 2015), podendo apresentar uma fase aguda após sua chegada, seguida de uma fase crônica que ocorre após diversos processos ecológicos e evolutivos (Strayer et al., 2006). De qualquer forma, dada a elevada dependência do contexto das invasões biológicas, é possível uma miríade de trajetórias relativas ao impacto ao longo do tempo. Por exemplo, numa lagoa costeira no sul do Báltico, entre 2015 e 2017, duas espécies de bivalves do género *Dreissena* apresentaram grandes flutuações na abundância e biomassa entre meses de um ano e entre anos, que foram associadas a variáveis ambientais

(Strayer et al., 2006). Assim, estudos curtos podem não ser suficientes para compreender os efeitos variáveis dos invasores e podem ser influenciados pelo momento da invasão quando os dados são coletados (Strayer et al., 2006).

Estudos de média e longa duração recolheram evidências a nível da comunidade e do ecossistema com mais frequência do que estudos de curta duração, que por sua vez recolheram mais dados a nível genético e individual. Faz sentido que estudos mais longos forneçam evidências a níveis ecológicos mais elevados, uma vez que as mudanças nas comunidades e nos ecossistemas podem levar mais tempo a serem percebidas e resultarem de impactos cumulativos nestes níveis mais baixos (Strayer et al., 2006).

Nesta revisão, observamos uma série de vieses metodológicos relacionados à predominância de poucas espécies nos estudos, aos ambientes e escalas espaciais e temporais onde os bivalves invasores foram estudados e aos níveis ecológicos onde as evidências foram mais abordadas. Estes resultados são importantes porque a metodologia específica utilizada aumenta o seu poder explicativo (Born et al., 2005). Assim, um grande desafio para a ciência das invasões é que a informação é frequentemente tendenciosa taxonomicamente, geograficamente ou metodologicamente (e.g., Braga et al., 2020; Heger et al., 2013).

Invasores bivalves: uma ameaça baixa ou altamente subestimada?

Apesar de serem invasores com reconhecidos impactos ecológicos e elevados custos económicos (Cuthbert et al., 2022; Haubrock et al., 2022; Sousa et al., 2014), apenas 25 estudos nesta revisão analisaram possíveis formas de manejo. Avaliar os impactos em múltiplas escalas e integrar os custos económicos, ecológicos e sociais é fundamental para uma gestão abrangente e eficiente dos bivalves invasores não nativos (Gallardo et al., 2019).

A capacidade de biomonitoramento (e.g., Benito et al., 2017; Mincey, 2019) e biorremediação (e.g., Domingues et al., 2020; Ferreira et al., 2018) de bivalves invasores não nativos também foi analisada em alguns estudos principalmente usando *D. polymorpha* e *C. fluminea*. Este tipo

de estudos esteve entre os menos frequentes, provavelmente devido às suas aplicações controversas. Embora muitos bivalves sejam filtradores que podem bioacumular e concentrar poluentes microbiológicos e químicos em seus tecidos (Magni et al., 2015), o uso de bivalves nativos deve sempre ser priorizado para evitar a introdução e proliferação de bivalves não nativos. Estudos comparativos entre bivalves nativos e não nativos apontam para uma maior resistência dos invasores aos poluentes (e.g., Bielen et al., 2016; El Haj et al., 2019) e ao stress térmico (e.g., Bielen et al., 2016; Ferreira- Rodríguez, Ayres, et al., 2018).

Ao analisar as interações de bivalves invasores não nativos, observamos que uma parcela substancial teve impactos negativos na biota nativa (muitos com bivalves nativos), tanto diretamente (e.g., Ožgo et al., 2020; Strayer & Malcom, 2018) quanto indiretamente (e.g., Feniova et al., 2015; Thompson et al., 2017). Os impactos das espécies invasoras sobre as espécies nativas dependem da capacidade das espécies de competir por recursos (Blindow et al., 2016; Michelan et al., 2018), mas não param por aí. Estudos relatam danos além da competição, como *D. polymorpha* incrustando as válvulas de uma espécie nativa, *Pseudanodonta complanata*, prejudicando sua capacidade de ancoragem, causando deformidades na concha, afetando o fechamento da válvula e a atividade de filtração, levando ao declínio populacional (Ožgo et al., 2020). Entre vários estudos que demonstram os efeitos adversos dos bivalves invasores não nativos nos seus homólogos nativos (e.g., Sousa et al., 2011b; Pilotto et al., 2016; Bódis et al., 2014c), isto reforça a ameaça significativa que os bivalves invasores representam para a biodiversidade dos bivalves nativos.

A segunda interação mais frequente foi a de organismos que causaram danos a bivalves não nativos, por exemplo, a predação do bivalve invasor por nativos (e.g., Godoy et al., 2018; González-Bergozoni et al., 2020) e não nativos (e.g., Ferreira-Rodríguez, Ayres, et al., 2018; Gonçalves et al., 2017). À primeira vista, pode parecer benéfico ter bivalves não-nativos como recurso alimentar adicional para as populações nativas, mas isto normalmente torna-se um

problema. Por exemplo, a invasão de *L. fortunei* promoveu mudanças na dieta dos peixes e modificou o fluxo natural de carbono através das teias alimentares (González-Bergozoni et al., 2020). Além disso, a entrada e o fluxo de outros materiais, como contaminantes, podem ser alterados pela invasão de bivalves, como é o caso da invasão do Mexilhão Zebra no Hemisfério Norte (Orlova et al., 2004).

Também houve interações positivas entre espécies não nativas, com bivalves não nativos diretamente (e.g., Marescaux et al., 2016; Pandolfi et al., 2020) ou indiretamente (e.g., Burlakova et al., 2014; Linares et al., 2017) beneficiando outros organismos não nativos, bem como com outros organismos não nativos diretamente (e.g., Holbrook et al., 2020; Yohannes et al., 2018) ou indiretamente (e.g., Rezende Ayroza et al., 2020; Yohannes et al., 2018) ou indiretamente (e.g., Rezende et al., 2019; Stanković & Ternjej, 2010) beneficiando bivalves não nativos. Quando tais interações positivas ocorrem entre espécies não nativas, elas aumentam a probabilidade de sobrevivência e podem levar a um maior impacto na comunidade receptora (Simberloff & Von Holle, 1999). Isto destaca a importância de avaliar a presença de múltiplas espécies invasoras dentro de uma comunidade. A maioria dos estudos identificou e descreveu interações com uma única espécie. No entanto, estudos mais abrangentes demonstraram que os efeitos dos bivalves não nativos são altamente variáveis, pois podem favorecer algumas espécies e ser prejudiciais para outras dentro da mesma comunidade (multidirecional) (e.g., Sakharova et al., 2018; Sampaio & Rodil, 2014). Isto cria um efeito cascata, uma vez que afetar as populações podem subsequentemente afetar as comunidades, o que por sua vez pode alterar o ecossistema e as suas funções (Cucherousset & Olden, 2011; Strayer, 2012).

Os impactos indiretos através da interação com outras espécies foi o mecanismo mais frequente relatado nos artigos analisados na presente revisão. Este mecanismo foi identificado quando o bivalve era comido e provocava alterações nas dietas dos peixes (e.g., González-Bergozoni et

al., 2020) através da sua alimentação seletiva (e.g., Bolam et al., 2019), ou quando provocava alterações na estrutura do meio ambiente (Mills, 2019) e com isso, através de um efeito cascata, alterou a estrutura das comunidades onde estava inserido. No entanto, muitas espécies invasoras de engenharia de ecossistemas, como os bivalves, afetam diretamente as características do ambiente (Crooks, 2002) sem a mediação de mudanças nas populações ou comunidades na região invadida (Strayer, 2012). No entanto, se tiverem ocorrido alterações abióticas significativas, é altamente provável que estas alterações tenham subsequentemente impacto nas populações e comunidades, uma vez que certas espécies serão favorecidas enquanto outras serão desfavorecidas, considerando este novo contexto abiótico. Assim, podemos inferir nestes casos que toda interação, independente da direção do efeito entre bivalves invasores e outros organismos, representa um potencial impacto negativo. Um quarto dos artigos identificou algum tipo de impacto relacionado a bivalves invasores. A maioria dos impactos esteve associada a alterações diretas do habitat, tais como alterações químicas, físicas e estruturais no ambiente, o que é consistente com a expectativa de que os bivalves invasores são importantes engenheiros do ecossistema (Fernandes et al., 2020; Novais et al., 2016; Sousa et al., 2011a). No entanto, quase metade dos estudos não forneceu informações suficientes para avaliar o nível de impacto, uma vez que não foram concebidos especificamente para a classificação EICAT. Nestes estudos foi observada alteração com a presença do bivalve, mas não foi demonstrado impacto negativo na biota nativa. Por exemplo, estudos que associaram bivalves a impactos químicos e/ou físicos no ambiente (e.g., Karatayev et al., 2018; F. Williamson & Ozersky, 2019), e mesmo estudos em que os bivalves interagiram com outros organismos, mas não demonstraram efeitos negativos sobre indivíduos, populações ou comunidades (e.g., Dzierżyńska-Białończyk et al., 2018; González-Bergozoni et al., 2020). Uma vez que os níveis de impacto do EICAT estão sempre relacionados com a biota nativa, e os estudos com bivalves invasores não nativos reportaram principalmente impactos diretos no ambiente, a maioria das

avaliações resultou em dados deficientes. Assim, a metodologia EICAT poderia ser melhorada para incorporar também efeitos sobre o meio ambiente, tais como mudanças físicas, químicas e estruturais, uma vez que podem afetar indiretamente a biota nativa.

Os níveis de impacto mais comumente observados nos estudos, classificados de acordo com o EICAT, foram “Menor” e “Moderado”. Essa observação pode ser correlacionada com os objetivos da pesquisa e com os níveis de evidência mais frequentemente encontrados apresentados nos artigos analisados. Mostraram que estudos de médio e longo prazo identificaram com maior frequência impactos moderados e grandes em comparação com estudos de curto prazo. Outro ponto que levantamos é que estudos de curto prazo com maior frequência não avaliaram impactos quando comparados a estudos de longo prazo.

Direções futuras

O avanço das tecnologias emergentes e metodologias trouxe uma profunda transformação para a pesquisa ecológica. Por exemplo, a *Internet Ecology* (sensu Jarić et al. 2021) utiliza dados digitais e recursos online para explorar dinâmicas ecológicas e espécies invasoras. Bivalves invasores também podem ser usados como organismos-alvo nos estudos de *iEcology and culturomics*. Além disso, as técnicas de DNA ambiental (eDNA) ganharam destaque por sua detecção de espécies não invasivas e altamente sensíveis em ambientes aquáticos (Currier et al., 2018; Thomsen et al., 2012). Da mesma forma, os isótopos estáveis e as técnicas de metabarcoding proporcionam uma compreensão mais profunda das redes alimentares e do fluxo de energia. Essas análises surgiram como uma ferramenta poderosa, enriquecendo nossa compreensão das interações ecológicas das espécies e do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Zanden et al., 1999; Winemiller et al., 2023). Elas desvendam relações tróficas, ciclagem de nutrientes e dinâmicas de fluxo de energia, fornecendo insights cruciais para os processos das comunidades aquáticas.

Por fim, o sensoriamento remoto, aprimorado pela miniaturização de sensores e inteligência artificial, coleta eficientemente vastos dados ambientais (Dierssen et al., 2021), prometendo insights fisiológicos e ecológicos precisos. Essas metodologias possibilitam uma exploração mais abrangente de questões ecológicas complexas e podem utilizar bivalves invasores como organismos-alvo (Ferreira-Rodríguez, aceito).

Um aumento no investimento em campanhas publicitárias, especialmente direcionadas a espécies invasoras menos carismáticas, como os bivalves, é bem-vindo. Essas iniciativas de comunicação desempenham um papel fundamental, principalmente em plataformas de mídia social. Tal abordagem demonstraria máxima importância, pois promoveria a prática da ciência cidadã, que constitui uma ferramenta inestimável para identificar espécies não indígenas, documentar sua dispersão, prevenir sua propagação e erradicar populações localizadas (Encarnação et al., 2021).

Investimentos futuros também devem ser direcionados para financiar pesquisas e campanhas com o objetivo de aprofundar nossa compreensão das espécies de bivalves menos estudadas, em vez de priorizar consistentemente o financiamento para *C. fluminea* e *D. polymorpha*. Além disso, estudos adicionais devem se esforçar para compreender os efeitos coletivos de todas as espécies invasoras simultaneamente e buscar desvendar seus respectivos papéis, em vez de focar exclusivamente em uma única espécie. Isso é particularmente relevante considerando que muitos ecossistemas estão atualmente lidando com invasões de múltiplas espécies não nativas, incluindo espécies de bivalves não nativas (e.g., Hintz et al., 2020; Martinovic-Vitanovic et al., 2013; Wawrzyniak-Wydrowska et al., 2019), tornando essa questão uma prioridade merecedora de mais atenção científica.

Conclusão

Ao avaliar os estudos relacionados à invasão de bivalves de água doce na última década, observamos que ainda existem lacunas significativas no conhecimento. Por exemplo, são

necessários ajustamentos nas metodologias para cobrir períodos de estudo mais longos, diferentes habitats, estudos mistos de campo e de laboratório, bem como estudos observacionais e experimentais. Há necessidade de conceber estudos a níveis espaciais relevantes e a níveis mais amplos de organização ecológica, tais como comunidades e ecossistemas. Acreditamos que mais estudos podem ter como objetivo detectar e compreender os impactos e efeitos dos bivalves invasores não nativos em todos os níveis de organização. O EICAT é uma ferramenta valiosa para avaliar os impactos destes organismos, mas as restrições no sistema de classificação podem resultar na subestimação dos impactos, especialmente quando são impactos mais focados em alterações no ambiente (por exemplo, alterações nos parâmetros físicos e químicos), já que para os níveis de impacto, o EICAT classifica desde efeitos na biota nativa e não até alterações ecossistêmicas. Da mesma forma, precisamos buscar entender melhor os impactos ecológicos e econômicos de outros bivalves invasores, além dos mais estudados (*C. fluminea*, *D. bugensis*, *D. polymorpha* e *L. fortunei*), pois essas espécies provavelmente se tornarão mais problemático ao longo do tempo. Para isso, são necessários mais incentivos à investigação neste grupo taxonômico, mas também em outros, especialmente nos países em desenvolvimento que tiveram o menor número de publicações. Precisamos chamar a atenção de governantes, órgãos financiadores e tomadores de decisão para o desenvolvimento de uma agenda de pesquisas com invasores em geral.

Finalmente, é necessário melhorar as avaliações ecológicas dos bivalves não nativos e invasores para que possam ser adoptadas medidas eficazes de gestão e conservação dos ecossistemas de água doce.

Agradecimentos

Somos gratos ao Dr. James A. Nienow (Departamento de Biologia, Valdosta State University) pela revisão do texto em inglês. Este estudo foi financiado em parte pela Coordenação de

Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001. RS agradece o apoio da Fundação para a Ciência e Tecnologia de Portugal (FCT) através de fundos nacionais no âmbito do projeto MULTI-CRASH: Cascatas ecológicas multidimensionais desencadeadas por uma espécie invasora em habitats prístinos (PTDC/CTA-AMB/0510/2021). JRSV é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - Processos números 310850/2012-6; 303776/2015-3 e 302367/2018-7).

Referências

- Aydin, A., Yürük, S. E., Reisoğlu, İ., & Goktas, Y. (2023). Main barriers and possible enablers of academicians while publishing. *Scientometrics*, 128(1), 623–650. <https://doi.org/10.1007/s11192-022-04528-x>
- Balogh, C., Vlácilová, A., G.-Tóth, L., & Serfözö, Z. (2018). Dreissenid colonization during the initial invasion of the quagga mussel in the largest Central European shallow lake, Lake Balaton, Hungary. *Journal of Great Lakes Research*, 44(1). <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.11.007>
- Barbosa, L. G., Alves, M. A. S., & Grelle, C. E. V. (2021). Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy*, 104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>
- Barrett, K. B., Haynes, J. M., & Warton, D. I. (2017). Thirty years of change in a benthic macroinvertebrate community of southwestern Lake Ontario after invasion by four Ponto-Caspian species. *Freshwater Science*, 36(1), 90–102. <https://doi.org/10.1086/689576>
- Bauer, J. T. (2012). Invasive species: “back-seat drivers” of ecosystem change? *Biological Invasions*, 14(7), 1295–1304. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0165-x>
- Beekey, M. A., McCabe, D. J., & Marsden, J. E. (2004). Zebra mussels affect benthic predator foraging success and habitat choice on soft sediments. *Oecologia*, 141(1), 164–170. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1632-1>
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2), 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>
- Bellard, C., & Jeschke, J. M. (2016). A spatial mismatch between invader impacts and research publications. *Conservation Biology*, 30(1), 230–232. <https://doi.org/10.1111/cobi.12611>
- Benito, M., Mosteo, R., Rubio, E., LaPlante, D., Ormad, M. P., & Goñi, P. (2017). Bioaccumulation of Inorganic Elements in *Dreissena polymorpha* from the Ebro River, Spain: Could Zebra Mussels Be Used as a Bioindicator of the Impact of Human Activities? *River Research and Applications*, 33(5). <https://doi.org/10.1002/rra.3126>
- Bielen, A., Bošnjak, I., Sepčić, K., Jaklič, M., Cvitanić, M., Lušić, J., Lajtner, J., Simčić, T., & Hudina, S. (2016). Differences in tolerance to anthropogenic stress between invasive and

- native bivalves. *Science of The Total Environment*, 543, 449–459.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.049>
- Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203–207.
<https://doi.org/10.1002/fee.2020>
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D. M., Sendek, A., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Winter, M., ... Bacher, S. (2014). A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology*, 12(5), e1001850. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Blindow, I., Dahlke, S., Dewart, A., Flüge, S., Hendreschke, M., Kerkow, A., & Meyer, J. (2016). Long-term and interannual changes of submerged macrophytes and their associated diaspore reservoir in a shallow southern Baltic Sea bay: influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia*, 778(1), 121–136. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2655-4>
- Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. *Hydrobiologia*, 735(1), 253–262. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1445-5>
- Bódis, E., Tóth, B., Szekeres, J., Borza, P., & Sousa, R. (2014). Empty native and invasive bivalve shells as benthic habitat modifiers in a large river. *Limnologia*, 49, 1–9.
<https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.07.002>
- Bolam, B. A., Rollwagen-Bollens, G., & Bollens, S. M. (2019). Feeding rates and prey selection of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, on microplankton in the Columbia River, USA. *Hydrobiologia*, 833(1), 107–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3893-z>
- Boltovskoy, D., Xu, M., & Nakano, D. (2015). Impacts of *Limnoperla Fortunei* on Man-Made Structures and Control Strategies: General Overview. In *Limnoperla Fortunei* (pp. 375–393). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13494-9_21
- Borges, P., Mäder, O., Ludwig, S., Duarte, J., Bastos, L. P., Lima, F., & Cardoso, C. G. (2013). Atual distribuição do molusco invasor *Limnoperla fortunei* (Dunker, 1857) no Brasil: registros em usinas hidrelétricas. In: *1 Congresso Argentino de Malacologia, La Plata (Argentina)*.
- Born, W., Rauschmayer, F., & Bräuer, I. (2005). Economic evaluation of biological invasions a survey. *Ecological Economics*, 55(3), 321–336.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.08.014>
- Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & Bini, L. M. (2015). Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1), 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>

- Braga, R. R., Gómez-Aparicio, L., Heger, T., Vitule, J. R. S., & Jeschke, J. M. (2018). Structuring evidence for invasional meltdown: broad support but with biases and gaps. *Biological Invasions*, 20(4), 923–936. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1582-2>
- Braga, R. R., Ribeiro, V. M., Padial, A. A., Thomaz, S. M., Affonso, I. de P., Wojciechowski, J., dos Santos Ribas, L. G., Cunha, E. R., Tiburcio, V. G., & Vitule, J. R. S. (2020). Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia*, 847(7), 1603–1618. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04107-x>
- 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(12–13), 2811–2854. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>
- Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., & Karatayev, V. A. (2012). Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. *Hydrobiologia*, 685(1), 121–134. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0791-4>
- Burlakova, L. E., Tulumello, B. L., Karatayev, A. Y., Krebs, R. A., Schloesser, D. W., Paterson, W. L., Griffith, T. A., Scott, M. W., Crail, T., & Zanatta, D. T. (2014). Competitive replacement of invasive congeners may relax impact on native species: Interactions among Zebra, Quagga, and Native Unionid Mussels. *PLoS ONE*, 9(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114926>
- Byers, J. E. (2002). Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. In *Oikos* (Vol. 97, Issue 3). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970316.x>
- Byrnes, J. E., Reynolds, P. L., & Stachowicz, J. J. (2007). Invasions and Extinctions Reshape Coastal Marine Food Webs. *PLoS ONE*, 2(3), e295. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000295>
- Cassey, P., García-Díaz, P., Lockwood, J. L., & Blackburn, T. M. (2018). Invasion biology: searching for predictions and prevention, and avoiding lost causes. In *Invasion biology: hypotheses and evidence* (pp. 3–13). CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780647647.0003>
- Catford, J. A., Wilson, J. R. U., Pyšek, P., Hulme, P. E., & Duncan, R. P. (2022). Addressing context dependence in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(2), 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.09.007>
- Connelly, N. A., O'Neill, C. R., Knuth, B. A., & Brown, T. L. (2007). Economic Impacts of Zebra Mussels on Drinking Water Treatment and Electric Power Generation Facilities. *Environmental Management*, 40(1), 105–112. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0296-5>
- Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R., & Pardal, M. Â. (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions*, 17(7), 2087–2101. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0862-y>

- Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: The role of ecosystem engineers. In *Oikos* (Vol. 97, Issue 2). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x>
- Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries*, 36(5), 215–230. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- Cuhel, R. L., & Aguilar, C. (2013). Ecosystem Transformations of the Laurentian Great Lake Michigan by Nonindigenous Biological Invaders. *Annual Review of Marine Science*, 5(1), 289–320. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120710-100952>
- Currier, C. A., Morris, T. J., Wilson, C. C., & Freeland, J. R. (2018). Validation of environmental DNA (eDNA) as a detection tool for at-risk freshwater pearly mussel species (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(3), 545–558. <https://doi.org/10.1002/aqc.2869>
- Cuthbert, R. N., Diagne, C., Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., & Courchamp, F. (2022). Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest? *Biological Invasions*, 24(7), 1895–1904. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02568-7>
- Daly, E. Z., Chabrierie, O., Massol, F., Facon, B., Hess, M. C. M., Tasiemski, A., Grandjean, F., Chauvat, M., Viard, F., Forey, E., Folcher, L., Buisson, E., Boivin, T., Baltora-Rosset, S., Ulmer, R., Gibert, P., Thiébaud, G., Pantel, J. H., Heger, T., ... Renault, D. (2023). A synthesis of biological invasion hypotheses associated with the introduction–naturalisation–invasion continuum. *Oikos*. <https://doi.org/10.1111/oik.09645>
- Darrigran, G., & Damborenea, C. (2011). Ecosystem Engineering Impact of *Limnoperna fortunei* in South America. *Zoological Science*, 28(1), 1–7. <https://doi.org/10.2108/zsj.28.1>
- Davies, B. R., Biggs, J., Williams, P. J., Lee, J. T., & Thompson, S. (2007). A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. In *Pond Conservation in Europe* (pp. 7–17). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9088-1_2
- de Amo, V. E., Ernandes-Silva, J., Moi, D. A., & Mormul, R. P. (2021). Hydrological connectivity drives the propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river–floodplain system. *Hydrobiologia*, 848(9), 2043–2053. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04543-8>
- de Rezende Ayroza, D. M. M., do Carmo, C. F., Camargo, A. F. M., Oliveira, M. D., & Petesse, M. L. (2019). Net cages enhance golden mussel (*Limnoperna fortunei*) larval density and condition factor. *Freshwater Biology*, 64(9), 1593–1602. <https://doi.org/10.1111/fwb.13355>
- Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R. E., Vaissière, A. C., Assailly, C., Nuninger, L., Roiz, D., Jourdain, F., Jarić, I., & Courchamp, F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z>
- Dierssen, H. M., Ackleson, S. G., Joyce, K. E., Hestir, E. L., Castagna, A., Lavender, S., & McManus, M. A. (2021). Living up to the Hype of Hyperspectral Aquatic Remote Sensing: Science, Resources and Outlook. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.649528>

- Domingues, A., Rosa, I. C., Pinto da Costa, J., Rocha-Santos, T. A. P., Gonçalves, F. J. M., Pereira, R., & Pereira, J. L. (2020). Potential of the bivalve *Corbicula fluminea* for the remediation of olive oil wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119773. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119773>
- Downing, J. A., Van Meter, P., & Woolnough, D. A. (2010). Suspects and evidence: a review of the causes of extirpation and decline in freshwater mussels. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33(2), 151–185. <https://doi.org/10.32800/abc.2010.33.0151>
- Dzierżyńska-Białończyk, A., Jermacz, Ł., Maćkiewicz, T., Gajewska, J., & Kobak, J. (2018). Mechanisms and impact of differential fouling of the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha* on different unionid bivalves. *Freshwater Biology*, 63(7), 687–699. <https://doi.org/10.1111/fwb.13107>
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4). <https://doi.org/10.2307/1309037>
- El Haj, Y., Bohn, S., & Souza, M. M. (2019). Tolerance of native and invasive bivalves under herbicide and metal contamination: an ex vivo approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(30), 31198–31206. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06256-x>
- Elosegi, A., Díez, J., & Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, 657(1), 199–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0083-4>
- Emery-Butcher, H. E., Beatty, S. J., & Robson, B. J. (2020). The impacts of invasive ecosystem engineers in freshwaters: A review. *Freshwater Biology*, 65(5), 999–1015. <https://doi.org/10.1111/fwb.13479>
- Encarnação, J., Teodósio, M. A., & Morais, P. (2021). Citizen Science and Biological Invasions: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.602980>
- Feniova, I., Dawidowicz, P., Gladyshev, M. I., Kostrzewska-Szlakowska, I., Rzepecki, M., Razluskij, V., Sushchik, N. N., Majsak, N., & Dzialowski, A. R. (2015). Experimental effects of large-bodied *Daphnia*, fish and zebra mussels on cladoceran community and size structure. *Journal of Plankton Research*, 37(3), 611–625. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv022>
- Fernandes, M. R., Miyahira, I. C., Caetano, C. H. S., & Salgueiro, F. (2020). The spreading of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Dreissenidae) into estuaries of Rio de Janeiro, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92(suppl 2). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190045>
- Ferreira, R., Gomes, J., Martins, R. C., Costa, R., & Quinta-Ferreira, R. M. (2018). Winery wastewater treatment by integrating Fenton's process with biofiltration by *Corbicula fluminea*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(2). <https://doi.org/10.1002/jctb.5355>

- Ferreira-Rodríguez, N., Ayres, C., & Pardo, I. (2018). *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) as a new food resource for native and exotic terrapins occurring in NW Iberian Peninsula: An ex situ experiment. *North-Western Journal of Zoology*, 14(1).
- Ferreira-Rodríguez, N., Fandiño, L., Pedreira, A., & Pardo, I. (2018). First evidence of asymmetric competition between the non-native clam *Corbicula fluminea* and the native freshwater mussel *Unio delphinus* during a summer heat wave. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1105–1113. <https://doi.org/10.1002/aqc.2964>
- Foo, Y. Z., O’Dea, R. E., Koricheva, J., Nakagawa, S., & Lagisz, M. (2021). A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(9), 1705–1720. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13654>
- Gallardo, B., Bacher, S., Bradley, B., Comín, F. A., Gallien, L., Jeschke, J. M., Sorte, C. J. B., & Vilà, M. (2019). InvasiBES: Understanding and managing the impacts of Invasive alien species on Biodiversity and Ecosystem Services. *NeoBiota*, 50, 109–122. <https://doi.org/10.3897/neobiota.50.35466>
- Godoy, A. C., Corrêia, A. F., Rodrigues, R. B., Boscolo, W. R., Bittencourt, F., Nervis, J. A. L., & Feiden, A. (2018). Three Native Species as Possible Control for *Limnoperna Fortunei* in Net Cage Farming in the Itaipu Reservoir. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 241. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3892-0>
- Gonçalves, V., Gherardi, F., & Rebelo, R. (2017). Bivalve or gastropod? Using profitability estimates to predict prey choice by *P. clarkii*. *Acta Ethologica*, 20(2), 107–117. <https://doi.org/10.1007/s10211-017-0251-x>
- González-Bergonzoni, I., Silva, I., Teixeira de Mello, F., D’Anatro, A., Boccardi, L., Stebniki, S., Brugnoli, E., Tesitore, G., Vidal, N., & Naya, D. E. (2020). Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel *Limnoperna fortunei* in a subtropical river. *Journal of Applied Ecology*, 57(4), 717–728. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13573>
- Gu, Z., Gu, L., Eils, R., Schlesner, M., & Brors, B. (2014). Circlize implements and enhances circular visualization in R. *Bioinformatics*, 30(19). <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu393>
- Gusenbauer, M., & Haddaway, N. R. (2020). Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods*, 11(2), 181–217. <https://doi.org/10.1002/jrsm.1378>
- Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Diagne, C., & Courchamp, F. (2022). Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity and Distributions*, 28(5), 1010–1021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13501>
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>

- Hawke, T., Bino, G., & Kingsford, R. T. (2021). Damming insights: Variable impacts and implications of river regulation on platypus populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(3), 504–519. <https://doi.org/10.1002/aqc.3523>
- Hawkins, C. L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Genovesi, P., & Blackburn, T. M. (2015). Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions*, 21(11), 1360–1363. <https://doi.org/10.1111/ddi.12379>
- Heger, T., Pahl, A. T., Botta-Dukát, Z., Gherardi, F., Hoppe, C., Hoste, I., Jax, K., Lindström, L., Boets, P., Haider, S., Kollmann, J., Wittmann, M. J., & Jeschke, J. M. (2013). Conceptual Frameworks and Methods for Advancing Invasion Ecology. *AMBIO*, 42(5), 527–540. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0379-x>
- Hintz, W. D., Schuler, M. S., Borrelli, J. J., Eichler, L. W., Stoler, A. B., Moriarty, V. W., Ahrens, L. E., Boylen, C. W., Nierzwicki-Bauer, S. A., & Relyea, R. A. (2020). Concurrent improvement and deterioration of epilimnetic water quality in an oligotrophic lake over 37 years. *Limnology and Oceanography*, 65(5), 927–938. <https://doi.org/10.1002/lno.11359>
- Holbrook, D. L., Schad, A. N., Dick, G. O., Dodd, L. L., & Kennedy, J. H. (2020). Invasive bivalve establishment as a secondary effect of eradication-focused nuisance aquatic plant management. *Lake and Reservoir Management*, 36(4), 423–431. <https://doi.org/10.1080/10402381.2020.1756008>
- Hufbauer, R. A., Facon, B., Ravigné, V., Turgeon, J., Foucaud, J., Lee, C. E., Rey, O., & Estoup, A. (2012). Anthropogenically induced adaptation to invade (AIAI): contemporary adaptation to human-altered habitats within the native range can promote invasions. *Evolutionary Applications*, 5(1), 89–101. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00211.x>
- Iacarella, J. C., Mankiewicz, P. S., & Ricciardi, A. (2015). Negative competitive effects of invasive plants change with time since invasion. *Ecosphere*, 6(7), art123. <https://doi.org/10.1890/ES15-00147.1>
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(1), 157–170. <https://doi.org/10.1139/f00-239>
- Jain, V. K., Iyengar, K. P., & Vaishya, R. (2022). Is the English language a barrier to the non-English-speaking authors in academic publishing? *Postgraduate Medical Journal*, 98(1157), 234–235. <https://doi.org/10.1136/postgradmedj-2020-139243>
- Janse, J. H., Kuiper, J. J., Weijters, M. J., Westerbeek, E. P., Jeuken, M. H. J. L., Bakkenes, M., Alkemade, R., Mooij, W. M., & Verhoeven, J. T. A. (2015). GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 48, 99–114. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.007>
- Jarić, I., Bellard, C., Correia, R. A., Courchamp, F., Douda, K., Essl, F., Jeschke, J. M., Kalinkat, G., Kalous, L., Lennox, R. J., Novoa, A., Proulx, R., Pyšek, P., Soriano-Redondo, A., Souza, A. T., Vardi, R., Veríssimo, D., & Roll, U. (2021). Invasion Culturomics and iEcology. *Conservation Biology*, 35(2), 447–451. <https://doi.org/10.1111/cobi.13707>

- Johnson, P. T., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357–363. <https://doi.org/10.1890/070156>
- Karatayev, A. Y., & Burlakova, L. E. (2022). What we know and don't know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04950-5>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Mehler, K., Barbiero, R. P., Hinchey, E. K., Collingsworth, P. D., Kovalenko, K. E., & Warren, G. (2018). Life after *Dreissena*: The decline of exotic suspension feeder may have significant impacts on lake ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 44(4), 650–659. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.05.010>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2002). Impacts of Zebra Mussels on Aquatic Communities and their Role as Ecosystem Engineers. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management* (pp. 433–446). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9956-6_43
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2006). Growth rate and longevity of *Dreissena polymorpha* (Pallas): A review and recommendations for future study. In *Journal of Shellfish Research* (Vol. 25, Issue 1). [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2006\)25\[23:GRALOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2006)25[23:GRALOD]2.0.CO;2)
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2015). Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746(1), 97–112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L., & Padilla, D. K. (1997). The Effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) Invasion on Aquatic Communities in Eastern Europe. In *Journal of Shellfish Research zyxwvutsrqpo* (Vol. 16).
- Karatayev, A. Y., Dianna K, Burlakova, & Lyubov E. (n.d.). The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. *Source: Journal of Shellfish Research*, 26(1), 205–213. <https://doi.org/10.2983/0730>
- Karatayev, A. Y., Padilla, D. K., Minchin, D., Boltovskoy, D., & Burlakova, L. E. (2007). Changes in Global Economies and Trade: the Potential Spread of Exotic Freshwater Bivalves. *Biological Invasions*, 9(2), 161–180. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9013-9>
- Li, Z., He, X., & Feng, C. (2023). A review of freshwater benthic clams (*Corbicula fluminea*): Accumulation capacity, underlying physiological mechanisms and environmental applications. *Science of The Total Environment*, 857, 159431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159431>
- Linares, M. S., Callisto, M., & Marques, J. C. (2017). Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 75, 279–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>
- Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>

- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2007). An introduction to invasion ecology. In *Invasion Ecology*.
- Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3486-7>
- Lövei, G. L., & Lewinsohn, Thomas. M. (2012). Megadiverse developing countries face huge risks from invasives. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 2–3. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.009>
- Maasri, A., Jähnig, S. C., Adamescu, M. C., Adrian, R., Baigun, C., Baird, D. J., Batista-Morales, A., Bonada, N., Brown, L. E., Cai, Q., Campos-Silva, J. V., Clausnitzer, V., Contreras-MacBeath, T., Cooke, S. J., Datry, T., Delacámara, G., De Meester, L., Dijkstra, K. B., Do, V. T., ... Worischka, S. (2022). A global agenda for advancing freshwater biodiversity research. *Ecology Letters*, 25(2), 255–263. <https://doi.org/10.1111/ele.13931>
- MacDougall, A. S., & Turkington, R. (2005). Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86(1), 42–55. <https://doi.org/10.1890/04-0669>
- Magni, S., Parolini, M., Soave, C., Marazzi, F., Mezzanotte, V., & Binelli, A. (2015). Removal of metallic elements from real wastewater using zebra mussel bio-filtration process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 915–921. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.01.017>
- Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Van Doninck, K., Beisel, J.-N., & Descy, J.-P. (2016). Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777(1), 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2764-0>
- Marescaux, J., Latli, A., Lorquet, J., Virgo, J., Van Doninck, K., & Beisel, J.-N. (2016). Benthic macro-invertebrate fauna associated with *Dreissena* mussels in the Meuse River: from incapacitating relationships to facilitation. *Aquatic Ecology*, 50(1), 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9540-5>
- Marroni, S., Mazzeo, N., Pacheco, J. P., Clemente, J., & Iglesias, C. (2017). Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1036. <https://doi.org/10.1071/MF15454>
- Martinovic-Vitanovic, V. M., Rakovic, M. J., Popovic, N. Z., & Kalafatic, V. I. (2013). Qualitative study of Mollusca communities in the Serbian Danube stretch (river km 1260-863.4). *Biologia (Poland)*, 68(1). <https://doi.org/10.2478/s11756-012-0137-3>
- McDowell, W. G., & Sousa, R. (2019). Mass Mortality Events of Invasive Freshwater Bivalves: Current Understanding and Potential Directions for Future Research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00331>
- McMahon, R. F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. In *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Vol. 59, Issue 7). <https://doi.org/10.1139/f02-105>

- Michelan, T. S., Thomaz, S. M., Bando, F. M., & Bini, L. M. (2018). Competitive Effects Hinder the Recolonization of Native Species in Environments Densely Occupied by One Invasive Exotic Species. *Frontiers in Plant Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01261>
- Mills, D. (2019). Artificial substrate experiments to investigate potential impacts of invasive quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*, Bivalvia: Dreissenidae) on macroinvertebrate communities in a UK river. *Aquatic Invasions*, 14(2), 365–383. <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.2.13>
- Mincy, G. A. (2019). The Asian Clam *Corbicula fluminea* as a Pollution Sentinel Species. *Journal of Shellfish Research*, 38(1), 183. <https://doi.org/10.2983/035.038.0117>
- Modesto, V., Ilarri, M., Labecka, A. M., Ferreira-Rodríguez, N., Coughlan, N. E., Liu, X., & Sousa, R. (2023). What we know and do not know about the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05280-w>
- Nakano, D., & Strayer, D. L. (2014). Biofouling animals in fresh water: biology, impacts, and ecosystem engineering. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(3), 167–175. <https://doi.org/10.1890/130071>
- Nalepa, T. F., & Schloesser, D. W. (2013). Quagga and zebra mussels: Biology, impacts, and control. In *Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control, Second Edition*. <https://doi.org/10.1201/b15437>
- Netto, O. S. M. (2011). *Controle da incrustação de organismos invasores em materiais de sistemas de resfriamento de usinas hidrelétricas*. Universidade Federal do Paraná.
- Netto, O. S. M. (2013). *Impactos econômicos e métodos de controle de moluscos invasores em plantas industriais*. In: *1 Congreso Argentino de Malacología, La Plata (Argentina)*.
- Novais, A., Pascoal, C., & Sousa, R. (2017). Effects of invasive aquatic carrion on soil chemistry and terrestrial microbial communities. *Biological Invasions*, 19(8), 2491–2502. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1459-4>
- Novais, A., Souza, A. T., Ilarri, M., Pascoal, C., & Sousa, R. (2015). From water to land: How an invasive clam may function as a resource pulse to terrestrial invertebrates. *Science of The Total Environment*, 538, 664–671. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.106>
- Novais, A., Souza, A. T., Ilarri, M., Pascoal, C., & Sousa, R. (2016). Effects of the invasive clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) on an estuarine microbial community. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1168–1175. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.167>
- Orlova, M., Golubkov, S., Kalinina, L., & Ignatieva, N. (2004). *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea): Is it a biofilter or source for pollution? *Marine Pollution Bulletin*, 49(3), 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.008>
- Orlova, M. I., Therriault, T. W., Antonov, P. I., & Shcherbina, G. Kh. (2005). Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena ostriiformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquatic Ecology*, 39(4), 401–418. <https://doi.org/10.1007/s10452-005-9010-6>
- Ożgo, M., Urbańska, M., Hoos, P., Imhof, H. K., Kirschenstein, M., Mayr, J., Michl, F., Tobiasz, R., von Wesendonk, M., Zimmermann, S., & Geist, J. (2020). Invasive zebra mussel

- (*Dreissena polymorpha*) threatens an exceptionally large population of the depressed river mussel (*Pseudanodonta complanata*) in a postglacial lake. *Ecology and Evolution*, 10(11). <https://doi.org/10.1002/ece3.6243>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., & Moher, D. (2021). Updating guidance for reporting systematic reviews: development of the PRISMA 2020 statement. *Journal of Clinical Epidemiology*, 134. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2021.02.003>
- Pandolfi, A., Sconfiatti, R., Marchini, A., & Paganelli, D. (2020). Spatial distribution and substrate preferences of the non-indigenous amphipod *Gammarus roeselii* Gervais, 1835. *Marine and Freshwater Research*, 71(7). <https://doi.org/10.1071/MF19193>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Ricciardi, A., & Atkinson, S. K. (2004). Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. *Ecology Letters*, 7(9), 781–784. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00642.x>
- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., & Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263–282. <https://doi.org/10.1890/13-0183.1>
- Sakharova, E. G., Krylov, A. V., Petrosyan, V. G., Seleznev, D. G., Kostshevska-Shlakovska, I., Feniova, I. Yu., Rzepecki, M., & Zilitinkevich, N. S. (2018). Experimental Study of Effects of Bivalve *Dreissena polymorpha* on Phytoplankton under Eutrophic Conditions. *Russian Journal of Ecology*, 49(5), 428–433. <https://doi.org/10.1134/S1067413618050119>
- Sampaio, E., & Rodil, I. F. (2014). Effects of the invasive clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) on a representative macrobenthic community from two estuaries at different stages of invasion. *Limnetica*, 33, 249–262. <https://doi.org/10.23818/limn.33.20>
- Shackleton, R. T., Larson, B. M. H., Novoa, A., Richardson, D. M., & Kull, C. A. (2019). The human and social dimensions of invasion science and management. *Journal of Environmental Management*, 229, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.041>
- Shahraki, A. H., Chaganti, S. R., & Heath, D. (2021). Spatio-temporal dynamics of bacterial communities in the shoreline of Laurentian great Lake Erie and Lake St. Clair's large freshwater ecosystems. *BMC Microbiology*, 21(1), 253. <https://doi.org/10.1186/s12866-021-02306-y>
- Shea, K. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170–176. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)
- Simberloff, D. (2004). Community Ecology: Is It Time to Move On? *The American Naturalist*, 163(6), 787–799. <https://doi.org/10.1086/420777>

- Simberloff, D. (2011). How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*, 13(5), 1255–1268. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9956-3>
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Simberloff, D., & Vitule, J. R. S. (2014). A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos*, 123(4), 408–413. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.01228.x>
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1(1). <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Skaer Thomason, M. J., McCort, C. D., Netherland, M. D., & Grewell, B. J. (2018). Temporal and nonlinear dispersal patterns of *Ludwigia hexapetala* in a regulated river. *Wetlands Ecology and Management*, 26(5), 751–762. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9605-z>
- Sofi, M. S., Bhat, S. U., Rashid, I., & Kuniyal, J. C. (2020). The natural flow regime: A master variable for maintaining river ecosystem health. *Ecohydrology*, 13(8). <https://doi.org/10.1002/eco.2247>
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: An overview. In *Annales de Limnologie* (Vol. 44, Issue 2, pp. 85–94). <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11(10), 2367–2385. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9422-7>
- Sousa, R., Morais, P., Dias, E., & Antunes, C. (2011). Biological invasions and ecosystem functioning: time to merge. *Biological Invasions*, 13(5), 1055–1058. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9947-4>
- Sousa, R., Novais, A., Costa, R., & Strayer, D. L. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia*, 735(1), 233–251. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1409-1>
- Stanković, I., & Ternjej, I. (2010). New ecological insight on two invasive species: *Craspedacusta sowerbii* (Coelenterata: Limnomedusae) and *Dreissenia polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae). *Journal of Natural History*, 44(45–46), 2707–2713. <https://doi.org/10.1080/00222933.2010.501912>
- Strayer, D. L. (2009). Twenty years of zebra mussels: lessons from the mollusk that made headlines. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(3), 135–141. <https://doi.org/10.1890/080020>
- Strayer, D. L. (2012). Eight questions about invasions and ecosystem functioning. In *Ecology Letters* (Vol. 15, Issue 10). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01817.x>
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>

- Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M., & Pace, M. L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(11), 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>
- Strayer, D. L., & Malcom, H. M. (2018). Long-term responses of native bivalves (Unionidae and Sphaeriidae) to a *Dreissena* invasion. *Freshwater Science*, 37(4). <https://doi.org/10.1086/700571>
- Stricker, K. B., Hagan, D., & Flory, S. L. (2015). Improving methods to evaluate the impacts of plant invasions: lessons from 40 years of research. *AoB PLANTS*, 7. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv028>
- Thompson, P. A., Roseman, E. F., Keeler, K. M., O'Brien, T. P., & Bowser, D. A. (2017). Continued feeding on *Diporeia* by deepwater sculpin in Lake Huron. *Environmental Biology of Fishes*, 100(4), 407–419. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0568-8>
- Thomsen, P. F., Kielgast, J., Iversen, L. L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M. T. P., Orlando, L., & Willerslev, E. (2012). Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(11), 2565–2573. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x>
- Titley, M. A., Snaddon, J. L., & Turner, E. C. (2017). Scientific research on animal biodiversity is systematically biased towards vertebrates and temperate regions. *PLoS ONE*, 12(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189577>
- Vázquez, D. P., & Aragón, R. (2002). Introduction. *Biological Invasions*, 4(1/2), 1–5. <https://doi.org/10.1023/A:1020516626844>
- Vitule, J. R. S. (2009). Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: Review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2).
- Vitule, J. R. S., da Costa, A. P. L., Frehse, F. A., Bezerra, L. A. V., Occhi, T. V. T., Daga, V. S., & Padial, A. A. (2017). Comment on ‘Fish biodiversity and conservation in South America by Reis *et al.* (2016).’ *Journal of Fish Biology*, 90(4), 1182–1190. <https://doi.org/10.1111/jfb.13239>
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A., Vazquez, D. P., Nuñez, M. A., & Simberloff, D. (2012). Revisiting the Potential Conservation Value of Non-Native Species. In *Conservation Biology* (Vol. 26, Issue 6). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x>
- Vitule, J. R. S., Occhi, T. V. T., Kang, B., Matsuzaki, S. I., Bezerra, L. A., Daga, V. S., Faria, L., Frehse, F. de A., Walter, F., & Padial, A. A. (2019). Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 28, Issue 11). <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01815-7>
- Volery, L., Blackburn, T. M., Bertolino, S., Evans, T., Genovesi, P., Kumschick, S., Roy, H. E., Smith, K. G., & Bacher, S. (2020). Improving the Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT): a summary of revisions to the framework and guidelines. *NeoBiota*, 62, 547–567. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.52723>

- Wang, W., Liu, X., Ferreira-Rodríguez, N., Sun, W., Wu, Y., Ouyang, S., Zhou, C., & Wu, X. (2020). Demographic and genetic characterization of harvested *Corbicula fluminea* populations. *PeerJ*, 8, e9657. <https://doi.org/10.7717/peerj.9657>
- Wang, Z., Lui, G. C. S., Burton, G. A., & Leung, K. M. Y. (2019). Thermal extremes can intensify chemical toxicity to freshwater organisms and hence exacerbate their impact to the biological community. *Chemosphere*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.103>
- Watkins, H. V., Yan, H. F., Dunic, J. C., & Côté, I. M. (2021). Research biases create overrepresented “poster children” of marine invasion ecology. In *Conservation Letters* (Vol. 14, Issue 3). <https://doi.org/10.1111/conl.12802>
- Wawrzyniak-Wydrowska, B., Radziejewska, T., Skrzypacz, A., & Woźniczka, A. (2019). Two Non-indigenous Dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis bugensis*) in a Southern Baltic Coastal Lagoon: Variability in Populations of the “Old” and a “New” Immigrant. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00076>
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)
- Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K., & Palmer, M. A. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 247–254. <https://doi.org/10.1890/070140>
- Williamson, F., & Ozersky, T. (2019). Lake Characteristics, Population Properties and Invasion History Determine Impact of Invasive Bivalves on Lake Nutrient Dynamics. *Ecosystems*, 22(8), 1721–1735. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00371-z>
- Winemiller, K. O., Andrade, M. C., Arantes, C. C., Bokhutlo, T., Bower, L. M., Cunha, E. R., Keppeler, F. W., López-Delgado, E. O., Quintana, Y., Saenz, D. E., Mayes, K. B., & Robertson, C. R. (2023). Can spatial food web subsidies associated with river hydrology and lateral connectivity be detected using stable isotopes? *Food Webs*, 34, e00264. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2022.e00264>
- Yohannes, E., Ragg, Karl-, J. P., & Rothhaupt, O. (2018). Physical attachment of the invasive zebra mussel *Dreissena polymorpha* to the invasive gammarid *Dikerogammarus villosus*: supplementary path for invasion and expansion? *Fundamental and Applied Limnology*, 191(1), 79–85. <https://doi.org/10.1127/fal/2017/1063>
- Zanden, M. J. V., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. (1999). Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401(6752), 464–467. <https://doi.org/10.1038/46762>

Material suplementar

Objetivos	Definição	Exemplo	O que o artigo fez	Objetivos complementares
Interações ecológicas	Estudos que avaliaram diretamente interações ecológicas (por exemplo, parasitismo, predação, bioincrustação) entre o bivalve não nativo e outros organismos.	(Taskinen et al., 2021)	Comparou-se o parasitismo entre 5 espécies de bivalves nativos e 3 espécies de bivalves invasores.	Comparação com bivalves nativos.
		(Dzierżyńska-Białończyk et al., 2018)	Avaliou os mecanismos e impactos da incrustação do bivalve invasor (<i>Dreissena polymorpha</i>) nos bivalves nativos da família Unionidae.	—
Caracterização da espécie /Individual /Populacional	Estudos que avaliaram as características dos indivíduos (por exemplo, tamanho, mortalidade); populações (por exemplo, densidade populacional) ou espécies (por exemplo, descrição da espécie).	(Zieritz et al., 2020)	Primeiro registro da ocorrência de uma espécie de bivalve não nativa (<i>Sinanodonta lauta</i>) e caracterização de sua população.	Ocorrência/ introdução
		(Labecka & Czarnoleski, 2021)	Avaliou os padrões de crescimento entre machos e fêmeas do mexilhão asiático <i>Sinanodonta woodiana</i> .	—
Respostas a características abióticas	Estudos de campo ou experimentais que avaliam as respostas de bivalves a parâmetros abióticos (e.g., substrato, sazonalidade, temperatura, pH).	(Ozgo et al., 2020)	Analisou as densidades, profundidade de distribuição, tamanhos e pesos dos indivíduos de uma espécie de mexilhão nativo (<i>Pseudanodonta complanata</i>) em relação ao invasor (<i>D. polymorpha</i>). Também avaliou o efeito da incrustação do invasor nos bivalves nativos.	Caracterização de população/indivíduo/espécie, Comparação com bivalve nativo e Impactos.
		(Ernandes-Silva et al., 2016)	Identificou quais filtros ambientais e seus mecanismos podem determinar a ocorrência de cada estágio larval de <i>L. fortunei</i> .	—

Ocorrência/ introdução	Estudos que avaliaram a ocorrência e distribuição de espécies invasoras não nativas de bivalves, bem como seus mecanismos de introdução.	(Karaouzas et al., 2020)	Apresenta o primeiro registro da ocorrência do mexilhão asiático <i>C. fluminea</i> na Grécia.	—
		(Minchin & Boelens, 2018)	Descrição dos mecanismos de dispersão de <i>C. fluminea</i> em dois lagos da Irlanda.	—
Estudos de comunidades aquáticas	Estudos de comunidades aquáticas (por exemplo, levantamentos taxonômicos, padrões de distribuição de espécies) que coocorrem com espécies de bivalves não nativas.	(Bódis et al., 2014)	Avaliou o impacto do bioincrustamento de dreissenídeos na comunidade de bivalves e se existem variações interespecíficas e temporais na intensidade do bioincrustamento e na condição fisiológica.	Fisiologia / anatomia, Impactos e Interações Ecológicas
		(Mikl et al., 2017)	Avaliou o impacto da predação de gobies na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.	Interações ecológicas
Impactos	Estudos que avaliaram algum impacto do bivalve (por exemplo, impactos em outros organismos ou impactos ambientais).	(Modesto et al., 2019)	Avaliou como diferentes densidades de <i>C. fluminea</i> afetam a sobrevivência das gloquídeos de bivalves da família Unionidae.	Interações ecológicas
		(Kalchev et al., 2013)	Avaliou a influência dos Mexilhões-Zebra nas características físicas e químicas de um reservatório.	—
Ecotoxicologia/ Bioquímica	Estudos que avaliaram respostas de marcadores celulares (por exemplo, alterações em biomarcadores celulares/sistema oxidativo ou	(Bálsamo Crespo et al., 2020)	Analizou a sensibilidade (em termos de mortalidade) de <i>L. fortunei</i> à exposição aguda de três metais pesados de relevância ambiental (Cádmio, Cromo e Níquel).	—

	mortalidade por metais pesados ou mudança de temperatura) à química ambiental.	(Domingues et al., 2020)	Explorou o potencial de <i>C. fluminea</i> como agente de biorremediação para águas residuais de azeite (OOMW, sigla em inglês) e realizou uma avaliação ecotoxicológica para determinar e comparar suas respostas após exposição ao OOMW.	Biorremediação / biomonitoramento
Genética/ Filogenia	Estudos que oferecem abordagens genéticas ou filogenéticas ou descrições de bivalves de água doce não nativos e invasivos.	(Gomes et al., 2020)	Triagem genética de populações de <i>C. fluminea</i> e <i>D. polymorpha</i> em diferentes lagos, utilizando o gene mitocondrial citocromo c oxidase, com o objetivo de avaliar a diversidade genética e determinar a possível introdução dessas populações invasivas na Itália.	Ocorrência/ introdução
		(Razak et al., 2019)	Apresentar uma chave de identificação por PCR-RFLP que permita a identificação molecular confiável e econômica das dez espécies de mexilhões de água doce da Península da Malásia.	—
Fisiologia / Anatomia	Estudos que avaliam características fisiológicas e anatômicas de espécies invasoras não nativas de bivalves (por exemplo, reprodução, descrição anatômica).	(Labecka & Domagala, 2019)	Investigou reprodução de machos de <i>S. woodiana</i> , a espermatogênese e analisou mudanças morfológicas nos folículos reprodutivos durante a gametogênese ao longo de um período de dois anos.	Caracterização da espécie /Individual /Populacional

		(Pigneur et al., 2011)	Reavaliaram os diferentes morfotipos e haplótipos de <i>Corbicula</i> do Oeste da Europa, a fim de esclarecer sua identificação e relações filogenéticas com os moluscos <i>Corbicula</i> americanos e asiáticos. Estudaram várias populações de bacias do Oeste da Europa usando uma abordagem de "taxonomia integrativa".	Genética/filogenia e Caracterização de população/indivíduo/espécie
Alimentação de bivalves	Estudos que avaliaram a alimentação de bivalves (por exemplo, taxa de filtração, ingestão, seletividade alimentar).	(Douda & Čadková, 2018)	Avaliou a eficiência de remoção de seston pela espécie não nativa <i>S. woodiana</i> comparada com espécies nativas. Também testaram se o aumento da redução dietética causava mudanças detectáveis no regime de filtração das espécies estudadas.	Comparação com bivalve nativo
		(Marescaux et al., 2016)	Quantificou e comparou as taxas de filtração das espécies de <i>Dreissena</i> e <i>Corbicula</i> , em diferentes concentrações de clorofila <i>a</i> e em diferentes épocas do ano, para compreender os efeitos sazonais.	Respostas a fatores abióticos
Controle	Estudos que avaliaram algum método de manejo para controlar bivalves não nativos (por	(Coughlan et al., 2020)	Avaliou a eficácia de tratamentos de choque térmico para eliminar adultos de <i>C. fluminea</i> e <i>D. polymorpha</i> .	—

	exemplo, possíveis predadores, materiais com taxas menores de bioincrustação, tratamentos térmicos).	(Godoy et al., 2018)	Avaliou o consumo de <i>L. fortunei</i> por três espécies de peixes nativos do rio Paraná para testar o potencial de controle natural do molusco na piscicultura em tanques-rede.	Interações ecológicas
Comparação com bivalve nativo	Realizar comparações entre o bivalve invasivo e o bivalve nativo (por exemplo, resistência a diferentes temperaturas, taxa de parasitismo, taxa de filtração).	(El Haj et al., 2019)	Verificou a resistência de uma espécie nativa de molusco bivalve (<i>Anodontites trapesialis</i>) e uma espécie não nativa (<i>L. fortunei</i>) à contaminação química utilizando uma abordagem ex vivo/in vitro.	Ecotoxicologia / Bioquímica
		(Marroni et al., 2017)	Avaliou a interação entre bivalves nativos (<i>Diplodon parallelipidon</i>) e não nativos (<i>C. fluminea</i>) com zooplâncton e seus efeitos no pastoreio de fitoplâncton e na estrutura da comunidade usando uma abordagem experimental.	Interações ecológicas e Alimentação de bivalves
Biorremediação / Biomonitoramento	Estudos que avaliam a capacidade do bivalve como bioremediador (por exemplo, remoção de resíduos químicos da água, melhoria da qualidade ambiental) ou como indicador de qualidade ambiental (por exemplo, sensibilidade à poluição).	(Vargas et al., 2019)	Avaliou mudanças na abundância e composição de bactérias no biofilme associado às valvas de <i>L. fortunei</i> e avaliou o papel delas na degradação do glifosato na água.	Interações ecológicas
		(Ferreira et al., 2018)	Analizou a integração da peroxidação de Fenton com a capacidade de biofiltração de <i>C. fluminea</i> para a remediação de águas residuais de vinícolas.	—

Outros	Objetivos que não se encaixam nas categorias anteriores.	(Collas et al., 2018)	O estudo simula barreiras de dispersão e avalia o potencial de liberação mediada por cascos em um ambiente receptor para dois dreissenídeos. Para isso, eles avaliaram a fixação de mexilhões adultos a dois tipos comuns de material de casco de barco e o efeito da exposição ao ar na desprendimento vivo dos dreissenídeos.	Ocorrência ou introdução
		(Apolinarska, 2013)	Determinou a faixa de valores isotópicos de carbono e oxigênio em conchas coetâneas de uma população. A composição isotópica das conchas também foi comparada com a composição isotópica das águas.	—

Tabela suplementar 1: Detalhes e exemplos da categorização dos objetivos dos estudos.

Referências material suplementar

- Apolinarska, K. (2013). Stable isotope compositions of recent *Dreissena polymorpha* (Pallas) shells: Paleoenvironmental implications. *Journal of Paleolimnology*, 50(3). <https://doi.org/10.1007/s10933-013-9730-x>
- Bálsamo Crespo, E., Pereyra, P. J., Silvestro, A., Hidalgo, K., & Bulus Rossini, G. (2020). Acute Toxicity of Cd²⁺, Cr⁶⁺, and Ni²⁺ to the Golden Mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(6), 748–754. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02854-5>
- Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Impact of *Dreissena* fouling on the physiological condition of native and invasive bivalves: interspecific and temporal variations. *Biological Invasions*, 16(7), 1373–1386. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0575-z>
- Collas, F. P. L., Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Leuven, R. S. E. W. (2018). Detachment rates of dreissenid mussels after boat hull-mediated overland dispersal. *Hydrobiologia*, 810(1). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3072-4>

- Coughlan, N. E., Cunningham, E. M., Potts, S., McSweeney, D., Healey, E., Dick, J. T. A., Vong, G. Y. W., Crane, K., Caffrey, J. M., Lucy, F. E., Davis, E., & Cuthbert, R. N. (2020). Steam and Flame Applications as Novel Methods of Population Control for Invasive Asian Clam (*Corbicula fluminea*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). *Environmental Management*, 66(4). <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01325-1>
- Domingues, A., Rosa, I. C., Pinto da Costa, J., Rocha-Santos, T. A. P., Gonçalves, F. J. M., Pereira, R., & Pereira, J. L. (2020). Potential of the bivalve *Corbicula fluminea* for the remediation of olive oil wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119773. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119773>
- Douda, K., & Čadková, Z. (2018). Water clearance efficiency indicates potential filter-feeding interactions between invasive *Sinanodonta woodiana* and native freshwater mussels. *Biological Invasions*, 20(5). <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1615-x>
- Dzierżyńska-Białończyk, A., Jermacz, Ł., Maćkiewicz, T., Gajewska, J., & Kobak, J. (2018). Mechanisms and impact of differential fouling of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* on different unionid bivalves. *Freshwater Biology*, 63(7), 687–699. <https://doi.org/10.1111/fwb.13107>
- El Haj, Y., Bohn, S., & Souza, M. M. (2019). Tolerance of native and invasive bivalves under herbicide and metal contamination: an ex vivo approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(30), 31198–31206. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06256-x>
- Ernandes-Silva, J., Ragonha, F. H., Rodrigues, L. C., & Mormul, R. P. (2016). Freshwater invasibility level depends on the population age structure of the invading mussel species. *Biological Invasions*, 18(5). <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1091-8>
- Ferreira, R., Gomes, J., Martins, R. C., Costa, R., & Quinta-Ferreira, R. M. (2018). Winery wastewater treatment by integrating Fenton's process with biofiltration by *Corbicula fluminea*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(2). <https://doi.org/10.1002/jctb.5355>
- Godoy, A. C., Corrêia, A. F., Rodrigues, R. B., Boscolo, W. R., Bittencourt, F., Nervis, J. A. L., & Feiden, A. (2018). Three Native Species as Possible Control for *Limnoperna Fortunei* in Net Cage Farming in the Itaipu Reservoir. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 241. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3892-0>
- Gomes, C., Mendes, T., Borges, R., Guarneri, I., Marchi, I., Guilhermino, L., Vasconcelos, V., Riccardi, N., & Antunes, A. (2020). The genetic diversity of two invasive sympatric bivalves (*Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha*) from Lakes Garda and Maggiore, Northern Italy. *Journal of Great Lakes Research*, 46(1). <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.11.006>
- Kalchev, R., Beshkova, M., Botev, I., Kalcheva, H., Kozuharov, D., & Trichkova, T. (2013). Effect of *Dreissena polymorpha* (bivalvia: Dreissenidae) on physicochemical characteristics of Zhrebchevo reservoir (central Bulgaria). *Comptes Rendus de L'Academie Bulgare Des Sciences*, 66(11).
- Karaouzas, I., Zogaris, S., Froufe, E., & Lopes-Lima, M. (2020). Rival at the gate: First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (Bivalvia: Corbiculidae) in Greece.

- Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2020-January(421).
<https://doi.org/10.1051/kmae/2020017>
- Labecka, A. M., & Czarnoleski, M. (2021). Patterns of growth, brooding and offspring size in the invasive mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) from an anthropogenic heat island. *Hydrobiologia*, 848(12–13). <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04141-9>
- Labecka, A. M., & Domagala, J. (2019). Two pathways for spermatogenesis in *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Journal of Molluscan Studies*, 85(3).
<https://doi.org/10.1093/mollus/eyz012>
- Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Van Doninck, K., Beisel, J.-N., & Descy, J.-P. (2016). Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777(1), 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2764-0>
- Marroni, S., Mazzeo, N., Pacheco, J. P., Clemente, J., & Iglesias, C. (2017). Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1036. <https://doi.org/10.1071/MF15454>
- McCoy, K. A., Hodgson, D. J., Clark, P. F., & Morritt, D. (2020). The effects of wet wipe pollution on the Asian clam, *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) in the River Thames, London. *Environmental Pollution*, 264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114577>
- Mikl, L., Adámek, Z., Všetičková, L., Janáč, M., Roche, K., Šlapanský, L., & Jurajda, P. (2017). Response of benthic macroinvertebrate assemblages to round (Neogobius melanostomus, Pallas 1814) and tubenose (Proterorhinus semilunaris, Heckel 1837) goby predation pressure. *Hydrobiologia*, 785(1), 219–232. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2927-z>
- Minchin, D., & Boelens, R. (2018). Natural dispersal of the introduced asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Cyrenidae) within two temperate lakes. *BioInvasions Records*, 7(3). <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.06>
- Modesto, V., Castro, P., Lopes-Lima, M., Antunes, C., Ilarri, M., & Sousa, R. (2019). Potential impacts of the invasive species *Corbicula fluminea* on the survival of glochidia. *Science of the Total Environment*, 673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.043>
- Ozgo, M., Urbanska, M., Hoos, P., Imhof, H. K., Kirschenstein, M., Mayr, J., Michl, F., Tobiasz, R., von Wesendonk, M., Zimmermann, S., & Geist, J. (2020). Invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) threatens an exceptionally large population of the depressed river mussel (*Pseudanodonta complanata*) in a postglacial lake. *Ecology and Evolution*, 10(11). <https://doi.org/10.1002/ece3.6243>
- Paschoal, LRP., Andrade, DP., & Darrigran, G. (2015). How the fluctuations of water levels affect populations of invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a Neotropical reservoir? *Brazilian Journal of Biology*, 75(1). <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09113>
- Pigneur, L. M., Marescaux, J., Roland, K., Etoundi, E., Descy, J. P., & Van Doninck, K. (2011). Phylogeny and androgenesis in the invasive *Corbicula* clams (Bivalvia, Corbiculidae) in Western Europe. *BMC Evolutionary Biology*, 11(1). <https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-147>

- Razak, N. F. A., Supramaniam, C. V., & Zieritz, A. (2019). A dichotomous PCR–RFLP identification key for the freshwater mussels (Bivalvia: Unionida) of Peninsular Malaysia. *Conservation Genetics Resources*, 11(4). <https://doi.org/10.1007/s12686-018-1038-8>
- Taskinen, J., Urbańska, M., Ercoli, F., Andrzejewski, W., Ożgo, M., Deng, B., Choo, J. M., & Riccardi, N. (2021). Parasites in sympatric populations of native and invasive freshwater bivalves. *Hydrobiologia*, 848(12–13). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04284-0>
- Vargas, R. P. F., Saad, J. F., Graziano, M., Dos Santos Afonso, M., Izaguirre, I., & Cataldo, D. (2019). Bacterial composition of the biofilm on valves of *Limnoperna fortunei* and its role in glyphosate degradation in water. *Aquatic Microbial Ecology*, 83(1). <https://doi.org/10.3354/ame01907>
- Zieritz, A., Taha, H., Lopes-Lima, M., Pfeiffer, J., Sing, K. W., Sulaiman, Z., McGowan, S., & Khairul, K. A. (2020). Towards the conservation of Borneo’s freshwater mussels: rediscovery of the endemic *Ctenodesma borneensis* and first record of the non-native *Sinanodonta lauta*. *Biodiversity and Conservation*, 29(7). <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01971-1>

**2 CAPÍTULO II: EXPERIMENTO DE CONSUMO DE FITOPLÂNCTON POR
BIVALVES DE ÁGUA DOCE NATIVO *Diplodon parodizi* E INVASOR
Corbicula fluminea.**

RESUMO

Os bivalves de água doce desempenham um papel crucial como engenheiros ecossistêmicos, uma vez que são animais filtradores que se alimentam de partículas em suspensão, incluindo o fitoplâncton, o principal produtor nos ecossistemas lacustres. Neste estudo, investigamos as taxas de consumo (filtração e ingestão) e a seletividade alimentar de duas espécies de bivalves de água doce: a invasora não nativa *Corbicula fluminea* e a nativa *Diplodon parodizi*. Realizamos um experimento em laboratório, onde os bivalves foram mantidos por 2 horas em um aquário contendo uma comunidade de fitoplâncton. Ao final do período designado, retiramos os bivalves do aquário e identificamos taxonomicamente a comunidade fitoplanctônica, quantificando as taxas de filtração, ingestão e seletividade alimentar. Os resultados não revelaram diferenças significativas nas taxas de filtração e ingestão entre o bivalve nativo e o invasor. A taxa de ingestão para diferentes táxons de fitoplâncton foi proporcional à sua disponibilidade nos aquários. Entretanto, observamos diferenças significativas no índice de seletividade, especialmente para cianobactérias, que foram evitadas por *D. parodizi*, assim como Dinoflagelados, Xantofíceas e Diatomáceas. *C. fluminea* também evitou Dinoflagelados e Diatomáceas. Nossos resultados indicam o compartilhamento de recursos, ou seja, os mesmos táxons de fitoplâncton, pelas duas espécies de bivalves. Possivelmente, a espécie nativa pode ter desvantagens devido à sua rejeição mais ampla e intensa de recursos em comparação com a espécie não nativa. Considerando que *C. fluminea* pode atingir altas densidades em ambientes invadidos, suas alterações podem ter proporções significativas, incluindo mudanças na composição das comunidades fitoplanctônicas, com possível vantagem para a espécie invasora de dinoflagelado *Ceratium furcoides*. Este estudo destaca os efeitos do consumo de fitoplanctons por bivalves de água doce, evidenciando as diferenças no consumo entre uma espécie nativa e uma invasora, além dos potenciais impactos negativos dessas diferenças na comunidade. Serve como base para estudos futuros que visem aprofundar o entendimento sobre os efeitos do consumo de bivalves nas comunidades fitoplanctônicas.

Palavras-chave: Taxa de alimentação, índice de eletividade relativa, organismos filtradores, impacto ecológico, limnologia.

1. INTRODUÇÃO

Os bivalves de água doce desempenham um papel fundamental na alteração do ambiente, exercendo influência direta ou indireta nas condições bióticas e abióticas, destacando-se como importantes engenheiros ecossistêmicos (Crooks, 2002; Sousa et al., 2009, 2014). Esses organismos são filtradores, se alimentam de partículas em suspensão e possuem uma notável capacidade de filtrar grandes volumes de água (Pigneur et al., 2014). Os bivalves têm um impacto direto na dinâmica dos nutrientes ao filtrarem elementos inorgânicos e orgânicos, incluindo microplâncton (Chowdhury et al., 2016; Vaughn & Hakenkamp, 2001). Em virtude dessas características, quando se tornam invasores, os bivalves de água doce podem desencadear uma série de impactos significativos. Isso pode resultar na redução dos estoques permanentes de fitoplâncton e zooplâncton, promovendo mudanças substanciais na estrutura da comunidade planctônica (Boltovskoy et al., 2009; Kimmerer & Thompson, 2014; Marescaux, Falisse, et al., 2016; Marroni et al., 2017; Strayer et al., 1999; Thorp & Casper, 2002) afetando diretamente as cadeias alimentares, por exemplo, por meio do pastejo (Vaughn & Hoellein, 2018).

A alimentação é uma das principais formas de aquisição de recursos estando no centro da maioria das hipóteses em ecologia de invasões (Catford et al., 2009; Ricciardi et al., 2013). Um dos mecanismos de alteração na estrutura da comunidade planctônica e de teias tróficas é a seleção de presas. Para bivalves de água doce, a seleção alimentar é inclusive mais estudada para espécies invasoras como *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Naddafi et al., 2007), *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) (Fahnenstiel et al., 2010; Tang et al., 2014), *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Frau et al., 2016) e *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bolam et al., 2019). Por exemplo, o pastoreio seletivo de *D. polymorpha* explica sua capacidade de alterar a composição da comunidade fitoplanctônica em lagos, com possíveis consequências negativas para o ecossistema (Naddafi et al., 2007). Da mesma forma, a preferência de *C. fluminea* por diatomáceas e flagelados e a rejeição de cianobactérias leva a mudanças na composição da comunidade de microplâncton com consequências nas cadeias alimentares (Bolam et al., 2019). Para bivalves nativos, em especial para mexilhões unionídeos, a seletividade alimentar é menos estudada (e.g., Beck & Neves, 2003; Fung & Ackerman, 2020), porém é de fundamental importância para compreender os diferentes efeitos que bivalves invasores podem causar nos

ambientes. Estudos anteriores demonstraram a seletividade alimentar de *Lampsilis siliquoidea* (Barnes, 1823) e *Villosa iris* (Lea, 1829) confirmando que o grupo também consome preferencialmente determinados organismos da comunidade fitoplanctônica (Beck & Neves, 2003; Fung & Ackerman, 2020).

O padrão de seleção de presas pode ainda diferir entre bivalves nativos e invasores, como demonstrado em um experimento que avaliou a preferência de partículas por mexilhões nativos da América do Norte (*Margaritifera margaritifera*, *Amblema plicata* e *Pyganodon cataracta*) comparado ao invasor Mexilhão Zebra (*D. polymorpha*) (Baker & Levinton, 2003). No estudo, foi observado que mexilhões nativos competem com os Mexilhões Zebra por muitos dos mesmos tipos de alimentos (fitoplâncton, em geral, e *Microcystis*, em particular), porém são menos eficientes que os Mexilhões Zebra na diferenciação entre partículas nutritivas e menos nutritivas, o que pode influenciar na diminuição de populações de espécies nativas de bivalves (Baker & Levinton, 2003). Outro estudo comparativo entre a espécie nativa da América do Norte *Elliptio crassidens* e *C. fluminea* (invasora) evidenciou a seletividade de componentes orgânicos específicos presentes no seston, demonstrando que estes bivalves têm papéis funcionais diferentes, com implicações importantes para o processamento de matéria orgânica e cadeias alimentares em riachos (Atkinson et al., 2011).

Os bivalves são importantes consumidores do fitoplâncton, um grupo ecológico de organismos fotossintéticos unicelulares ou coloniais adaptados para viver em suspensão na água (Reynolds, 2006). Sendo que o fitoplâncton é o principal produtor nos ecossistemas lacustres, produzindo oxigênio e matéria orgânica por meio da fotossíntese, além de ser fornecedor de muitos serviços, como de regulação dos processos ecossistêmicos, provisão (por exemplo, fonte de alimentos e combustíveis) e serviços culturais (Li et al., 2020; Naselli-Flores & Padisák, 2023). Devido à grande capacidade de regulação do fitoplâncton pelos bivalves (Marroni et al., 2017; Newell et al., 2007; Prins & Escaravage, 2005) é importante conhecer e comparar os padrões de consumo de fitoplâncton por estes organismos.

Sendo assim, este estudo buscou comparar o consumo de fitoplâncton por duas espécies de bivalves de água doce. A primeira, *C. fluminea*, pertence à família Cyrenidae (Veneroidea), endêmico do sudeste da Ásia, África e ilhas do Pacífico (McMahon, 1983). A primeira invasão registrada de *C. fluminea* foi nos Estados Unidos, em 1924 (Counts, 1981) e após isso foi identificada como invasora tanto na

América do Sul quanto na Europa Ocidental (Ituarte, 1994; Mouthon, 1981; Sousa et al., 2005). Os traços funcionais desta espécie (e.g., r-estrategista e altas taxas de crescimento e fecundação) associados à ausência de predadores em algumas regiões invadidas, fazem com que essa espécie atinja altas densidades quando se torna invasora (Guisan et al., 2014; McMahon, 2002; Sousa, Nogueira, et al., 2008). A segunda espécie de bivalve, *Diplodon parodizi* (Bonetto, 1962), pertence à família Hyriidae (Unionoida), possui registros de ocorrência na América do Sul, especificamente na Argentina, Paraguai e Brasil (Pereira et al., 2013), nas bacias da Amazônia e do Paraná (Meyer et al., 2017; Simone, 2006). O conhecimento sobre a espécie é restrito à sua descrição morfológica (Bonetto, 1962). No território brasileiro, pelo menos dez espécies do gênero *Diplodon*, possuem *status* de espécie ameaçada, principalmente devido à poluição dos rios, desmatamento e competição com espécies exóticas (ICMBio, 2018).

Através da avaliação das taxas de filtração e ingestão e da seletividade alimentar destas espécies para diferentes táxons de fitoplâncton buscamos compreender os padrões e efeitos da alimentação de *D. parodizi* e *C. fluminea*, e os possíveis mecanismos de impacto do bivalve invasor.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 COLETA E MANUTENÇÃO DOS BIVALVES

Os bivalves de ambas as espécies foram coletados manualmente com auxílio de peneira e pá, em águas rasas (~1 m) em um trecho do rio Verde, Campo Magro, Paraná, Brasil (25°23'3.11"S 49°27'15.89"O). O local fica na Área de Proteção Ambiental do rio Verde (APA do rio Verde), que foi estabelecida pelo Governo do Estado do Paraná (Decreto número 2.375 / 2000). A APA do rio Verde está localizada no lado oeste da Região Metropolitana de Curitiba e inclui três municípios: Araucária, Campo Largo e Campo Magro (Caneparo et al., 2012) (Figura 1).



Figura 1: Mapa da área de coleta dos bivalves de água doce (indicado pela seta), localizada na bacia do rio Verde, Campo Magro, Paraná, Brasil. Fonte: Meyer et al., 2017.

Após a coleta, os bivalves foram transferidos para caixas de transporte com aeradores, contendo água coletada no local e então transportados até o Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC). Foram colocados em aquários com água do rio não filtrada e aeração constante, em uma sala com temperatura controlada de 22°C e com fotoperíodo de 12 horas. Permaneceram nessas condições pelo período de 30 dias para aclimação. Durante esse período, uma vez por semana a água dos aquários foi parcialmente trocada por água decolorada. Os bivalves foram alimentados a cada três dias com ração de peixe em flocos Alcon Basic, e a cada dois dias com água coletada com rede de plâncton com malha de 68µm. A água usada para alimentação foi coletada no mesmo local em que a água usada nos experimentos, conforme descrito adiante.

2.2 COLETA DE FITOPLÂNCTON

Para a obtenção de indivíduos do componente planctônico que foram utilizados como recurso, foram realizadas coletas em um trecho do alto rio Iguaçu em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil (25°29'10,41"S 49°10'55,11"O). O local fica em uma área expressivamente urbanizada (Prestes, 2018), próximo à estação de

captação de água da Sanepar (Companhia de Saneamento do Paraná). A coleta da comunidade planctônica foi realizada a partir de uma série de arrastos horizontais utilizando rede de plâncton com malha de 68µm, para coleta e filtragem da região eufótica da coluna de água. A água coletada foi imediatamente transportada para laboratório, onde foi mantida em temperatura controlada de 20°C, com aeração constante por um período de 12 horas antes do início do experimento.

2.3 DESIGN EXPERIMENTAL

Os experimentos foram realizados à temperatura ambiente da água, em sala com temperatura controlada de 20°C. Para o experimento, foram utilizados seis indivíduos adultos de *D. parodizi*, com comprimento da concha médio de 72,78 mm ($\pm$ 7,23 mm), e 10 indivíduos de *C. fluminea*, com comprimento da concha médio de 25,87 mm ($\pm$ 2,87 mm). As superfícies das conchas dos bivalves foram higienizadas com uma bucha com o objetivo de retirar qualquer material orgânico e então cada indivíduo foi pesado e medido. Após essa etapa, cada indivíduo foi colocado em um aquário contendo apenas água decolorada, por um período de aclimação de 4h para minimizar o estresse causado pela manipulação, e para garantir que abrissem suas valvas e estendessem seus sifões. Após esse período, a água coletada contendo a comunidade fitoplanctônica (AF) foi acrescentada delicadamente, e os bivalves permaneceram nesta condição por um período experimental de 2h (Figura 2) (Bolam et al., 2019, com modificações).

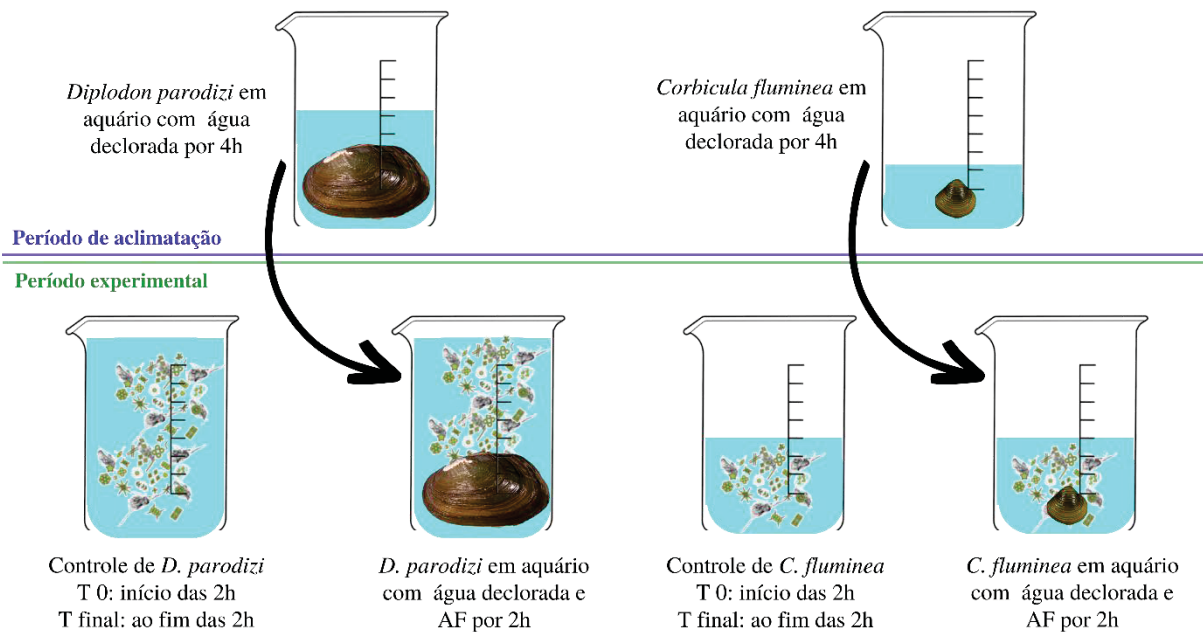


Figura 2: Esquema do design experimental empregado no estudo de comparação do consumo de fitoplâncton pela espécie de bivalve não nativo invasor *Corbicula fluminea* e pela espécie nativa *Diplodon parodizi*. O período experimental inicia-se com a adição de água com comunidade de fitoplâncton (AF) nos aquários experimentais.

Com base no peso médio dos exemplares de cada espécie determinamos o volume de água adequado nos aquários, possibilitando a comparação dos efeitos dos bivalves de forma proporcional na comunidade planctônica. Para *D. parodizi*, o peso médio dos exemplares foi de 56g ($\pm 8,89$ g) e, portanto, cada indivíduo foi colocado em um aquário com 950 ml de água decolorada e 634 ml de AF, totalizando um volume de 1584 ml por aquário. Para *C. fluminea*, o peso médio dos exemplares foi de 5,3g ($\pm 1,16$ g), e cada indivíduo foi colocado em um aquário com 90 ml de água decolorada e 60 ml de AF, totalizando um volume de 150 ml por aquário. Ao fim do experimento os bivalves foram removidos dos aquários com auxílio de uma pinça e lavados com água decolorada com auxílio de uma pisseta, ainda sobre os aquários, para garantir que todas as células do fitoplâncton restantes permanecessem no aquário. Em seguida, a água dos aquários foi filtrada em um tecido de poliamida de 40 μ m e o conteúdo concentrado resultante foi transferido para recipientes de armazenagem com auxílio de uma pipeta *pasteur* com água decolorada, onde foram fixados com formalina a 5%. O controle foi realizado em aquários contendo a mesma quantidade de água decolorada e AF dos aquários experimentais de cada espécie, porém sem os bivalves. Foram feitas três réplicas de controle inicial (C_{T0}), no início do período experimental, onde a água foi filtrada e imediatamente fixada e três réplicas de controle ao fim do período experimental (C_{Tfinal}), em que a água permaneceu no

aquário durante as 2h sem o bivalve e então foi filtrada e fixada. Os parâmetros químicos da água dos aquários controle foram mensurados no momento do experimento com kits da Labcon Teste para pH tropical ($=7$), amônia tóxica (entre 0 e 0,25 ppm) e de nitrito (entre 0 e 0,25 ppm). A temperatura da água foi aferida durante todo o experimento e se manteve em 17°C .

2.4 ANÁLISE DE DADOS

2.4.1 Triagem e contagem da comunidade fitoplanctônica

Subamostras do material biológico representativo da comunidade fitoplanctônica foram identificadas taxonomicamente utilizando câmara de Neubauer sob microscópio óptico até o menor nível possível. A identificação dos organismos foi realizada de acordo com literatura específica (Bicudo & Menezes, 2006; Hegewald, 2000; Hoek et al., 1995; Serieyssel, 2012). O fitoplâncton foi contado e identificado até atingir um total de 300 indivíduos por subamostra (Bolam et al., 2019; Rollwagen-Bollens et al., 2013). Calculamos a abundância de fitoplâncton em cada subamostra experimental e do C_{T0} e C_{Tfinal} como o número de células presentes por volume de água (em ml).

2.4.2 Taxas de filtração, ingestão e eletividade dos bivalves

A taxa de filtração em bivalves, um parâmetro crítico para avaliar sua alimentação, representa o volume de água que um animal filtra em uma unidade de tempo (Coughlan, 1969; Riisgård, 2001). Existem duas abordagens para quantificar essa taxa, uma delas é através de métodos diretos que envolvem a interceptação e medição da corrente de alimentação para calcular a taxa de bombeamento (Coughlan, 1969). Outra forma é utilizando os métodos indiretos que dependem da taxa de remoção de partículas de um volume conhecido de suspensão, permitindo calcular a taxa de filtração com base na corrente de alimentação e na retenção de partículas (Coughlan, 1969). Neste estudo usamos o método indireto para determinar a taxa de filtração dos bivalves de água doce. A partir da determinação da taxa de filtração, também é possível determinar a taxa de ingestão, que é definida como o número de células ou partículas que um organismo consome por unidade de tempo (Järnegen & Altin, 2006; Lucas, 1982; Rajesh et al., 2001).

As taxas de filtração e ingestão de *C. fluminea* e *D. parodizi* foram calculadas de acordo com Lucas (1982) e Maquirang et al. (2020). A taxa de filtração (FR) foi calculada incluindo um fator de correção do controle:

$$FR = \frac{v}{n} \left\{ \left[\frac{(\ln C_{T0} - \ln TB)}{t} \right] - a \right\}$$

onde v é volume de água por aquário (em ml), n é o número de indivíduos por tratamento, t é a duração do experimento (em horas), C_{T0} é a concentração de células (células/ml) no controle inicial, TB é a concentração final de células (células/ml) no tratamento experimental e a é o fator de correção do controle, calculado como:

$$a = \frac{C_{Tfinal}}{t}$$

onde C_{Tfinal} é a concentração de células (células/ml) no controle ao fim do período experimental de 2h. A taxa média de ingestão (IR) foi calculada a partir de:

$$IR = FR * C$$

onde C é a concentração celular média (células/ml) calculada por:

$$C = \frac{C_{T0} - TB}{t((FR/v) + a)}$$

Calculamos o índice de eletividade (E^* ; Bolam et al., 2019; Rollwagen-Bollens et al., 2013; Vanderploeg & Scavia, 1979) que mede a utilização dos tipos de alimentos em relação à sua abundância ou disponibilidade no ambiente, sendo úteis para discernir e comparar padrões alimentares (Lechowicz, 1982). O índice E^* de Vanderploeg & Scavia foi considerado o índice de eletividade mais útil em uma revisão que buscava comparar os diferentes índices de eletividade (Lechowicz, 1982). O índice de Vanderploeg & Scavia é indicado também considerando as características do atual experimento, onde o número de tipos e as proporções de recursos variam na água utilizada para realização do experimento (Confer & Moore, 1987). Para estimar E^* , primeiro o número de indivíduos de cada tipo de recurso consumidos pelos bivalves (Ri) em cada experimento foi determinado como:

$$Ri = \left[\frac{Nic + Nfc}{2} \right] - Nft$$

onde Nic é o número médio de células presentes nos aquários de controle iniciais, Nfc é o número médio de células presentes nos aquários de controle ao final do tempo experimental e Nft é o número médio de células presentes em cada aquário

experimental com bivalve ao fim do experimento. A proporção de cada tipo de recurso na dieta (ri) e no meio disponível (ni) foi então calculada como:

$$ri = \frac{Ri}{\sum_{j=1}^m Rj}$$

e

$$ni = \frac{Nic}{\sum_{j=1}^m Njc}$$

onde m é o número de tipos de recursos, $\sum Rj$ é a somatória de número total de células consumidas pelos bivalves para todos os tipos de recursos, ou seja, a soma dos valores obtidos na equação de Ri ; e $\sum Njc$ é a somatória do número total de células de os recursos presentes em cada aquário controle ao final do experimento. Posteriormente, foi calculada a eletividade para cada tipo de recursos, de acordo com a fórmula abaixo:

$$E_i^* = \frac{Wi - 1/m}{Wi + 1/m}$$

onde Wi foi definido pela seguinte equação:

$$Wi = \frac{ri/ni}{\sum_{j=1}^m rj/nj}$$

onde rj e nj é a soma dos valores obtidos nas equações de ri e ni , respectivamente.

Um valor de eletividade (E^*) igual a 0 indica uma preferência neutra por um tipo de recurso. Valores positivos até 1 representam preferência crescente por um táxon de recursos, enquanto valores negativos até -1 indicam crescente rejeição de um táxon de recursos. Em alguns casos envolvendo táxons de recursos raros ou que não foram consumidos no tratamento (quando o valor de Ri é menor que o número de células restante no tratamento), Ri foi calculado como um valor negativo. Nestes casos consideramos como uma ausência desses táxons na dieta dos bivalves e, portanto, definimos Ri como 0 para cálculos adicionais de E^* para esses táxons (Bolam et al., 2019). Isso também foi aplicado para a taxa de ingestão.

2.4.3 Análises estatísticas

A diferença nas taxas de filtração e ingestão dos bivalves para cada grupo taxonômico de recursos foi testada através de uma ANOVA de um fator (one-way ANOVA), com posterior teste de Tukey para verificar quais grupos de fitoplâncton

diferiram ao serem consumidos pelos bivalves. A diferença na taxa de ingestão entre a espécie de bivalve não nativa invasora e a espécie nativa foi verificada através de um teste-t.

Em relação a eletividade, as diferenças entre os grupos de fitoplâncton consumidos por *C. fluminea* e *D. parodizi* foram analisadas pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. O teste de Mann-Whitney foi utilizado para verificar a diferença par a par entre a eletividade dos grupos de fitoplâncton consumidos pelos bivalves. Por fim, utilizamos um teste de Wilcoxon para verificar se o índice E^* dos bivalves era diferente de zero e para quais grupos de fitoplâncton. O nível de significância considerado em todas as análises foi de $\alpha = 0,05$.

3. RESULTADOS

A comunidade fitoplanctônica utilizada como recurso nos experimentos de consumo foi composta por 7 grupos principais: Diatomáceas (Bacillariophyta) com uma média de 605,35 células/ml (± 120), Clorófitas (Chlorophyta) com 201,01 células/ml ($\pm 24,49$), Cianobactérias (Cyanobacteria) com 116,32 células/ml (± 38), Carófitas (Charophyta) com 43,54 células/ml ($\pm 23,62$), Rodófitas (Rhodophyta) com 12,03 células/ml ($\pm 4,70$), Dinoflagelados (Miozoa) com 8,19 células/ml ($\pm 4,23$) e Xantofíceas (Heterokontophyta) com uma média de 7,99 células/ml ($\pm 2,20$) (Tabela 1).

Tabela 1: Composição taxonômica dos grupos de fitoplâncton e a densidade (Células.ml) nos controles iniciais e finais (após 2 horas).

Grupos	Gêneros	Média controles iniciais (Células.ml)	Desvio padrão	Média controles finais (2h) (Células.ml)	Desvio padrão
Dinoflagelados	<i>Ceratium furcoides</i>	6,84	4,19	9,53	4,17
Rodófitas	<i>Sirodotia sp</i>	9,92	2,28	14,14	5,70
Xantofíceas	<i>Polyedriella sp</i>	7,33	2,19	8,66	2,19
Cianobactérias	<i>Aphanocapsa sp</i>	11,32	2,19	12,09	2,44
	<i>Cephalothrix sp</i>	5,68	2,58	9,03	5,46
	<i>Dermocarpella sp 1</i>	6,57	5,20	8,17	6,39
	<i>Dermocarpella sp 2</i>	5,64	3,31	6,10	3,55
	<i>Joaginema sp</i>	30,74	1,46	33,15	2,72
	<i>Leptolyngbya sp</i>	18,23	10,70	22,79	15,17
	<i>Pantalinema sp</i>	6,59	5,19	8,83	7,13
	<i>Pseudanabaena sp</i>	22,36	6,25	25,32	5,16
Carófitas	<i>Closterium sp 1</i>	7,75	5,39	10,92	7,77
	<i>Closterium sp 2</i>	4,75	3,60	5,20	3,79
	<i>Mougeotiopsis sp</i>	5,36	2,89	6,70	4,35
	<i>Pleurotaenium sp</i>	8,33	1,82	13,16	6,02
	<i>Roya sp</i>	4,99	1,81	7,90	3,03
	<i>Spirogyra sp</i>	6,03	2,16	5,98	3,67
Clorófitas	<i>Binuclearia sp</i>	6,16	2,75	7,58	4,09
	<i>Chlorella sp</i>	6,47	3,15	7,98	3,67
	<i>Closteriopsis sp</i>	11,94	4,50	12,65	5,90
	<i>Golenkinia sp</i>	8,91	7,76	9,77	8,29
	<i>Microspora sp</i>	11,24	1,56	9,55	1,21
	<i>Pediastrum duplex</i>	18,97	0,41	20,33	1,09
	<i>Pediastrum sp</i>	7,76	5,37	8,53	5,27
	<i>Raphidonema sp</i>	14,13	5,69	17,16	12,60
	<i>Uronema sp</i>	11,42	2,83	13,27	3,31
	<i>Volvox sp</i>	83,55	20,03	86,87	13,88
	<i>Yamagisiella sp</i>	13,55	0,53	14,21	0,35
Diatomáceas	<i>Achnantheidium exiguum</i>	4,03	1,41	6,45	3,93
	<i>Achnantheidium sp 1</i>	6,99	2,56	10,34	4,78
	<i>Amphipleura sp</i>	4,53	3,82	6,49	5,29
	<i>Aulacoseira sp 1</i>	12,00	0,80	13,67	1,10
	<i>Aulacoseira sp2</i>	6,24	4,85	7,77	4,64
	<i>Cymbella sp</i>	26,73	0,87	27,49	2,80
	<i>Cymbellopsis sp</i>	10,68	3,68	12,87	4,18
	<i>Diploneis sp</i>	8,53	1,63	11,80	3,14
	<i>Encyonema sp 1</i>	22,25	1,92	23,84	2,38
	<i>Encyonema sp 2</i>	14,47	3,87	16,97	3,32
	<i>Encyonema sp 3</i>	6,74	3,60	6,99	4,00
	<i>Encyonema sp 4</i>	3,80	3,87	4,50	4,56
	<i>Eunotia sp</i>	6,27	6,27	7,37	8,00
	<i>Frustulia sp</i>	7,13	3,85	8,13	4,24
	<i>Gomphonema sp</i>	16,26	1,16	16,70	1,54
	<i>Kurtkammeria sp</i>	12,46	6,78	15,30	6,61
	<i>Lemnicola sp</i>	18,55	4,49	24,63	8,07

	<i>Luticola sp</i>	4,12	4,25	4,67	4,39
	<i>Melosira sp</i>	257,75	4,69	273,13	8,25
	<i>Navicula sp</i>	10,82	3,05	14,07	1,66
	<i>Nupela sp</i>	9,30	4,42	12,04	5,80
	<i>Placoneis sp</i>	6,96	4,93	13,91	11,16
	<i>Pseudofallacia sp</i>	5,14	2,41	6,58	3,02
	<i>Rhopalodia sp</i>	16,87	1,24	17,23	0,84
	<i>Sellaphora sp 1</i>	8,95	3,38	12,99	6,20
	<i>Sellaphora sp 2</i>	5,64	1,87	7,99	2,91
	<i>Stenopterobia sp</i>	4,83	2,74	7,94	5,17
	<i>Surirella sp 1</i>	19,35	8,03	22,97	12,09
	<i>Surirella sp 2</i>	9,13	2,41	8,97	1,86
	<i>Surirella sp 3</i>	7,87	2,34	9,47	3,51
	<i>Terpsinoe sp</i>	12,92	3,40	10,14	1,31

A taxa de filtração média para *D. parodizi* foi de 30,66 ml/inv.h ($\pm 9,07$) e para *C. fluminea* 18,56 ml/inv.h ($\pm 4,21$). A ANOVA mostrou que não houve diferença na taxa de filtração entre os grupos de fitoplâncton para *D. parodizi* ($F= 1,033$ e $p= 0,424$) ou *C. fluminea* ($F= 1,145$ e $p=0,349$) (Figura 3).

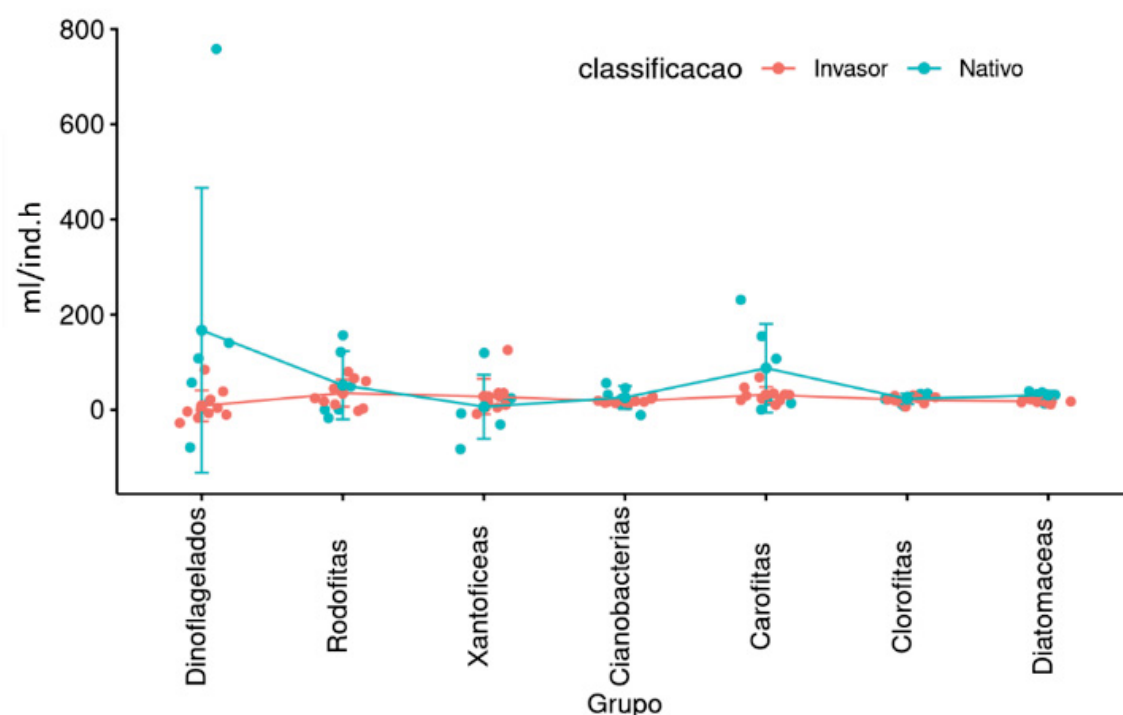


Figura 3: Taxa de filtração (ml/ind.h; média $\pm$ desvio padrão) das espécies de bivalves *Corbicula fluminea* (invasor) e *Diplodon parodizi* (nativo) em relação aos diferentes grupos de fitoplâncton disponibilizados como recurso.

A taxa de ingestão de *C. fluminea* foi de 19.308,79 células.ind.h ($\pm 3.905,51$) e de *D. parodizi* foi de 24.042,16 células.ind.h ($\pm 7.015,60$) considerando todos os grupos

de fitoplâncton. O Teste-t apontou diferença na taxa de ingestão entre as duas espécies de bivalve apenas para a taxa de ingestão de Diatomáceas ($p = 0,0229$), que foi o grupo mais consumido pelos bivalves (Figura 4).

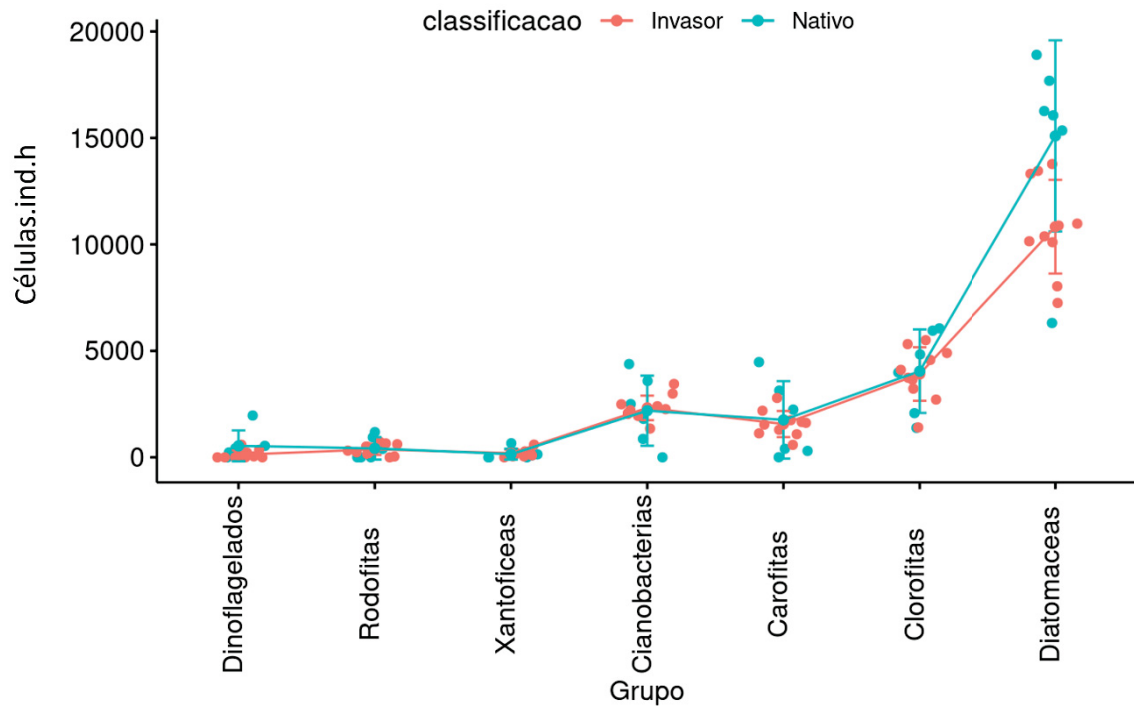


Figura 4: Taxas de ingestão (células.ind.h; média $\pm$ desvio padrão) das espécies de bivalves *C. fluminea* (invasor) e *D. parodizi* (nativo) em relação aos diferentes grupos de fitoplâncton disponibilizados como recurso.

A ANOVA mostrou diferenças nas taxas de ingestão dos grupos de fitoplâncton para *D. parodizi* ($F=18,98$ e $p<0,05$). Posteriormente, o teste Tukey apontou diferença entre quais grupos (Figura 5).

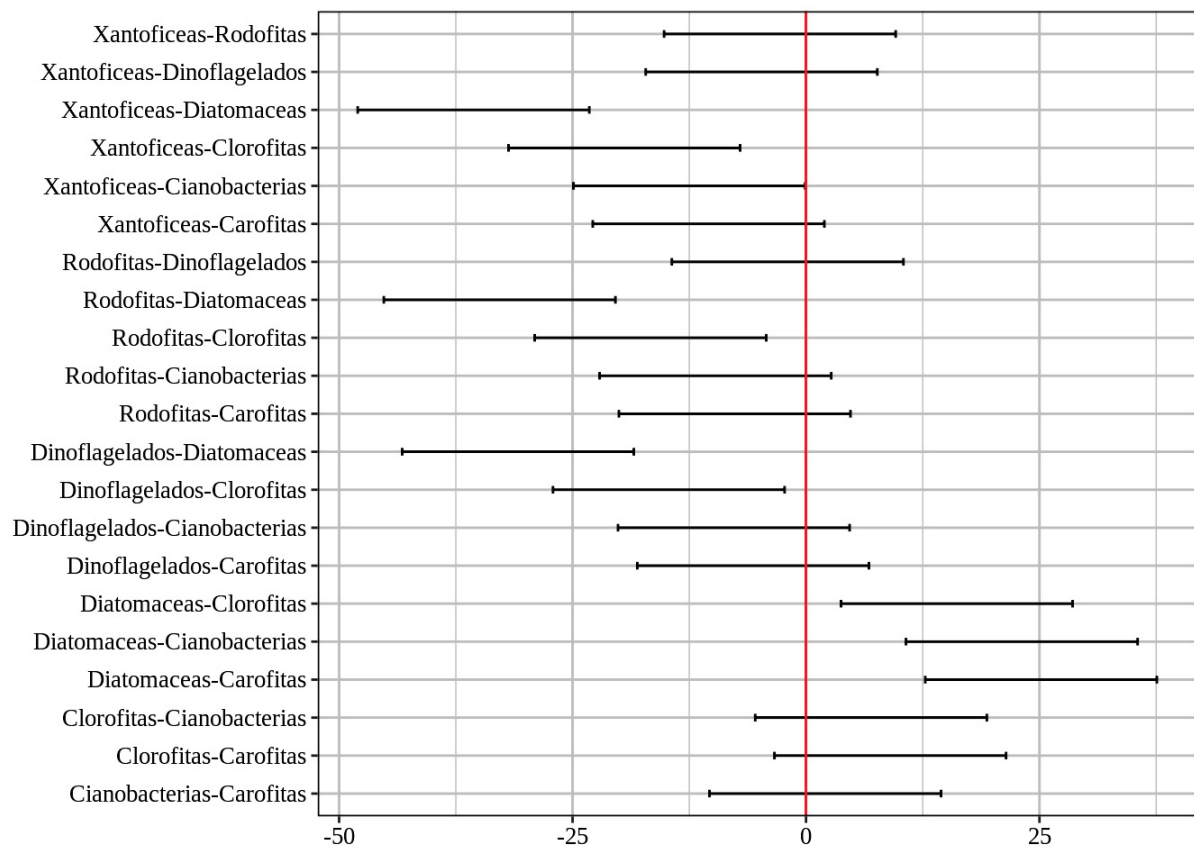


Figura 5: Exibição gráfica de comparações entre pares pelo teste de Tukey para a taxa de ingestão de *D. parodizi* para os diferentes grupos de fitoplânctons. Quaisquer intervalos de confiança que não contenham 0 (linha vermelha) fornecem evidência de diferença nos grupos.

A ANOVA mostrou diferenças nas taxas de ingestão dos grupos de fitoplâncton para *C. fluminea* ($F=111,79$ e $p<0,05$). Posteriormente, o teste Tukey apontou diferença entre quais grupos (Figura 6).

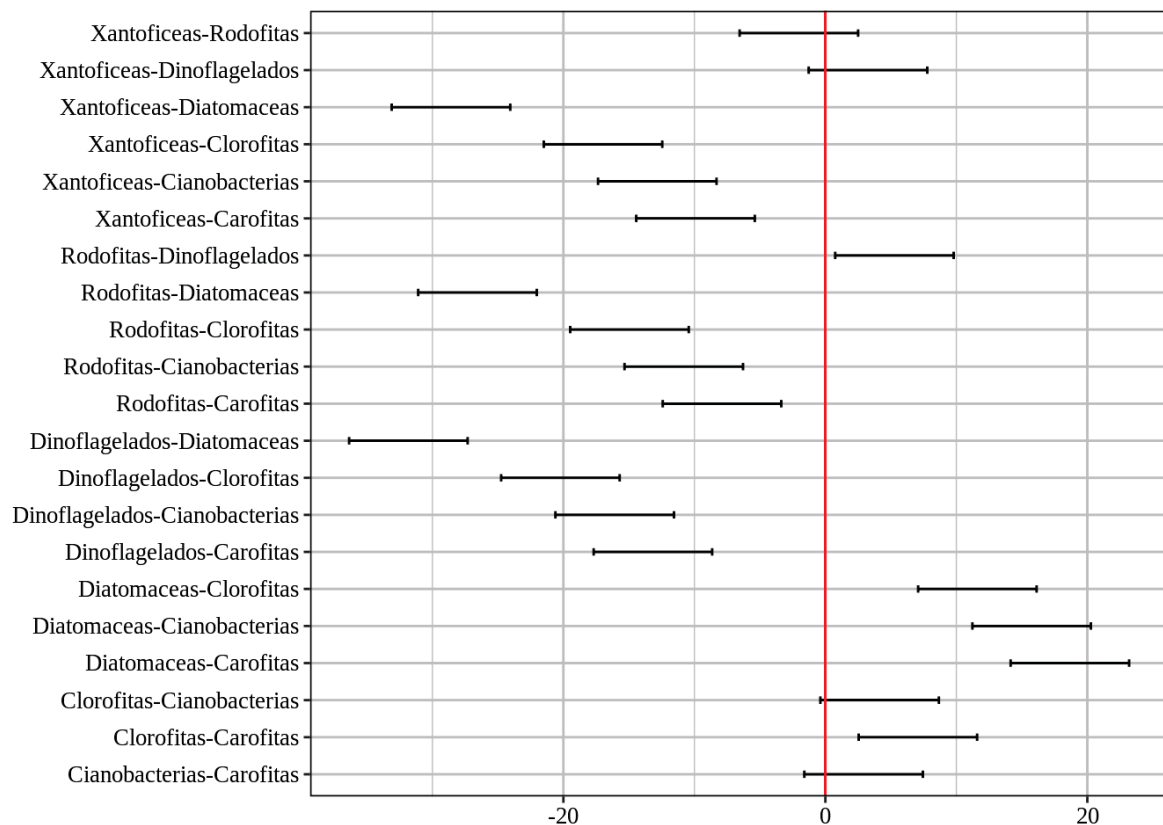


Figura 6: Exibição gráfica de comparações entre pares pelo teste de Tukey para a taxa de ingestão de *C. fluminea* para os diferentes grupos de fitoplâncton. Quaisquer intervalos de confiança que não contenham 0 (linha vermelha) fornecem evidência de diferença nos grupos.

Em relação ao índice de eletividade, observamos diferenças entre os bivalves nativo e invasor apenas para cianobactérias ($p=0,0038$), que são mais evitadas por *D. parodizi* com $E^* = -0,95 (\pm 0,14)$, enquanto *C. fluminea* apresentou neutralidade para este grupo, ou seja, E^* não foi significativamente diferente de zero. A espécie *D. parodizi* também rejeitou significativamente (i.e. valores de E^* negativos) Dinoflagelados ($p=0,045$), Xantofíceas ($p=0,045$), Cianobactérias ($p=0,026$) e Diatomáceas ($p=0,036$). Já *C. fluminea* rejeitou significativamente apenas dois grupos de fitoplâncton, Dinoflagelados ($p=0,028$) e Diatomáceas ($p=0,025$) (Figura 7).

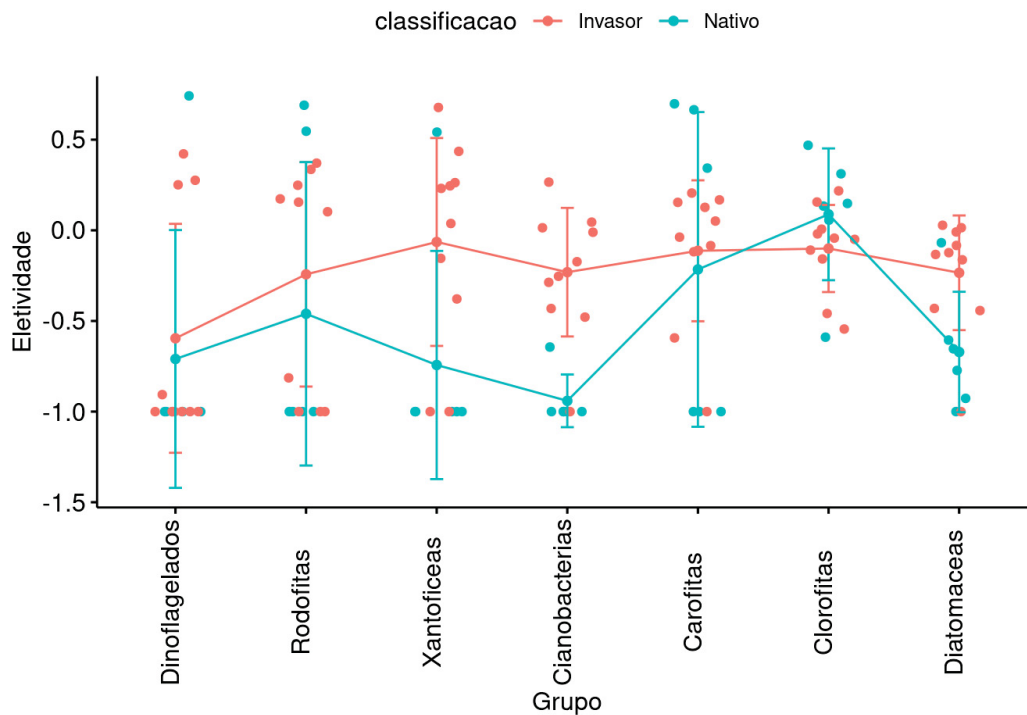


Figura 7: Índices de eletividade (E^* ; média $\pm$ desvio padrão) das espécies de bivalves *Corbicula fluminea* (invasor) e *Diplodon parodizi* (nativo) para cada grupo de fitoplâncton disponibilizado como recurso.

4. DISCUSSÃO

4.1. TAXAS DE FILTRAÇÃO

As taxas de filtração de *C. fluminea* e *D. parodizi* foram similares. Este resultado pode estar relacionado ao fato de que normalizamos a diferença de tamanho ao fornecer quantidades proporcionais de água conforme o peso médio das espécies. Em um estudo que comparou a taxa de ingestão e filtração de *C. fluminea* e *Diplodon paralelopipedon* em unidades de biomassa ($\text{ml g DW}^{-1} \text{h}^{-1}$), foram observadas maiores taxas de filtração e ingestão para *C. fluminea* na presença de sedimentos sem matéria orgânica, porém, em sedimentos com matéria orgânica, as taxas não diferiram entre as espécies (Marroni et al., 2014). Isso mostra que as taxas de filtração do gênero *Diplodon* podem ser superadas por invasores quando consideramos a biomassa, sendo que invasores costumam alcançar densidades maiores nos ambientes invadidos aumentando os efeitos da filtração sobre as condições físicas da água (e. g., aumento da disponibilidade de luz, Zhu et al., 2006). Considerando que os bivalves utilizados neste experimento vêm de um rio com alto grau de eutrofização

(Cunha, 2011), os valores encontrados foram inferiores, por exemplo, à taxa de filtração de *Diplodon chilensis* como biocontrole da eutrofização em cultivos de salmão (Soto & Mena, 1999). Neste estudo, foi observado que a taxa de filtração, se comporta como uma função exponencial negativa da concentração de Chl *a* (ou densidade celular), assim a taxa de filtração máxima encontrada foi de 1000 ml/ind.h nas concentrações mais baixas de clorofila, enquanto a menor taxa foi de 250 ml/ind.h para a maior concentração de clorofila (Soto & Mena, 1999). Até o presente momento não encontramos estudos que tenham avaliado as taxas de filtração para a espécie nativa utilizada em nosso experimento. No entanto, com base nos estudos citados acima utilizando outras espécies do gênero *Diplodon*, percebemos que as taxas de filtração são muito variáveis e dependem da interação da espécie com os tipos de recursos e ambientes avaliados.

A taxa de filtração de *C. fluminea* para os diferentes táxons neste experimento foi inferior aos valores encontrados na literatura. Em estudo realizado no rio Paraná com *C. fluminea* foram observados valores de taxa de filtração entre 29 e 47 ml/ind.h com variações dependentes da sazonalidade e temperatura (Boltovskoy et al, 1995). Outro estudo conduzido no Baixo Reno (Alemanha e Países Baixos) encontrou taxas de filtração entre 94 e 745 ml/ind.h para a espécie (Vohmann et al., 2010). Ao avaliar as taxas de filtração de clorofila de *Chlorella vulgaris* pela *C. fluminea* no rio Reno ao longo de dois anos, encontram valores entre 65 e 3252 ml/ind.h (Vohmann et al., 2010). Em outro exemplo, utilizando a técnica de contagem de células como a empregada no presente estudo, obtiveram uma taxa de filtração média de 270 ml/ind.h, sendo a menor taxa de filtração média (65 ml/ind.h) para diatomáceas quando este grupo estava em menor abundância no ambiente, havendo variações conforme a estação do ano e por consequência da temperatura (Bolam et al., 2019). Isso mostra, novamente, que a espécie apresenta variações em suas taxas de filtração, que está relacionada ao seu alto grau de plasticidade fisiológica e ecológica. Dessa forma, a espécie pode modular suas respostas, incluindo taxas de filtração, a diversos fatores, o que aumenta sua capacidade de dispersão e o seu potencial de impacto (Belz et al., 2012; Lucy et al., 2012; McMahon, 2002; Sousa, Antunes, et al., 2008; Vohmann et al., 2010).

4.2. TAXAS DE INGESTÃO

A taxa de ingestão, para ambas as espécies de bivalves, foi dependente da quantidade disponível de alimento, ou seja, o consumo foi proporcional à quantidade de fitoplâncton de cada grupo presente na amostra, com grupos mais abundantes sendo mais consumidos em relação a grupos menos abundantes. Esse mesmo padrão também foi observado em um estudo realizado com *C. fluminea* se alimentando de concentrações variadas de presas naturais de fitoplâncton (Rollwagen-Bollens et al., 2021). Da mesma forma, a taxa de ingestão de *C. fluminea* foi maior para Diatomáceas quando este táxon era mais abundante na comunidade estudada, em que a taxa de ingestão para microplâncton variou de 0 a $18 \mu\text{g C ind.}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Bolam et al., 2019).

Não encontramos estudos que avaliaram a taxa de ingestão para *D. parodizi*, mas para *D. chilensis* foi observado que a taxa de ingestão é considerada uma função linear, onde o bivalve atingiu retenção celular máxima ($60 \times 10^6 \text{ células.ind.h}^{-1}$) em concentrações de clorofila entre 20 e $30 \mu\text{g l}^{-1}$, sendo que um adulto reteve cerca de $9 \times 10^6 \text{ células.indv.h}^{-1}$ quando a concentração de plâncton é da ordem de 10 milhões de células por litro ($4 \text{ a } 5 \mu\text{g l}^{-1} \text{ Chl a}$) (Soto & Mena, 1999). Sendo assim, os valores de taxa de ingestão para esta espécie congênere são superiores aos encontrados no nosso experimento para *D. parodizi*. Através da avaliação da composição fitoplanctônica da água e do trato gastrointestinal do mexilhão *Diplodon enno*, também observou-se o mesmo padrão de proporcionalidade, ou seja, os grupos mais abundantes na água eram também mais abundantes no sistema digestivo do mexilhão, e grupos menos abundantes estavam presentes em menor quantidade no sistema digestivo do bivalve (Alves et al., 2016).

Isso evidencia que o padrão identificado nas taxas de consumo de ambas as espécies examinadas neste estudo está relacionado às condições ambientais, em vez de ser uma característica intrínseca das espécies. A análise exclusiva das taxas de consumo, na maioria das vezes, carece de um poder preditivo ou explicativo substancial em relação aos padrões de consumo, devido à sua notável sensibilidade às variações ambientais. Isso é particularmente evidente quando se considera que o número e a proporção de presas ou recursos disponíveis frequentemente oscilam,

como é comum em ambientes naturais. Portanto, a taxa de consumo deve ser usada em conjunto com outros índices (e.g. eletividade) para compreender de forma mais abrangente os padrões alimentares dos bivalves e seus possíveis efeitos sobre a comunidade fitoplanctônica, bem como aumentar o poder de previsão dos impactos das espécies exóticas.

4.3. ELETIVIDADE ALIMENTAR

Quanto ao índice de eletividade, encontramos evidências de que as espécies comparadas aqui diferem quanto a seleção de cianobactérias como recurso, sendo que a espécie nativa apresentou rejeição a este grupo. Podemos associar a rejeição de cianobactérias por *D. parodizi* a uma maior sensibilidade a cepas potencialmente tóxicas. Em nosso estudo encontramos três táxons com potencial tóxico: *Aphanocapsa* (Chorus & Bartram, 1999), *Leptolyngbya* (Frazão et al., 2010) e *Pseudanabaena* (Garcia et al., 2017). Esta aversão a cepas tóxicas foi observada também em *D. polymorpha* (Juhel et al., 2006; Pires & Donk, 2002; Vanderploeg et al., 2001).

Nossos resultados em relação a eletividade de cianobactérias foram opostos ao encontrado em um estudo comparativo, em que *C. fluminea* diminuiu sua taxa de filtração e ingestão na presença de cianobactérias, enquanto *D. paralelopipedon* não modificou suas taxas (Marroni et al., 2014). Ainda, *C. fluminea* rejeitou cianobactérias especialmente dos gêneros que formam grandes aglomerados de células (*Aphanocapsa* sp., *Merismopedia* sp.) ou filamentos longos (*Oscillatoria* sp.) contrastando com a seleção neutra observada aqui (Bolam, et al 2019). Estudos anteriores utilizando *D. polymorpha* observaram uma rejeição por cianobactérias coloniais (Bastviken et al., 1998; Vanderploeg et al., 2001). Um estudo sobre o consumo de cianobactéria por *C. fluminea* como agente de biorremediação para florações, observou que o bivalve pode remover com eficiência diferentes morfotipos de cianobactérias da água e em alguns casos de forma mais eficaz do que as microalgas verdes que servem de referência (Silva et al., 2020). Outra espécie do mesmo gênero, *Corbicula leana* (Prime, 1867), não mostrou diferença na seleção para *Microcystis* tóxico versus não tóxico, sugerindo que, embora tanto as cianobactérias tóxicas quanto as não tóxicas tenham causado efeitos adversos ao induzirem o sistema de defesa antioxidante, mas o molusco foi bastante resistente às cianotoxinas (Pham et al., 2015).

A diferença no consumo de cianobactérias entre o bivalve nativo e o invasor pode desencadear um desequilíbrio, alterando substancialmente a composição da comunidade fitoplanctônica. Isso ocorre porque uma comunidade natural tende a ser adaptada, ao longo da história evolutiva, às condições bióticas e abióticas específicas de seu ambiente (Turcotte et al., 2012). O consumo diferencial de um grupo, como no caso em questão, onde um grupo se torna mais consumidos do que outros, provavelmente terá implicações profundas na estrutura geral da comunidade e no uso de recursos (Morris, 1988; Winder & Jassby, 2011). Portanto, é imperativo que estudos futuros conduzam uma avaliação mais abrangente das consequências das alterações nas comunidades causadas pelos bivalves invasores. Isso inclui a identificação específica das mudanças que podem decorrer do aumento no consumo de cianobactérias por parte dos invasores.

Os dinoflagelados por sua vez foram rejeitados pelas duas espécies de bivalves. Em um estudo realizado com *C. fluminea*, o bivalve rejeitou fortemente os dinoflagelados representados principalmente por *Peridinium* sp., sendo esse resultado atribuído ao tamanho do dinoflagelado (20–25 μm) (Bolam et al., 2019) que é próximo ao tamanho máximo de partícula que *C. fluminea* pode processar (Way et al., 1990). Em nosso experimento, os dinoflagelados encontrados eram da espécie *Ceratium furcoides*, que é considerada invasora no Brasil (Silva et al., 2018) e que pode causar florações, assim como outras espécies do mesmo gênero (Pacheco et al., 2021; Zaburlín et al., 2016). A rejeição ao consumo de dinoflagelados pode estar relacionada a palatabilidade negativa, sendo que estes organismos possuem baixa pressão de pastoreio pelo zooplâncton devido à presença de espinhos e ao seu tamanho celular (Jones & Reynolds, 1985), que tem em torno de 114 a 322 μm de comprimento e 28 a 54 μm de largura (Hickel, 1988; Moreira et al., 2015; Silva et al., 2018), dificultando sua digestão (Gladyshev et al., 1999).

Para *D. parodizi*, não existem estudos apontando o tamanho médio de partículas que a espécie é capaz de consumir. Porém, para o gênero *Diplodon* no geral, o tamanho de abertura do trato digestivo pode chegar a 0,8cm de diâmetro em animais com aproximadamente 7cm de comprimento (Avelar & Cunha, 2009) o que possivelmente confere ao gênero uma capacidade de ingestão de partículas maiores. Uma explicação alternativa quanto a rejeição de dinoflagelados pelos bivalves pode estar relacionada à capacidade de movimentação e migração vertical na coluna d'água de *Ceratium*. Ainda que a maioria dos dinoflagelados não apresentem

capacidade natatória suficiente para vencer a corrente gerada pela filtração dos bivalves, os flagelos proporcionam mobilidade e capacidade de realizar migrações verticais na coluna d'água (Stefaniak et al., 2007), possibilitando a sua permanência em faixas mais altas da coluna d'água, e possivelmente impedindo o contato com os filtradores. Um estudo conduzido com a espécie de bivalve *Limnoperna fortunei*, mostrou uma seletividade alimentar positiva para organismos com baixa capacidade de fuga e tamanho de pequeno a moderado (Euglenophyta, Rotifera, Chydoridae e Bosminidae) (Molina et al., 2010).

Sabe-se que diversos mecanismos são responsáveis pela seletividade alimentar em bivalves, como substâncias químicas nas superfícies das partículas (e. g., Newell & Jordan, 1983; Rosa et al., 2017; Ward & Ricciardi, 2007), e propriedades físico-químicas (e. g., Hernroth et al., 2000; Rosa et al., 2013, 2017). Embora as diatomáceas tenham tido as maiores taxas de ingestão pelos bivalves devido a sua dominância na comunidade experimental de fitoplâncton, o índice de eletividade apontou rejeição de ambos os bivalves para este grupo. Isso pode ter relação com os valores nutricionais, que são diferentes entre os táxons do microplâncton (Bolam et al., 2019). Por exemplo, as *Cryptomonas* contêm maiores quantidades de nutrientes orgânicos (proteínas, carboidratos) do que as diatomáceas por unidade de volume celular (Moal et al., 1987). Em relação a composição lipídica, as *Cryptomonas* demonstraram ter porcentagens mais elevadas de cadeias de ácidos graxos poli-insaturados do que as Clorófitas e as Cianobactérias (Ahlgren et al., 1990). Sendo assim, o valor nutritivo do microplâncton na dieta de bivalves pode ser um fator relevante para a seletividade de presas por estes organismos (Bolam et al., 2019).

Para todos os grupos de fitoplâncton, exceto cianobactérias, não houve diferença significativa na seleção de recursos entre as espécies de bivalves, indicando sobreposição alimentar de ambos os bivalves. Estudos futuros devem investigar os efeitos do compartilhamento de recursos alimentares e da possível competição entre estes bivalves. Sabe-se que a exclusão competitiva entre espécies é rara e mais frequentemente as espécies que partilham recursos conseguem coexistir (Simberloff, 1982). Da mesma forma, esse fenômeno também é raramente observado entre espécies de bivalves que se alimentam de suspensão, já que o fluxo constante permite reposição dos alimentos (Kamermans et al., 1992; Levinton, 1972). Entretanto, nossos resultados podem sugerir impactos mais proeminentes através da modificação das comunidades planctônicas devido a diferenças na seleção dos recursos disponíveis.

É possível que as diferenças no padrão de seleção alimentar dos bivalves observadas entre o presente estudo e aqueles disponíveis na literatura sejam influenciadas pelas diferenças nas comunidades fitoplanctônicas usadas como recurso e até mesmo do local de coleta da comunidade. Por exemplo, *D. polymorpha*, mostrou rejeição de Cianobactérias no Lago Huron (Vanderploeg et al., 2001), mas em outro ambiente, no Rio Hudson, mostrou preferência seletiva por este mesmo táxon (Baker et al., 1998). Bivalves também podem modular suas respostas a diferentes condições fisiológicas (por exemplo, idade, ciclo reprodutivo, ritmos circadianos) (Marroni et al., 2014; Ostroumov, 2005) e do ambiente, como a temperatura (e. g., Viergutz et al., 2012) e recursos disponíveis (e.g., Marescaux, Latli, et al., 2016). Ainda devemos ressaltar que muitos estudos não permitem comparações devido a diferentes metodologias empregadas. Isto demonstra a necessidade de padronização dos protocolos experimentais de pastoreio para que valores comparáveis de taxas de filtração e ingestão (Marroni et al., 2014) e seletividade alimentar sejam obtidos.

4.4. IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS

A taxa de filtração e ingestão não se limita apenas à capacidade dos bivalves de remover o fitoplâncton e outras células vivas da coluna d'água. A alimentação por filtração dos bivalves desempenha um papel significativo na engenharia ambiental, tendo impacto na parte abiótica do ambiente também. Por exemplo, influencia a quantidade e qualidade das partículas orgânicas e inorgânicas suspensas na coluna d'água (Xia et al., 2020). Após a ingestão e processamento, os bivalves realizam a biodeposição dessas partículas no leito do substrato (Nishizaki & Ackerman, 2017; Sousa et al., 2009). Esse processo pode resultar no esgotamento dos recursos alimentares nas regiões pelágicas e no enriquecimento das áreas bentônicas. Isso, por sua vez, tem o potencial de alterar os ciclos geoquímicos. Além disso, essas mudanças podem ter efeitos significativos na dinâmica de uso de recursos nas cadeias alimentares, conforme observado em estudos anteriores (Boltovskoy & Correa, 2015; Fera et al., 2017; Hecky et al., 2004; Knight et al., 2018; Sousa et al., 2009).

Estudos já demonstraram a capacidade de mexilhões de alterar os ambientes invadidos devido, por exemplo, ao aumento da transparência da água, através de sua atividade de filtração, desencadeando importantes modificações na produção primária

bentônica e pelágica com consequências na função do ecossistema (Zhu et al., 2006). Ou ainda, ao aumento da concentração de nutrientes causado pela excreção, alterando o balanço de nitrogênio e fósforo (N:P) da água (Atkinson et al., 2013; Zieritz et al., 2019). No presente estudo, nós não avaliamos o efeito da excreção dos bivalves sobre o fitoplâncton, mas recomendamos que estudos futuros avaliem esta questão, uma vez que as taxas de alimentação estão diretamente ligadas às taxas de excreção destes organismos.

Sendo assim, bivalves podem alterar as comunidades de fitoplâncton tanto através de um mecanismo de controle *bottom-up* (de baixo para cima) através da excreção de nutrientes, quanto através de mecanismos *top-down* (de cima para baixo), pela pressão de pastoreio que exercem sobre o microplâncton (Karpowicz et al., 2023). O controle *top-down* acontece não apenas pela alimentação por filtração, mas também pela capacidade de seletividade alimentar, podendo excluir determinados táxons do plâncton devido a uma pressão de pastoreio diferencial sobre determinados grupos (Hwang et al., 2004; Naddafi et al., 2007; Sun et al., 2022). De fato, bivalves são consumidores eficientes quando comparado a outros organismos como o zooplâncton, que também são importantes consumidores de fitoplâncton, podendo reduzir significativamente a densidade de fitoplâncton (Marroni et al., 2017), em particular dos grupos mais selecionados para consumo, alterando a função e estrutura de cadeias tróficas planctônicas e bentônicas (Hwang et al., 2004).

Também foram observadas diferenças na ingestão e na seletividade de táxons de fitoplâncton pelos bivalves, o que pode causar mudanças nas comunidades planctônicas pelo efeito *top-down*. Por exemplo, nossos resultados indicaram a rejeição por ambas as espécies de bivalve de uma espécie de fitoplâncton invasora (*C. furcoides*), o que pode fornecer a ela uma certa vantagem com relação aos outros grupos de fitoplâncton e promover o aumento da sua população. Em um cenário de invasão por uma espécie de recurso, como no caso de *C. furcoides*, existem duas possibilidades principais de interação com a comunidade nativa. Pode ser que a comunidade nativa seja capaz de consumir eficazmente esse novo recurso, controlando a sua abundância através de um mecanismo de resistência biótica ao invasor (Carlsson et al., 2011). Por outro lado, consumidores que não exibem esse comportamento de substituição e continuam consumindo diferencialmente os recursos nativos podem reduzir a abundância destas espécies, liberando a espécie invasora dos efeitos da competição (Joyce et al., 2019). Assim, em situações em que

as espécies invasoras são consumidas a uma taxa menor do que as presas nativas ou são completamente ignoradas, a pressão de predação menor nas presas invasoras, juntamente com a remoção contínua de competidores nativos, provavelmente facilita a invasão (Cuthbert et al., 2018). No caso deste estudo, como o bivalve não nativo invasor também apresentou rejeição a *C. furcoides*, pode estar ocorrendo um tipo de facilitação da invasão do dinoflagelado pelo bivalve não nativo. Esse processo é conhecido como Fusão Invasora (*Invasional meltdown*) (Simberloff & Von Holle, 1999) e se dá pelo aumento da probabilidade de sobrevivência e magnitude do impacto ecológico de uma espécie invasora (neste caso, *C. furcoides*) facilitada pela ocorrência de outra espécie invasora no local invadido (neste caso, *C. fluminea*).

Sabe-se que a capacidade dos bivalves de água doce em suprimir eficazmente o crescimento do fitoplâncton está diretamente associada, principalmente, à habilidade coletiva de filtração da população (Sun et al., 2022). Embora este estudo tenha mensurado o efeito médio individual para cada espécie, esses resultados podem ser generalizados para compreender o impacto total da espécie. Por exemplo, Parker et al. (1999) propuseram que o impacto (I) de uma espécie invasora é determinado pelo produto de seu alcance (R), abundância (A) e seu efeito per capita (E) ($I = R \times A \times E$). Logo, quanto maior a abundância de um organismo invasor, maior será o seu impacto no ambiente. Como os bivalves não nativos invasores normalmente atingem altas densidades nos locais invadidos (Sousa et al., 2009), espera-se que seus impactos sejam significativos.

Considerando a taxa de filtração como o efeito per capita de cada espécie, o impacto da espécie invasora neste estudo poderia ser atribuído à sua maior abundância no ambiente, em comparação à espécie nativa, uma vez que as taxas de consumo não divergiram entre elas. De fato, *C. fluminea* atinge densidades muito superiores às dos bivalves nativos nos locais onde se torna invasora (Bódis et al., 2014; Meyer et al., 2017; Sousa, Nogueira, et al., 2008). Na Área de Proteção Ambiental do rio Verde, onde foram coletados os espécimes utilizados neste estudo, *C. fluminea* pode atingir uma densidade de 265,6 ind./m², em comparação com apenas 1 ind./m² de *D. parodizi* (Meyer et al., 2017).

Ainda, foi proposto por Dickey et al. (2020) um conjunto de métricas baseadas no Potencial de Impacto Relativo (RIP), combinando ao efeito do consumidor per capita, com proxies para a resposta numérica que fornece quantificação do impacto

ecológico das espécies invasoras. Essas métricas são comparativas em relação à linha de base ecoevolutiva de nativos troficamente análogos, bem como de outras espécies invasoras e em múltiplas populações (Dickey et al., 2020). Assim, a comparação nas taxas de consumo entre nativos e invasores podem ser usadas como métricas para o impacto dos invasores em um sistema. E como vimos, tanto no atual experimento, como em experimentos anteriores (e. g., Marroni et al., 2014), as taxas de alimentação de bivalves nativos e invasoras podem ser muito próximas, ainda que em nosso experimento tenhamos buscado diminuir as diferenças das respostas através das diferenças no volume de água nos aquários experimentais para cada espécie de bivalve.

Sugerimos que futuras pesquisas conduzam experimentos com diferentes densidades e tamanhos de bivalves, abrangendo tanto bivalves nativos quanto invasores, para melhor compreensão do impacto bivalves nas comunidades planctônicas. Além disso, é importante notar que muitos ambientes contêm várias espécies invasoras, no entanto, a maioria dos estudos se concentra apenas em uma única espécie. Essa abordagem limitada dificulta a compreensão completa dos efeitos causados por esses organismos invasores. Portanto, seria fundamental conduzir experimentos que permitissem a avaliação dos efeitos combinados de múltiplas espécies invasoras. Ressaltamos a importância de estudos comparativos entre espécies nativas e não nativas de bivalves, uma vez que essas diferentes espécies podem desempenhar papéis funcionais distintos nos ecossistemas (Atkinson et al., 2010, 2011).

5. CONCLUSÃO

Não houve diferenças significativas nas taxas de ingestão e filtração das duas espécies de bivalves, e apenas diferença na seletividade de cianobactérias para *D. parodizi*. Esses resultados apontam para uma sobreposição dos recursos alimentares por ambos os bivalves que também apresentaram intensidades próximas de pastejo. Estudos futuros devem investigar os efeitos do compartilhamento de recursos alimentares e da possível competição entre estes bivalves. Considerando que a espécie nativa de bivalve se mostrou mais seletiva nos recursos alimentares, rejeitando em maior intensidade e uma maior variedade de recursos que a espécie

invasora, somado a capacidade de *C. fluminea* de atingir altas densidade, isso pode indicar uma desvantagem para a espécie nativa.

Os resultados obtidos neste experimento apontam também que o consumo de fitoplâncton por bivalves pode causar alterações nas comunidades, especialmente em condições de altas densidades do bivalve não nativo invasor. Essas mudanças são principalmente relacionadas à disponibilidade e composição do fitoplâncton, tendo em vista que os padrões de ingestão dos bivalves diferem para cada grupo de fitoplâncton. Inclusive, isso pode favorecer espécies invasoras como *Ceratium furcoides* que foi rejeitada pelas duas espécies de bivalves no experimento.

De forma geral, recomendamos a realização de mais estudos relacionados aos hábitos alimentares de bivalves de água doce. Acreditamos que isso não deve se limitar a espécies de bivalves não nativos invasores, que são predominantes nos estudos sobre o assunto. É necessário ampliar os experimentos para uma melhor compreensão da ecologia de espécies nativas de bivalves, possibilitando uma melhor compreensão do grupo e das suas interações com outras espécies uma vez que os bivalves, como engenheiros ecossistêmicos, podem causar alterações nos ecossistemas com efeito *bottom-up* e *top-down*. Além disso, aprofundar o conhecimento sobre diversos aspectos de bivalves de água doce, incluindo alimentação, é fundamental para auxiliar nas decisões de gestão e conservação de ambientes aquáticos continentais.

6. REFERÊNCIAS

- Ahlgren, G., Lundstedt, L., Brett, M., & Forsberg, C. (1990). Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research*, 12(4), 809–818. <https://doi.org/10.1093/plankt/12.4.809>
- Alves, T., Lima, P., Lima, G. M. S., Cunha, M. C. C., Ferreira, S., Domingues, B., & Machado, J. (2016). Phytoplankton composition of the water and gastrointestinal tract of the mussel *Diplodon enno* (Ortmann, 1921) from São Francisco river (Bahia, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 352–359. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14514>
- Atkinson, C. L., First, M. R., Covich, A. P., Opsahl, S. P., & Golladay, S. W. (2011). Suspended material availability and filtration–biodeposition processes performed

- by a native and invasive bivalve species in streams. *Hydrobiologia*, 667(1), 191–204. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0640-5>
- Atkinson, C. L., Opsahl, S. P., Covich, A. P., Golladay, S. W., & Conner, L. M. (2010). Stable isotopic signatures, tissue stoichiometry, and nutrient cycling (C and N) of native and invasive freshwater bivalves. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2), 496–505. <https://doi.org/10.1899/09-083.1>
- Atkinson, C. L., Vaughn, C. C., Forshay, K. J., & Cooper, J. T. (2013). Aggregated filter-feeding consumers alter nutrient limitation: consequences for ecosystem and community dynamics. *Ecology*, 94(6), 1359–1369. <https://doi.org/10.1890/12-1531.1>
- Avelar, W. E. P., & Cunha, A. D. (2009). The anatomy and functional morphology of *Diplodon rhombeus fontainianus* (Orbigny, 1835) (Mollusca Bivalvia, Hyriidae). *Brazilian Journal of Biology*, 69(4). <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000500021>
- Baker, S. M., & Levinton, J. S. (2003). Selective feeding by three native North American freshwater mussels implies food competition with zebra mussels. *Hydrobiologia*, 505(1–3), 97–105. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.00000007298.52250.99>
- Baker, S. M., Levinton, J. S., Kurdziel, J. P., & Shumway, S. E. (1998). Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to changes in phytoplankton composition and seston load. *Journal of Shellfish Research*, 17(4).
- Bastviken, D. T. E., Caraco, N. F., & Cole, J. J. (1998). Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 39(2), 375–386. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00283.x>
- Beck, K., & Neves, R. J. (2003). An Evaluation of Selective Feeding by Three Age-Groups of the Rainbow Mussel *Villosa iris*. *North American Journal of Aquaculture*, 65(3), 203–209. <https://doi.org/10.1577/C02-031>
- Belz, C. E., Darrigran, G., Netto, O. S. M., Boeger, W. A., & Ribeiro, P. J. (2012). Analysis of Four Dispersion Vectors in Inland Waters: The Case of the Invading Bivalves in South America. *Journal of Shellfish Research*, 31(3), 777–784. <https://doi.org/10.2983/035.031.0322>
- Bicudo, C. E. D. M., & Menezes, M. (2006). Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). In São.

- Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. *Hydrobiologia*, 735(1), 253–262. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1445-5>
- Bolam, B. A., Rollwagen-Bollens, G., & Bollens, S. M. (2019). Feeding rates and prey selection of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, on microplankton in the Columbia River, USA. *Hydrobiologia*, 833(1), 107–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3893-z>
- Boltovskoy, D., & Correa, N. (2015). Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1), 81–95. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1882-9>
- 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(1), 271–284. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9956-9>
- Bonetto, A. (1962). Investigaciones acerca de las formas larvales en el género *Diplodon* y su aplicación a los estudios sistemáticos. In *Dirección de Recursos Naturales, Ministério de Agricultura y Ganadería* (p. 48).
- Caneparo, S. C., Passos, E., & Muratori, A. M. (2012). *Avaliação da fragilidade ambiental na represa do rio verde araucária-região metropolitana de Curitiba-Paraná-Brasil avaliação da fragilidade ambiental na represa do rio Verde Araucária-região metropolitana de Curitiba-Paraná-Brasil eixo temático: geomorfologia e cotidiano.*
- Carlsson, N. O. L., Bustamante, H., Strayer, D. L., & Pace, M. L. (2011). Biotic resistance on the increase: native predators structure invasive zebra mussel populations. *Freshwater Biology*, 56(8), 1630–1637. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02602.x>
- Catford, J. A., Jansson, R., & Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15(1), 22–40. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x>
- Chorus, I., & Bartram, J. (1999). A guide to their public health consequences, monitoring and management. In *Toxic Cyanobacteria in Water:*

- Chowdhury, G. W., Zieritz, A., & Aldridge, D. C. (2016). Ecosystem engineering by mussels supports biodiversity and water clarity in a heavily polluted lake in Dhaka, Bangladesh. *Freshwater Science*, 35(1), 188–199. <https://doi.org/10.1086/684169>
- Confer, J. L., & Moore, M. V. (1987). Interpreting Selectivity Indices Calculated from Field Data or Conditions of Prey Replacement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(9), 1529–1533. <https://doi.org/10.1139/f87-184>
- Coughlan, J. (1969). The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Marine Biology*, 2(4). <https://doi.org/10.1007/BF00355716>
- Counts, C. L. I. I. I. (1981). *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Sphaeriacea) in British Columbia. *The Nautilus*, 95(1).
- Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: The role of ecosystem engineers. In *Oikos* (Vol. 97, Issue 2). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x>
- Cunha, C. L. N. (2011). *Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva - Estudo interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR* (C. Carneiro, E. F. Gobbi, & C. V. Andreoli, Eds.; Editora UFPR).
- Cuthbert, R. N., Dickey, J. W. E., McMorow, C., Laverty, C., & Dick, J. T. A. (2018). Resistance is futile: Lack of predator switching and a preference for native prey predict the success of an invasive prey species. *Royal Society Open Science*, 5(8). <https://doi.org/10.1098/rsos.180339>
- Dickey, J. W. E., Cuthbert, R. N., South, J., Britton, J. R., Caffrey, J., Chang, X., Crane, K., Coughlan, N. E., Fadaei, E., Farnsworth, K. D., Ismar-Rebitz, S. M. H., Joyce, P. W. S., Julius, M., Laverty, C., Lucy, F. E., MacIsaac, H. J., McCard, M., McGlade, C. L. O., Reid, N., ... Dick, J. T. A. (2020). On the RIP: using Relative Impact Potential to assess the ecological impacts of invasive alien species. *NeoBiota*, 55, 27–60. <https://doi.org/10.3897/neobiota.55.49547>
- Fahnenstiel, G., Pothoven, S., Vanderploeg, H., Klarer, D., Nalepa, T., & Scavia, D. (2010). Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.03.009>
- Fera, S. A., Rennie, M. D., & Dunlop, E. S. (2017). Broad shifts in the resource use of a commercially harvested fish following the invasion of dreissenid mussels. *Ecology*, 98(6), 1681–1692. <https://doi.org/10.1002/ecy.1836>

- Frau, D., Molina, F. R., & Mayora, G. (2016). Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters? *Limnology*, 17(1), 47–57. <https://doi.org/10.1007/s10201-015-0459-2>
- Frazão, B., Martins, R., & Vasconcelos, V. (2010). Are Known Cyanotoxins Involved in the Toxicity of Picoplanktonic and Filamentous North Atlantic Marine Cyanobacteria? *Marine Drugs*, 8(6), 1908–1919. <https://doi.org/10.3390/md8061908>
- Fung, V., & Ackerman, J. D. (2020). The Effects of River Algae and Pore Water Flow on the Feeding of Juvenile Mussels. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(1). <https://doi.org/10.1029/2019JG005302>
- Garcia, A. N., Pipole, F., Cunha, L. C. da, Elias, F., Górniak, S. L., Sant'Anna, C. L., & Carvalho, L. R. de. (2017). Loss of toxicity by *Pseudanabaena galeata* in culture. *Hoehnea*, 44(2), 269–276. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-53/2016>
- Gladyshev, M. I., Temerova, T. A., Dubovskaya, O. P., Kolmakov, V. I., & Ivanova, E. A. (1999). Selective grazing on *Cryptomonas* by *Ceriodaphnia quadrangula* fed a natural phytoplankton assemblage. *Aquatic Ecology*, 33(4), 347–353. <https://doi.org/10.1023/A:1009916209394>
- Guisan, A., Petitpierre, B., Broennimann, O., Daehler, C., & Kueffer, C. (2014). Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(5), 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.009>
- Hecky, R. E., Smith, R. E., Barton, D. R., Guildford, S. J., Taylor, W. D., Charlton, M. N., & Howell, T. (2004). The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1285–1293. <https://doi.org/10.1139/f04-065>
- Hegewald, E. (2000). New combinations in the genus *Desmodesmus* (Chlorophyceae, Scenedesmaceae). *Algological Studies/Archiv Für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 96, 1–18. https://doi.org/10.1127/algol_stud/96/2000/1
- Hernroth, B., Larsson, A., & Edebo, L. (2000). Influence on uptake, distribution and elimination of *Salmonella typhimurium* in the blue mussel, *Mytilus edulis*, by the cell surface properties of the bacteria. *Journal of Shellfish Research*, 19(1).

- Hickel, B. (1988). Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) in situ in the lake Plußsee (F.R.). *Hydrobiologia*, 161(1). <https://doi.org/10.1007/BF00044098>
- Hoek, V. D. C., Mann, D. G., & Jahns, H. M. (1995). Algae: an introduction to phycology. In *Search*.
- Hwang, S.-J., Kim, H.-S., Shin, J.-K., Oh, J.-M., & Kong, D.-S. (2004). Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia*, 515(1–3), 161–179. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027327.06471.1e>
- ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII - Invertebrados. In *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*.
- Ituarte, C. F. (1994). *Corbicula* e Neocorbicula (Bivalvia: *Corbiculidae*) nas bacias do Paraná, Uruguai e Rio da Prata. *The Nautilus*, 107(4), 129–135.
- Järnegren, J., & Altin, D. (2006). Filtration and respiration of the deep living bivalve *Acesta excavata* (J.C. Fabricius, 1779) (Bivalvia; Limidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334(1), 122–129. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.01.014>
- Jones, R. I., & Reynolds, C. S. (1985). The Ecology of Freshwater Phytoplankton. *The Journal of Ecology*, 73(2). <https://doi.org/10.2307/2260522>
- Joyce, P. W. S., Dickey, J. W. E., Cuthbert, R. N., Dick, J. T. A., & Kregting, L. (2019). Using functional responses and prey switching to quantify invasion success of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine Environmental Research*, 145, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.02.010>
- Juhel, G., Davenport, J., O'Halloran, J., Culloty, S. C., O'Riordan, R. M., James, K. F., Furey, A., & Allis, O. (2006). Impacts of microcystins on the feeding behaviour and energy balance of zebra mussels, *Dreissena polymorpha*: A bioenergetics approach. *Aquatic Toxicology*, 79(4), 391–400. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.07.007>
- Kamermans, P., van der Veer, H. W., Karczmarski, L., & Doeglas, G. W. (1992). Competition in deposit- and suspension-feeding bivalves: experiments in controlled outdoor environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 162(1), 113–135. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(92\)90127-V](https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90127-V)
- Karpowicz, M., Feniova, I. Y., Sakharova, E. G., Gorelysheva, Z. I., Więcko, A., Górniak, A., & Działowski, A. R. (2023). Top-down and bottom-up control of

- phytoplankton communities by zebra mussels *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). *Science of The Total Environment*, 877, 162899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162899>
- Kimmerer, W. J., & Thompson, J. K. (2014). Phytoplankton Growth Balanced by Clam and Zooplankton Grazing and Net Transport into the Low-Salinity Zone of the San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 37(5), 1202–1218. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9753-6>
- Knight, J. C., O'Malley, B. P., & Stockwell, J. D. (2018). Lake Champlain offshore benthic invertebrate community before and after zebra mussel invasion. *Journal of Great Lakes Research*, 44(2), 283–288. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.01.004>
- Lechowicz, M. J. (1982). The sampling characteristics of electivity indices. *Oecologia*, 52(1), 22–30. <https://doi.org/10.1007/BF00349007>
- Levinton, J. (1972). Stability and Trophic Structure in Deposit-Feeding and Suspension-Feeding Communities. *The American Naturalist*, 106(950). <https://doi.org/10.1086/282788>
- Li, Y., Meng, J., Zhang, C., Ji, S., Kong, Q., Wang, R., & Liu, J. (2020). Bottom-up and top-down effects on phytoplankton communities in two freshwater lakes. *PLOS ONE*, 15(4), e0231357. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231357>
- Lucas, J. S. (1982). Quantitative studies of feeding and nutrition during larval development of the coral reef asteroid *Acanthaster planci* (L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 65(2), 173–193. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(82\)90043-0](https://doi.org/10.1016/0022-0981(82)90043-0)
- Lucy, F., Karatayev, A., & Burlakova, L. (2012). Predictions for the spread, population density, and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. *Aquatic Invasions*, 7(4), 465–474. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.003>
- Maquirang, J. R. H., Pedroso, F. L., Apines-Amar, M. J., Piñosa, L. A. G., Rendaje, D. C., Cadangin, J. F., Mero, F. F. C., & Baylon, C. C. (2020). Ingestion, digestion, growth and survival of green mussel *Perna viridis* pediveliger larvae fed different microalgae. *Fisheries Science*, 86(1), 97–105. <https://doi.org/10.1007/s12562-019-01367-3>
- Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Van Doninck, K., Beisel, J.-N., & Descy, J.-P. (2016). Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae

- concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777(1), 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2764-0>
- Marescaux, J., Latli, A., Lorquet, J., Virgo, J., Van Doninck, K., & Beisel, J.-N. (2016). Benthic macro-invertebrate fauna associated with *Dreissena* mussels in the Meuse River: from incapacitating relationships to facilitation. *Aquatic Ecology*, 50(1), 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9540-5>
- Marroni, S., Iglesias, C., Mazzeo, N., Clemente, J., Teixeira de Mello, F., & Pacheco, J. P. (2014). Alternative food sources of native and non-native bivalves in a subtropical eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 735(1), 263–276. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1714-3>
- Marroni, S., Mazzeo, N., Pacheco, J. P., Clemente, J., & Iglesias, C. (2017). Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1036. <https://doi.org/10.1071/MF15454>
- McMahon, R. F. (1983). Ecology of an invasion pest bivalve, *Corbicula*. *The Mollusca*, 6, 505–561.
- McMahon, R. F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: *r* selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7), 1235–1244. <https://doi.org/10.1139/f02-105>
- Meyer, A. A. N., Oliveira, E., da Silva, I. S., & Prestes, J. G. (2017). Evaluation of density of freshwater bivalves from the environmental protection area (APA) of Verde River, Campo Magro, Paraná, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 12(1).
- Moal, J., Jezequel, V. M., Harris, R. P., Samain, J. F., & Poulet, S. A. (1987). Interspecific and intraspecific variability of the chemical composition of marine phytoplankton. *Oceanologica Acta*, 10(3).
- Molina, F. R., Paggi, J. C., & Devercelli, M. (2010). Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 12(6), 1647–1659. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9578-1>
- Moreira, RA., Rocha, O., Santos, RM., Laudares-Silva, R., Dias, ES., & Eskinazi-Sant'Anna, EM. (2015). First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 75(1), 98–103. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08013>

- Morris, D. W. (1988). Habitat-dependent population regulation and community structure. *Evolutionary Ecology*, 2(3), 253–269. <https://doi.org/10.1007/BF02214286>
- Mouthon, J. (1981). Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria*, 45(4/5), 109–116.
- Naddafi, R., Pettersson, K., & Ekov, P. (2007). The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52(5), 823–842. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01732.x>
- Naselli-Flores, L., & Padisák, J. (2023). Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 850(12–13), 2691–2706. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y>
- Newell, R., & Jordan, S. (1983). Preferential ingestion of organic material by the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, 13. <https://doi.org/10.3354/meps013047>
- Newell, R., Kemp, W., Hagy III, J., Cerco, C., Testa, J., & Boynton, W. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. (2006). *Marine Ecology Progress Series*, 341, 293–298. <https://doi.org/10.3354/meps341293>
- Nishizaki, M., & Ackerman, J. D. (2017). Mussels blow rings: Jet behavior affects local mixing. *Limnology and Oceanography*, 62(1), 125–136. <https://doi.org/10.1002/lno.10380>
- Ostroumov, S. A. (2005). Some aspects of water filtering activity of filter-feeders. *Hydrobiologia*, 542(1), 275–286. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-1875-1>
- Pacheco, J. P., Iglesias Frizzera, C., Goyenola, G., Teixeira de-Mello, F., Fosalba, C., Baattrup-Pedersen, A., Meerhoff, M., & Jeppesen, E. (2021). Invasion of *Ceratium furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. *Biological Invasions*, 23(11), 3597–3612. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02600-w>
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E., & Goldwasser, L. (1999). Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. *Biological Invasions*, 1(1), 3–19. <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>

- Pereira, D., Mansur, M. C. D., Duarte, L. D. S., de Oliveira, A. S., Pimpão, D. M., Callil, C. T., Ituarte, C., Parada, E., Peredo, S., Darrigran, G., Scarabino, F., Clavijo, C., Lara, G., Miyahira, I. C., Rodriguez, M. T. R., & Lasso, C. (2013). Bivalve distribution in hydrographic regions in South America: historical overview and conservation. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1639-x>
- Pham, T.-L., Shimizu, K., Dao, T.-S., Hong-Do, L.-C., & Utsumi, M. (2015). *Microcystin* uptake and biochemical responses in the freshwater clam *Corbicula leana* P. exposed to toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa*: Evidence of tolerance to cyanotoxins. *Toxicology Reports*, 2, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2015.01.012>
- Pigneur, L.-M., Falisse, E., Roland, K., Everbecq, E., Delière, J.-F., Smitz, J. S., Van Doninck, K., & Descy, J.-P. (2014). Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. *Freshwater Biology*, 59(3), 573–583. <https://doi.org/10.1111/fwb.12286>
- Pires, L. M. D., & Donk, E. Van. (2002). Comparing grazing by *Dreissena polymorpha* on phytoplankton in the presence of toxic and non-toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 47(10), 1855–1865. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00933.x>
- Prestes, M. F. (2018). Requalificação ambiental em assentamentos precários: o PAC Favelas na franja leste da metrópole de Curitiba [Universidade de São Paulo]. <https://doi.org/10.11606/T.16.2018.tde-23102018-164433>
- Prins, T., & Escaravage, V. (2005). Can Bivalve Suspension-Feeders Affect Pelagic Food Web Structure? In *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems* (pp. 31–51). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4_3
- Rajesh, K. V., Mohamed, K. S., & Kripa, V. (2001). Influence of algal cell concentration, salinity and body size on the Filtration and Ingestion Rates of cultivable Indian bivalves. *Indian Journal of Marine Sciences*, 30(2).
- Reynolds, C. S. (2006). The ecology of phytoplankton. In *The Ecology of Phytoplankton*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>
- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., & Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263–282. <https://doi.org/10.1890/13-0183.1>

- Riisgård, H. (2001). On measurement of filtration rate in bivalves-the stony road to reliable data: review and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 211, 275–291. <https://doi.org/10.3354/meps211275>
- Rollwagen-Bollens, G., Bolam, B. A., Bollens, S. M., Henricksen, S., Sandison, C., & Zimmerman, J. (2021). Temperature-dependent functional response of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, feeding on natural phytoplankton. *Inland Waters*, 11(2), 250–256. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1843933>
- Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S. M., Gonzalez, A., Zimmerman, J., Lee, T., & Emerson, J. (2013). Feeding dynamics of the copepod *Diacyclops thomasi* before, during and following filamentous cyanobacteria blooms in a large, shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 705(1), 101–118. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1385-5>
- Rosa, M., Ward, J. E., Holohan, B. A., Shumway, S. E., & Wikfors, G. H. (2017). Physicochemical surface properties of microalgae and their combined effects on particle selection by suspension-feeding bivalve molluscs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.09.007>
- Rosa, M., Ward, J. E., Shumway, S. E., Wikfors, G. H., Pales-Espinosa, E., & Allam, B. (2013). Effects of particle surface properties on feeding selectivity in the eastern oyster *Crassostrea virginica* and the blue mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 446. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.05.011>
- Serieyssol, K. K. (2012). Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable habitats. *Diatom Research*, 27(2). <https://doi.org/10.1080/0269249x.2012.690210>
- Silva, C., Anselmo, A., Macário, I. P. E., de Figueiredo, D., Gonçalves, F. J. M., & Pereira, J. L. (2020). The bad against the villain: Suitability of *Corbicula fluminea* as a bioremediation agent towards cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering*, 152, 105881. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105881>
- Silva, W. J. da, Nogueira, I. de S., Melo-Magalhães, E. M. de, Benício, S. H. M., Pessoa, S. M., & Menezes, M. (2018). Expansion of invasive *Ceratium furcoides* (Dinophyta) toward north-central Brazil: new records in tropical environments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30(0). <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5917>

- Simberloff, D. (1982). The status of competition theory in ecology. *Annales Zoologici Fennici*, 19(4).
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1(1). <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Simone, L. Ricardo. L. (2006). *Land and freshwater mollusks of Brazil* (L. Ricardo. L. SIMONE, Ed.).
- Soto, D., & Mena, G. (1999). Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture*, 171(1–2), 65–81. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00420-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00420-7)
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: An overview. In *Annales de Limnologie* (Vol. 44, Issue 2, pp. 85–94). <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>
- Sousa, R., Guilhermino, L., & Antunes, C. (2005). Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(2), 141–147. <https://doi.org/10.1051/limn/2005009>
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11(10), 2367–2385. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9422-7>
- Sousa, R., Nogueira, A. J. A., Gaspar, M. B., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(2), 289–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.006>
- Sousa, R., Novais, A., Costa, R., & Strayer, D. L. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia*, 735(1), 233–251. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1409-1>
- Stefaniak, K., Gołdyn, R., & Kowalczywska-madura, K. (2007). Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000-2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, XXXVI.
- Strayer, D. L., Caraco, N. F., Cole, J. J., Findlay, S., & Pace, M. L. (1999). Transformation of Freshwater Ecosystems by Bivalves. *BioScience*, 49(1), 19. <https://doi.org/10.2307/1313490>

- Sun, Y., Yu, X., Yao, W., & Wu, Z. (2022). Research progress in relationships between freshwater bivalves and algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 239, 113665. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113665>
- Tang, H., Vanderploeg, H. A., Johengen, T. H., & Liebig, J. R. (2014). Quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) selective feeding of phytoplankton in Saginaw Bay. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.11.011>
- 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(1), 107–119. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00787.x>
- Turcotte, M. M., Corrin, M. S. C., & Johnson, M. T. J. (2012). Adaptive Evolution in Ecological Communities. *PLoS Biology*, 10(5), e1001332. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001332>
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Carmichael, W. W., Agy, M. A., Johengen, T. H., Fahnenstiel, G. L., & Nalepa, T. F. (2001). Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1208–1221. <https://doi.org/10.1139/f01-066>
- Vanderploeg, H. A., & Scavia, D. (1979). Calculation and use of selectivity coefficients of feeding: Zooplankton grazing. *Ecological Modelling*, 7(2). [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(79\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(79)90004-8)
- Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431–1446. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x>
- Vaughn, C. C., & Hoellein, T. J. (2018). Bivalve Impacts in Freshwater and Marine Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49(1), 183–208. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062703>
- Viergutz, C., Linn, C., & Weitere, M. (2012). Intra- and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Marine Biology*, 159(11), 2379–2387. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1902-0>
- Vohmann, A., Borchering, J., Kureck, A., bij de Vaate, A., Arndt, H., & Weitere, M. (2010). Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea*

- during summer. *Biological Invasions*, 12(1), 53–64. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9429-0>
- Ward, J. M., & Ricciardi, A. (2007). Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. *Diversity and Distributions*, 13(2), 155–165. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00336.x>
- Way, C. M., Hornbach, D. J., Miller-Way, C. A., Payne, B. S., & Miller, A. C. (1990). Dynamics of filter feeding in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). *Canadian Journal of Zoology*, 68(1), 115–120. <https://doi.org/10.1139/z90-016>
- Winder, M., & Jassby, A. D. (2011). Shifts in Zooplankton Community Structure: Implications for Food Web Processes in the Upper San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 34(4), 675–690. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9342-x>
- Xia, Z., Cao, X., Hoxha, T., Zhan, A., Haffner, G. D., & MacIsaac, H. J. (2020). Functional response and size-selective clearance of suspended matter by an invasive mussel. *Science of The Total Environment*, 711, 134679. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134679>
- Zaburlín, N. M. de, Vogler, R. E., Molina, M. J., & Llano, V. M. (2016). Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) in South America. *Journal of Phycology*, 52(2), 200–208. <https://doi.org/10.1111/jpy.12382>
- Zhu, B., Fitzgerald, D. G., Mayer, C. M., Rudstam, L. G., & Mills, E. L. (2006). Alteration of Ecosystem Function by Zebra Mussels in Oneida Lake: Impacts on Submerged Macrophytes. *Ecosystems*, 9(6), 1017–1028. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0049-y>
- Zieritz, A., Mahadzir, F. N., Chan, W. N., & McGowan, S. (2019). Effects of mussels on nutrient cycling and bioseston in two contrasting tropical freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 835(1), 179–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3937-4>

CONCLUSÃO GERAL

A presente pesquisa teve como objetivo aprimorar o entendimento acerca da ecologia de bivalves invasores de água doce. No primeiro capítulo, adotamos uma abordagem teórica, realizando uma revisão abrangente da literatura para proporcionar uma visão global do estado atual dos estudos relacionados a esses organismos. Neste contexto, foram identificados e registrados os impactos provocados por tais espécies nos diversos níveis ecológicos, que vão desde o nível individual até o ecossistêmico. Porém, como evidenciado no primeiro capítulo deste trabalho, ainda existe a necessidade de aprofundar nossos conhecimentos sobre esses organismos invasores.

Assim, estabelecendo uma conexão direta com as questões teóricas abordadas no primeiro capítulo, o segundo capítulo adotou uma abordagem prática. Conduzimos um experimento com o intuito de compreender os efeitos do consumo de fitoplâncton por duas espécies de bivalves: *C. fluminea* (invasor) e *D. parodizi* (nativo). Essa abordagem não apenas permitiu a identificação das principais discrepâncias nos padrões de consumo de fitoplâncton por esses organismos, mas também forneceu insights sobre os possíveis impactos causados por bivalves invasores, estabelecendo, assim, uma continuidade lógica entre os dois capítulos.

A tese destaca a significativa contribuição dos bivalves de água doce como engenheiros ecossistêmicos, enfatizando a necessidade de aprofundar a compreensão dos impactos desses organismos quando se tornam invasores. Esses impactos têm o potencial de afetar diversos níveis do ecossistema com variações de intensidade, desencadeando consequências em cascata, conforme evidenciado nos estudos do primeiro capítulo. Essas constatações são respaldadas por um experimento prático detalhado no segundo capítulo, demonstrando as alterações nas comunidades de fitoplâncton causadas por bivalves invasores. Isso abrange a possibilidade de um favorecimento decorrente do consumo seletivo de fitoplâncton por uma espécie invasora de dinoflagelado, como o *Ceratium furcoides*, uma questão que merece avaliação em pesquisas subsequentes.

Para avançar, futuras pesquisas devem adotar abordagens mais abrangentes, incorporando tanto aspectos observacionais quanto experimentais em ambientes naturais (campo) e controlados (laboratório). Reconhecemos os desafios enfrentados na condução de estudos abrangentes, dada a demanda por recursos e tempo,

especialmente em países com investimentos limitados em pesquisa científica, conforme destacado no primeiro capítulo.

Esta tese representa uma contribuição valiosa para o conhecimento das invasões biológicas, especialmente no contexto de bivalves de água doce, relevantes devido à sua capacidade de provocar impactos adversos em ecossistemas e aspectos socioeconômicos. Um entendimento mais profundo dessas questões é essencial para formular estratégias de manejo e conservação eficazes em ambientes aquáticos continentais, auxiliando futuros estudos e ações de conservação dos organismos aquáticos e no manejo de espécies invasoras de bivalves de água doce.

REFERÊNCIAS GERAIS

- Ahlgren, G., Lundstedt, L., Brett, M., & Forsberg, C. (1990). Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research*, 12(4), 809–818. <https://doi.org/10.1093/plankt/12.4.809>
- Alves, T., Lima, P., Lima, G. M. S., Cunha, M. C. C., Ferreira, S., Domingues, B., & Machado, J. (2016). Phytoplankton composition of the water and gastrointestinal tract of the mussel *Diplodon enno* (Ortmann, 1921) from São Francisco river (Bahia, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 76(2), 352–359. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14514>
- Apolinarska, K. (2013). Stable isotope compositions of recent *Dreissena polymorpha* (Pallas) shells: Paleoenvironmental implications. *Journal of Paleolimnology*, 50(3). <https://doi.org/10.1007/s10933-013-9730-x>
- Atkinson, C. L., First, M. R., Covich, A. P., Opsahl, S. P., & Golladay, S. W. (2011). Suspended material availability and filtration–biodeposition processes performed by a native and invasive bivalve species in streams. *Hydrobiologia*, 667(1), 191–204. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0640-5>
- Atkinson, C. L., Opsahl, S. P., Covich, A. P., Golladay, S. W., & Conner, L. M. (2010). Stable isotopic signatures, tissue stoichiometry, and nutrient cycling (C and N) of native and invasive freshwater bivalves. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(2), 496–505. <https://doi.org/10.1899/09-083.1>
- Atkinson, C. L., Vaughn, C. C., Forshay, K. J., & Cooper, J. T. (2013). Aggregated filter-feeding consumers alter nutrient limitation: consequences for ecosystem and community dynamics. *Ecology*, 94(6), 1359–1369. <https://doi.org/10.1890/12-1531.1>
- Avelar, W. E. P., & Cunha, A. D. (2009). The anatomy and functional morphology of *Diplodon rhombeus fontainianus* (Orbigny, 1835) (Mollusca Bivalvia, Hyriidae). *Brazilian Journal of Biology*, 69(4). <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000500021>
- Aydin, A., Yürük, S. E., Reisoğlu, İ., & Goktas, Y. (2023). Main barriers and possible enablers of academicians while publishing. *Scientometrics*, 128(1), 623–650. <https://doi.org/10.1007/s11192-022-04528-x>
- Baker, S. M., & Levinton, J. S. (2003). Selective feeding by three native North American freshwater mussels implies food competition with zebra mussels. *Hydrobiologia*, 505(1–3), 97–105. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000007298.52250.99>
- Baker, S. M., Levinton, J. S., Kurdziel, J. P., & Shumway, S. E. (1998). Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to changes in phytoplankton composition and seston load. *Journal of Shellfish Research*, 17(4).
- Balogh, C., Vlácilová, A., G.-Tóth, L., & Serfőző, Z. (2018). Dreissenid colonization during the initial invasion of the quagga mussel in the largest Central European

shallow lake, Lake Balaton, Hungary. *Journal of Great Lakes Research*, 44(1).
<https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.11.007>

Bálsamo Crespo, E., Pereyra, P. J., Silvestro, A., Hidalgo, K., & Bulus Rossini, G. (2020). Acute Toxicity of Cd²⁺, Cr⁶⁺, and Ni²⁺ to the Golden Mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 104(6), 748–754. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02854-5>

Barbosa, L. G., Alves, M. A. S., & Grelle, C. E. V. (2021). Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land Use Policy*, 104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>

Barrett, K. B., Haynes, J. M., & Warton, D. I. (2017). Thirty years of change in a benthic macroinvertebrate community of southwestern Lake Ontario after invasion by four Ponto-Caspian species. *Freshwater Science*, 36(1), 90–102.
<https://doi.org/10.1086/689576>

Bastviken, D. T. E., Caraco, N. F., & Cole, J. J. (1998). Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 39(2), 375–386. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00283.x>

Bauer, J. T. (2012). Invasive species: “back-seat drivers” of ecosystem change? *Biological Invasions*, 14(7), 1295–1304. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0165-x>

Beck, K., & Neves, R. J. (2003). An Evaluation of Selective Feeding by Three Age-Groups of the Rainbow Mussel *Villosa iris*. *North American Journal of Aquaculture*, 65(3), 203–209. <https://doi.org/10.1577/C02-031>

Beekey, M. A., McCabe, D. J., & Marsden, J. E. (2004). Zebra mussels affect benthic predator foraging success and habitat choice on soft sediments. *Oecologia*, 141(1), 164–170. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1632-1>

Bellard, C., & Jeschke, J. M. (2016). A spatial mismatch between invader impacts and research publications. *Conservation Biology*, 30(1), 230–232.
<https://doi.org/10.1111/cobi.12611>

Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(2), 20150623. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>

Belz, C. E., Darrigran, G., Netto, O. S. M., Boeger, W. A., & Ribeiro, P. J. (2012). Analysis of Four Dispersion Vectors in Inland Waters: The Case of the Invading Bivalves in South America. *Journal of Shellfish Research*, 31(3), 777–784.
<https://doi.org/10.2983/035.031.0322>

Benito, M., Mosteo, R., Rubio, E., LaPlante, D., Ormad, M. P., & Goñi, P. (2017). Bioaccumulation of Inorganic Elements in *Dreissena polymorpha* from the Ebro River, Spain: Could Zebra Mussels Be Used as a Bioindicator of the Impact of Human Activities? *River Research and Applications*, 33(5).
<https://doi.org/10.1002/rra.3126>

Bicudo, C. E. D. M., & Menezes, M. (2006). Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). In São.

Bielen, A., Bošnjak, I., Sepčić, K., Jaklič, M., Cvitanić, M., Lušić, J., Lajtner, J., Simčič, T., & Hudina, S. (2016). Differences in tolerance to anthropogenic stress between invasive and native bivalves. *Science of The Total Environment*, 543, 449–459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.049>

Blackburn, T. M., Bellard, C., & Ricciardi, A. (2019). Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17(4), 203–207. <https://doi.org/10.1002/fee.2020>

Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D. M., Sendek, A., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Winter, M., ... Bacher, S. (2014). A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology*, 12(5), e1001850. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

Blindow, I., Dahlke, S., Dewart, A., Flügge, S., Hendreschke, M., Kerkow, A., & Meyer, J. (2016). Long-term and interannual changes of submerged macrophytes and their associated diaspore reservoir in a shallow southern Baltic Sea bay: influence of eutrophication and climate. *Hydrobiologia*, 778(1), 121–136. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2655-4>

Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Impact of *Dreissena* fouling on the physiological condition of native and invasive bivalves: interspecific and temporal variations. *Biological Invasions*, 16(7), 1373–1386. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0575-z>

Bódis, E., Tóth, B., & Sousa, R. (2014). Massive mortality of invasive bivalves as a potential resource subsidy for the adjacent terrestrial food web. *Hydrobiologia*, 735(1), 253–262. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1445-5>

Bódis, E., Tóth, B., Szekeres, J., Borza, P., & Sousa, R. (2014). Empty native and invasive bivalve shells as benthic habitat modifiers in a large river. *Limnologica*, 49, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.07.002>

Bolam, B. A., Rollwagen-Bollens, G., & Bollens, S. M. (2019). Feeding rates and prey selection of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, on microplankton in the Columbia River, USA. *Hydrobiologia*, 833(1), 107–123. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3893-z>

Boltovskoy, D., & Correa, N. (2015). Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1), 81–95. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1882-9>

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(1), 271–284. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9956-9>

Boltovskoy, D., Xu, M., & Nakano, D. (2015). Impacts of *Limnoperna Fortunei* on Man-Made Structures and Control Strategies: General Overview. In *Limnoperna Fortunei* (pp. 375–393). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13494-9_21

Bonetto, A. (1962). Investigaciones acerca de las formas larvales en el género *Diplodon* y su aplicación a los estudios sistemáticos. In Dirección de Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura y Ganadería (p. 48).

Borges, P., Mäder, O., Ludwig, S., Duarte, J., Bastos, L. P., Lima, F., & Cardoso, C. G. (2013). Atual distribuição do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) no Brasil: registros em usinas hidrelétricas. In: 1 Congreso Argentino de Malacología, La Plata (Argentina).

Born, W., Rauschmayer, F., & Bräuer, I. (2005). Economic evaluation of biological invasions a survey. *Ecological Economics*, 55(3), 321–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.08.014>

Bozelli, R. L., Thomaz, S. M., Padial, A. A., Lopes, P. M., & Bini, L. M. (2015). Floods decrease zooplankton beta diversity and environmental heterogeneity in an Amazonian floodplain system. *Hydrobiologia*, 753(1), 233–241. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2209-1>

Braga, R. R., Gómez-Aparicio, L., Heger, T., Vitule, J. R. S., & Jeschke, J. M. (2018). Structuring evidence for invasional meltdown: broad support but with biases and gaps. *Biological Invasions*, 20(4), 923–936. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1582-2>

Braga, R. R., Ribeiro, V. M., Padial, A. A., Thomaz, S. M., Affonso, I. de P., Wojciechowski, J., dos Santos Ribas, L. G., Cunha, E. R., Tiburcio, V. G., & Vitule, J. R. S. (2020). Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia*, 847(7), 1603–1618. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04107-x>

Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., & Karatayev, V. A. (2012). Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. *Hydrobiologia*, 685(1), 121–134. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0791-4>

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(12–13), 2811–2854. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>

Burlakova, L. E., Tulumello, B. L., Karatayev, A. Y., Krebs, R. A., Schloesser, D. W., Paterson, W. L., Griffith, T. A., Scott, M. W., Crail, T., & Zanatta, D. T. (2014). Competitive replacement of invasive congeners may relax impact on native species: Interactions among Zebra, Quagga, and Native Unionid Mussels. *PLoS ONE*, 9(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114926>

Byers, J. E. (2002). Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. In *Oikos* (Vol. 97, Issue 3). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970316.x>

Byrnes, J. E., Reynolds, P. L., & Stachowicz, J. J. (2007). Invasions and Extinctions Reshape Coastal Marine Food Webs. *PLoS ONE*, 2(3), e295. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000295>

Caneparo, S. C., Passos, E., & Muratori, A. M. (2012). Avaliação da fragilidade ambiental na represa do rio verde araucária-região metropolitana de Curitiba-Paraná-Brasil avaliação da fragilidade ambiental na represa do rio Verde Araucária-região metropolitana de Curitiba-Paraná-Brasil eixo temático: geomorfologia e cotidiano.

Carlsson, N. O. L., Bustamante, H., Strayer, D. L., & Pace, M. L. (2011). Biotic resistance on the increase: native predators structure invasive zebra mussel populations. *Freshwater Biology*, 56(8), 1630–1637. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02602.x>

Cassey, P., García-Díaz, P., Lockwood, J. L., & Blackburn, T. M. (2018). Invasion biology: searching for predictions and prevention, and avoiding lost causes. In *Invasion biology: hypotheses and evidence* (pp. 3–13). CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780647647.0003>

Catford, J. A., Jansson, R., & Nilsson, C. (2009). Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15(1), 22–40. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x>

Catford, J. A., Wilson, J. R. U., Pyšek, P., Hulme, P. E., & Duncan, R. P. (2022). Addressing context dependence in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(2), 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.09.007>

Chorus, I., & Bartram, J. (1999). A guide to their public health consequences, monitoring and management. In *Toxic Cyanobacteria in Water*.

Chowdhury, G. W., Zieritz, A., & Aldridge, D. C. (2016). Ecosystem engineering by mussels supports biodiversity and water clarity in a heavily polluted lake in Dhaka, Bangladesh. *Freshwater Science*, 35(1), 188–199. <https://doi.org/10.1086/684169>

- Collas, F. P. L., Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Leuven, R. S. E. W. (2018). Detachment rates of dreissenid mussels after boat hull-mediated overland dispersal. *Hydrobiologia*, 810(1). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3072-4>
- Confer, J. L., & Moore, M. V. (1987). Interpreting Selectivity Indices Calculated from Field Data or Conditions of Prey Replacement. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(9), 1529–1533. <https://doi.org/10.1139/f87-184>
- Connelly, N. A., O'Neill, C. R., Knuth, B. A., & Brown, T. L. (2007). Economic Impacts of Zebra Mussels on Drinking Water Treatment and Electric Power Generation Facilities. *Environmental Management*, 40(1), 105–112. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0296-5>
- Coughlan, J. (1969). The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Marine Biology*, 2(4). <https://doi.org/10.1007/BF00355716>
- Coughlan, N. E., Cunningham, E. M., Potts, S., McSweeney, D., Healey, E., Dick, J. T. A., Vong, G. Y. W., Crane, K., Caffrey, J. M., Lucy, F. E., Davis, E., & Cuthbert, R. N. (2020). Steam and Flame Applications as Novel Methods of Population Control for Invasive Asian Clam (*Corbicula fluminea*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). *Environmental Management*, 66(4). <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01325-1>
- Counts, C. L. I. I. I. (1981). *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Sphaeriacea) in British Columbia. *The Nautilus*, 95(1).
- Crespo, D., Dolbeth, M., Leston, S., Sousa, R., & Pardal, M. Â. (2015). Distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the invaded range: a geographic approach with notes on species traits variability. *Biological Invasions*, 17(7), 2087–2101. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0862-y>
- Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: The role of ecosystem engineers. In *Oikos* (Vol. 97, Issue 2). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.970201.x>
- Cucherousset, J., & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Nonnative Freshwater Fishes. *Fisheries*, 36(5), 215–230. <https://doi.org/10.1080/03632415.2011.574578>
- Cuhel, R. L., & Aguilar, C. (2013). Ecosystem Transformations of the Laurentian Great Lake Michigan by Nonindigenous Biological Invaders. *Annual Review of Marine Science*, 5(1), 289–320. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120710-100952>
- Cunha, C. L. N. (2011). Eutrofização em reservatórios: gestão preventiva - Estudo interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR (C. Carneiro, E. F. Gobbi, & C. V. Andreoli, Eds.; Editora UFPR).
- Currier, C. A., Morris, T. J., Wilson, C. C., & Freeland, J. R. (2018). Validation of environmental DNA (eDNA) as a detection tool for at-risk freshwater pearly mussel species (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(3), 545–558. <https://doi.org/10.1002/aqc.2869>

- Cuthbert, R. N., Diagne, C., Haubrock, P. J., Turbelin, A. J., & Courchamp, F. (2022). Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest? *Biological Invasions*, 24(7), 1895–1904. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02568-7>
- Cuthbert, R. N., Dickey, J. W. E., McMorro, C., Laverty, C., & Dick, J. T. A. (2018). Resistance is futile: Lack of predator switching and a preference for native prey predict the success of an invasive prey species. *Royal Society Open Science*, 5(8). <https://doi.org/10.1098/rsos.180339>
- Daly, E. Z., Chabrierie, O., Massol, F., Facon, B., Hess, M. C. M., Tasiemski, A., Grandjean, F., Chauvat, M., Viard, F., Forey, E., Folcher, L., Buisson, E., Boivin, T., Baltora-Rosset, S., Ulmer, R., Gibert, P., Thiébaud, G., Pantel, J. H., Heger, T., ... Renault, D. (2023). A synthesis of biological invasion hypotheses associated with the introduction–naturalisation–invasion continuum. *Oikos*. <https://doi.org/10.1111/oik.09645>
- Darrigran, G., & Damborenea, C. (2011). Ecosystem Engineering Impact of *Limnoperna fortunei* in South America. *Zoological Science*, 28(1), 1–7. <https://doi.org/10.2108/zsj.28.1>
- Davies, B. R., Biggs, J., Williams, P. J., Lee, J. T., & Thompson, S. (2007). A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. In *Pond Conservation in Europe* (pp. 7–17). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9088-1_2
- de Amo, V. E., Ernandes-Silva, J., Moi, D. A., & Mormul, R. P. (2021). Hydrological connectivity drives the propagule pressure of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in a tropical river–floodplain system. *Hydrobiologia*, 848(9), 2043–2053. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04543-8>
- de Rezende Ayroza, D. M. M., do Carmo, C. F., Camargo, A. F. M., Oliveira, M. D., & Petesse, M. L. (2019). Net cages enhance golden mussel (*Limnoperna fortunei*) larval density and condition factor. *Freshwater Biology*, 64(9), 1593–1602. <https://doi.org/10.1111/fwb.13355>
- Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R. E., Vaissière, A. C., Assailly, C., Nuninger, L., Roiz, D., Jourdain, F., Jarić, I., & Courchamp, F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7(1). <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z>
- Dickey, J. W. E., Cuthbert, R. N., South, J., Britton, J. R., Caffrey, J., Chang, X., Crane, K., Coughlan, N. E., Fadaei, E., Farnsworth, K. D., Ismar-Rebitz, S. M. H., Joyce, P. W. S., Julius, M., Laverty, C., Lucy, F. E., MacIsaac, H. J., McCard, M., McGlade, C. L. O., Reid, N., ... Dick, J. T. A. (2020). On the RIP: using Relative Impact Potential to assess the ecological impacts of invasive alien species. *NeoBiota*, 55, 27–60. <https://doi.org/10.3897/neobiota.55.49547>

Dierssen, H. M., Ackleson, S. G., Joyce, K. E., Hestir, E. L., Castagna, A., Lavender, S., & McManus, M. A. (2021). Living up to the Hype of Hyperspectral Aquatic Remote Sensing: Science, Resources and Outlook. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.649528>

Domingues, A., Rosa, I. C., Pinto da Costa, J., Rocha-Santos, T. A. P., Gonçalves, F. J. M., Pereira, R., & Pereira, J. L. (2020). Potential of the bivalve *Corbicula fluminea* for the remediation of olive oil wastewaters. *Journal of Cleaner Production*, 252, 119773. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119773>

Douda, K., & Čadková, Z. (2018). Water clearance efficiency indicates potential filter-feeding interactions between invasive *Sinanodonta woodiana* and native freshwater mussels. *Biological Invasions*, 20(5). <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1615-x>

Downing, J. A., Van Meter, P., & Woolnough, D. A. (2010). Suspects and evidence: a review of the causes of extirpation and decline in freshwater mussels. *Animal Biodiversity and Conservation*, 33(2), 151–185. <https://doi.org/10.32800/abc.2010.33.0151>

Dzierżyńska-Białończyk, A., Jermacz, Ł., Maćkiewicz, T., Gajewska, J., & Kobak, J. (2018). Mechanisms and impact of differential fouling of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* on different unionid bivalves. *Freshwater Biology*, 63(7), 687–699. <https://doi.org/10.1111/fwb.13107>

Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>

Ehrlich, P. R., & Mooney, H. A. (1983). Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. *BioScience*, 33(4). <https://doi.org/10.2307/1309037>

El Haj, Y., Bohn, S., & Souza, M. M. (2019). Tolerance of native and invasive bivalves under herbicide and metal contamination: an ex vivo approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(30), 31198–31206. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06256-x>

Elosegi, A., Díez, J., & Mutz, M. (2010). Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. *Hydrobiologia*, 657(1), 199–215. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-0083-4>

Emery-Butcher, H. E., Beatty, S. J., & Robson, B. J. (2020). The impacts of invasive ecosystem engineers in freshwaters: A review. *Freshwater Biology*, 65(5), 999–1015. <https://doi.org/10.1111/fwb.13479>

Encarnação, J., Teodósio, M. A., & Morais, P. (2021). Citizen Science and Biological Invasions: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.602980>

Ernandes-Silva, J., Ragonha, F. H., Rodrigues, L. C., & Mormul, R. P. (2016). Freshwater invasibility level depends on the population age structure of the invading

mussel species. *Biological Invasions*, 18(5). <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1091-8>

Fahnenstiel, G., Pothoven, S., Vanderploeg, H., Klarer, D., Nalepa, T., & Scavia, D. (2010). Recent changes in primary production and phytoplankton in the offshore region of southeastern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research*, 36, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2010.03.009>

Feniova, I., Dawidowicz, P., Gladyshev, M. I., Kostrzewska-Szlakowska, I., Rzepecki, M., Razlutsikij, V., Sushchik, N. N., Majsak, N., & Dzialowski, A. R. (2015). Experimental effects of large-bodied *Daphnia*, fish and zebra mussels on cladoceran community and size structure. *Journal of Plankton Research*, 37(3), 611–625. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbv022>

Fera, S. A., Rennie, M. D., & Dunlop, E. S. (2017). Broad shifts in the resource use of a commercially harvested fish following the invasion of dreissenid mussels. *Ecology*, 98(6), 1681–1692. <https://doi.org/10.1002/ecy.1836>

Fernandes, M. R., Miyahira, I. C., Caetano, C. H. S., & Salgueiro, F. (2020). The spreading of the invasive bivalve *Mytilopsis leucophaeata* (Dreissenidae) into estuaries of Rio de Janeiro, Brazil. *Anais Da Academia Brasileira de Ciências*, 92(suppl 2). <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190045>

Ferreira, R., Gomes, J., Martins, R. C., Costa, R., & Quinta-Ferreira, R. M. (2018). Winery wastewater treatment by integrating Fenton's process with biofiltration by *Corbicula fluminea*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(2). <https://doi.org/10.1002/jctb.5355>

Ferreira-Rodríguez, N., & Pardo, I. (2016). An experimental approach to assess *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) resistance to osmotic stress in estuarine habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 176. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.04.017>

Ferreira-Rodríguez, N., Ayres, C., & Pardo, I. (2018). *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) as a new food resource for native and exotic terrapins occurring in NW Iberian Peninsula: An ex situ experiment. *North-Western Journal of Zoology*, 14(1).

Ferreira-Rodríguez, N., Fandiño, L., Pedreira, A., & Pardo, I. (2018). First evidence of asymmetric competition between the non-native clam *Corbicula fluminea* and the native freshwater mussel *Unio delphinus* during a summer heat wave. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 28(5), 1105–1113. <https://doi.org/10.1002/aqc.2964>

Ferreira-Rodríguez, N., Sousa, R., & Pardo, I. (2018). Negative effects of *Corbicula fluminea* over native freshwater mussels. *Hydrobiologia*, 810(1). <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3059-1>

Foo, Y. Z., O'Dea, R. E., Koricheva, J., Nakagawa, S., & Lagisz, M. (2021). A practical guide to question formation, systematic searching and study screening for

literature reviews in ecology and evolution. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(9), 1705–1720. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13654>

Frau, D., Molina, F. R., & Mayora, G. (2016). Feeding selectivity of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a natural phytoplankton assemblage: what really matters? *Limnology*, 17(1), 47–57. <https://doi.org/10.1007/s10201-015-0459-2>

Frazão, B., Martins, R., & Vasconcelos, V. (2010). Are Known Cyanotoxins Involved in the Toxicity of Picoplanktonic and Filamentous North Atlantic Marine Cyanobacteria? *Marine Drugs*, 8(6), 1908–1919. <https://doi.org/10.3390/md8061908>

Fung, V., & Ackerman, J. D. (2020). The Effects of River Algae and Pore Water Flow on the Feeding of Juvenile Mussels. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 125(1). <https://doi.org/10.1029/2019JG005302>

Gallardo, B., Bacher, S., Bradley, B., Comín, F. A., Gallien, L., Jeschke, J. M., Sorte, C. J. B., & Vilà, M. (2019). InvasiBES: Understanding and managing the impacts of Invasive alien species on Biodiversity and Ecosystem Services. *NeoBiota*, 50, 109–122. <https://doi.org/10.3897/neobiota.50.35466>

Garcia, A. N., Pipole, F., Cunha, L. C. da, Elias, F., Górnaiak, S. L., Sant’Anna, C. L., & Carvalho, L. R. de. (2017). Loss of toxicity by *Pseudanabaena galeata* in culture. *Hoehnea*, 44(2), 269–276. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-53/2016>

Gladyshev, M. I., Temerova, T. A., Dubovskaya, O. P., Kolmakov, V. I., & Ivanova, E. A. (1999). Selective grazing on *Cryptomonas* by *Ceriodaphnia quadrangula* fed a natural phytoplankton assemblage. *Aquatic Ecology*, 33(4), 347–353. <https://doi.org/10.1023/A:1009916209394>

Godoy, A. C., Corrêia, A. F., Rodrigues, R. B., Boscolo, W. R., Bittencourt, F., Nervis, J. A. L., & Feiden, A. (2018). Three Native Species as Possible Control for *Limnoperna Fortunei* in Net Cage Farming in the Itaipu Reservoir. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(8), 241. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3892-0>

Gomes, C., Mendes, T., Borges, R., Guarneri, I., Marchi, I., Guilhermino, L., Vasconcelos, V., Riccardi, N., & Antunes, A. (2020). The genetic diversity of two invasive sympatric bivalves (*Corbicula fluminea* and *Dreissena polymorpha*) from Lakes Garda and Maggiore, Northern Italy. *Journal of Great Lakes Research*, 46(1). <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.11.006>

Gonçalves, V., Gherardi, F., & Rebelo, R. (2017). Bivalve or gastropod? Using profitability estimates to predict prey choice by *P. clarkii*. *Acta Ethologica*, 20(2), 107–117. <https://doi.org/10.1007/s10211-017-0251-x>

González-Bergonzoni, I., Silva, I., Teixeira de Mello, F., D’Anatro, A., Boccardi, L., Stebniki, S., Brugnoli, E., Tesitore, G., Vidal, N., & Naya, D. E. (2020). Evaluating the role of predatory fish controlling the invasion of the Asian golden mussel *Limnoperna fortunei* in a subtropical river. *Journal of Applied Ecology*, 57(4), 717–728. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13573>

Gu, Z., Gu, L., Eils, R., Schlesner, M., & Brors, B. (2014). Circlize implements and enhances circular visualization in R. *Bioinformatics*, 30(19). <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu393>

Guisan, A., Petitpierre, B., Broennimann, O., Daehler, C., & Kueffer, C. (2014). Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(5), 260–269. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.009>

Gusenbauer, M., & Haddaway, N. R. (2020). Which academic search systems are suitable for systematic reviews or meta-analyses? Evaluating retrieval qualities of Google Scholar, PubMed, and 26 other resources. *Research Synthesis Methods*, 11(2), 181–217. <https://doi.org/10.1002/jrsm.1378>

Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Diagne, C., & Courchamp, F. (2022). Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity and Distributions*, 28(5), 1010–1021. <https://doi.org/10.1111/ddi.13501>

Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>

Hawke, T., Bino, G., & Kingsford, R. T. (2021). Damming insights: Variable impacts and implications of river regulation on platypus populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(3), 504–519. <https://doi.org/10.1002/aqc.3523>

Hawkins, C. L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D. M., Vilà, M., Wilson, J. R. U., Genovesi, P., & Blackburn, T. M. (2015). Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions*, 21(11), 1360–1363. <https://doi.org/10.1111/ddi.12379>

Hecky, R. E., Smith, R. E., Barton, D. R., Guildford, S. J., Taylor, W. D., Charlton, M. N., & Howell, T. (2004). The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(7), 1285–1293. <https://doi.org/10.1139/f04-065>

Heger, T., Pahl, A. T., Botta-Dukát, Z., Gherardi, F., Hoppe, C., Hoste, I., Jax, K., Lindström, L., Boets, P., Haider, S., Kollmann, J., Wittmann, M. J., & Jeschke, J. M. (2013). Conceptual Frameworks and Methods for Advancing Invasion Ecology. *AMBIO*, 42(5), 527–540. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0379-x>

Hegewald, E. (2000). New combinations in the genus *Desmodesmus* (Chlorophyceae, Scenedesmaceae). *Algological Studies/Archiv Für Hydrobiologie, Supplement Volumes*, 96, 1–18. https://doi.org/10.1127/algol_stud/96/2000/1

Hernroth, B., Larsson, A., & Edebo, L. (2000). Influence on uptake, distribution and elimination of *Salmonella typhimurium* in the blue mussel, *Mytilus edulis*, by the cell surface properties of the bacteria. *Journal of Shellfish Research*, 19(1).

Hickel, B. (1988). Sexual reproduction and life cycle of *Ceratium furcoides* (Dinophyceae) in situ in the lake Plußsee (F.R.). *Hydrobiologia*, 161(1).
<https://doi.org/10.1007/BF00044098>

Hintz, W. D., Schuler, M. S., Borrelli, J. J., Eichler, L. W., Stoler, A. B., Moriarty, V. W., Ahrens, L. E., Boylen, C. W., Nierzwicki-Bauer, S. A., & Relyea, R. A. (2020). Concurrent improvement and deterioration of epilimnetic water quality in an oligotrophic lake over 37 years. *Limnology and Oceanography*, 65(5), 927–938.
<https://doi.org/10.1002/lno.11359>

Hoek, V. D. C., Mann, D. G., & Jahns, H. M. (1995). Algae: an introduction to phycology. In Search.

Holbrook, D. L., Schad, A. N., Dick, G. O., Dodd, L. L., & Kennedy, J. H. (2020). Invasive bivalve establishment as a secondary effect of eradication-focused nuisance aquatic plant management. *Lake and Reservoir Management*, 36(4), 423–431.
<https://doi.org/10.1080/10402381.2020.1756008>

Hufbauer, R. A., Facon, B., Ravigné, V., Turgeon, J., Foucaud, J., Lee, C. E., Rey, O., & Estoup, A. (2012). Anthropogenically induced adaptation to invade (AIAI): contemporary adaptation to human-altered habitats within the native range can promote invasions. *Evolutionary Applications*, 5(1), 89–101.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00211.x>

Hulme, P. E., Pyšek, P., Nentwig, W., & Vilà, M. (2009). Will threat of biological invasions unite the european union? In *Science* (Vol. 324, Issue 5923).
<https://doi.org/10.1126/science.1171111>

Hwang, S.-J., Kim, H.-S., Shin, J.-K., Oh, J.-M., & Kong, D.-S. (2004). Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana* Prime) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. *Hydrobiologia*, 515(1–3), 161–179.
<https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027327.06471.1e>

Iacarella, J. C., Mankiewicz, P. S., & Ricciardi, A. (2015). Negative competitive effects of invasive plants change with time since invasion. *Ecosphere*, 6(7), art123.
<https://doi.org/10.1890/ES15-00147.1>

ICMBio. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII - Invertebrados. In Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.

Ituarte, C. F. (1994). Corbicula e Neocorbicula (Bivalvia: Corbiculidae) nas bacias do Paraná, Uruguai e Rio da Prata. *The Nautilus*, 107(4), 129–135.

Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R., & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors.

Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58(1), 157–170.
<https://doi.org/10.1139/f00-239>

Jain, V. K., Iyengar, K. P., & Vaishya, R. (2022). Is the English language a barrier to the non-English-speaking authors in academic publishing? *Postgraduate Medical Journal*, 98(1157), 234–235. <https://doi.org/10.1136/postgradmedj-2020-139243>

Janse, J. H., Kuiper, J. J., Weijters, M. J., Westerbeek, E. P., Jeuken, M. H. J. L., Bakkenes, M., Alkemade, R., Mooij, W. M., & Verhoeven, J. T. A. (2015). GLOBIO-Aquatic, a global model of human impact on the biodiversity of inland aquatic ecosystems. *Environmental Science & Policy*, 48, 99–114.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.007>

Jarić, I., Bellard, C., Correia, R. A., Courchamp, F., Douda, K., Essl, F., Jeschke, J. M., Kalinkat, G., Kalous, L., Lennox, R. J., Novoa, A., Proulx, R., Pyšek, P., Soriano-Redondo, A., Souza, A. T., Vardi, R., Veríssimo, D., & Roll, U. (2021). Invasion Culturomics and iEcology. *Conservation Biology*, 35(2), 447–451.
<https://doi.org/10.1111/cobi.13707>

Järnegren, J., & Altin, D. (2006). Filtration and respiration of the deep living bivalve *Acesta excavata* (J.C. Fabricius, 1779) (Bivalvia; Limidae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 334(1), 122–129.
<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.01.014>

Johnson, P. T., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357–363. <https://doi.org/10.1890/070156>

Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, 69(3), 373. <https://doi.org/10.2307/3545850>

Jones, R. I., & Reynolds, C. S. (1985). The Ecology of Freshwater Phytoplankton. *The Journal of Ecology*, 73(2). <https://doi.org/10.2307/2260522>

Joyce, P. W. S., Dickey, J. W. E., Cuthbert, R. N., Dick, J. T. A., & Kregting, L. (2019). Using functional responses and prey switching to quantify invasion success of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine Environmental Research*, 145, 66–72. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.02.010>

Juhel, G., Davenport, J., O'Halloran, J., Culloty, S. C., O'Riordan, R. M., James, K. F., Furey, A., & Allis, O. (2006). Impacts of microcystins on the feeding behaviour and energy balance of zebra mussels, *Dreissena polymorpha*: A bioenergetics approach. *Aquatic Toxicology*, 79(4), 391–400. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.07.007>

Kalchev, R., Beshkova, M., Botev, I., Kalcheva, H., Kozuharov, D., & Trichkova, T. (2013). Effect of *Dreissena polymorpha* (bivalvia: Dreissenidae) on physicochemical characteristics of Zhrebchevo reservoir (central Bulgaria). *Comptes Rendus de L'Academie Bulgare Des Sciences*, 66(11).

- Kamermans, P., van der Veer, H. W., Karczmarski, L., & Doeglas, G. W. (1992). Competition in deposit- and suspension-feeding bivalves: experiments in controlled outdoor environments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 162(1), 113–135. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(92\)90127-V](https://doi.org/10.1016/0022-0981(92)90127-V)
- Karaouzas, I., Zogaris, S., Froufe, E., & Lopes-Lima, M. (2020). Rival at the gate: First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774 (Bivalvia: Corbiculidae) in Greece. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 2020-January(421). <https://doi.org/10.1051/kmae/2020017>
- Karatayev, A. Y., & Burlakova, L. E. (2022). What we know and don't know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) mussels. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04950-5>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2002). Impacts of Zebra Mussels on Aquatic Communities and their Role as Ecosystem Engineers. In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management* (pp. 433–446). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-9956-6_43
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2006). Growth rate and longevity of *Dreissena polymorpha* (Pallas): A review and recommendations for future study. In *Journal of Shellfish Research* (Vol. 25, Issue 1). [https://doi.org/10.2983/0730-8000\(2006\)25\[23:GRALOD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2983/0730-8000(2006)25[23:GRALOD]2.0.CO;2)
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., & Padilla, D. K. (2015). Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia*, 746(1), 97–112. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1901-x>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Mehler, K., Barbiero, R. P., Hinchey, E. K., Collingsworth, P. D., Kovalenko, K. E., & Warren, G. (2018). Life after *Dreissena*: The decline of exotic suspension feeder may have significant impacts on lake ecosystems. *Journal of Great Lakes Research*, 44(4), 650–659. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.05.010>
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L., & Padilla, D. K. (1997). The Effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) Invasion on Aquatic Communities in Eastern Europe. In *Journal of Shellfish Research* zyxwvutsrqpo (Vol. 16).
- Karatayev, A. Y., Dianna K, Burlakova, & Lyubov E. (n.d.). The invasive bivalves *Dreissena polymorpha* and *Limnoperna fortunei*: parallels, contrasts, potential spread and invasion impacts. Source: *Journal of Shellfish Research*, 26(1), 205–213. <https://doi.org/10.2983/0730>
- Karatayev, A. Y., Padilla, D. K., Minchin, D., Boltovskoy, D., & Burlakova, L. E. (2007). Changes in Global Economies and Trade: the Potential Spread of Exotic Freshwater Bivalves. *Biological Invasions*, 9(2), 161–180. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9013-9>
- Karpowicz, M., Feniova, I. Y., Sakharova, E. G., Gorelysheva, Z. I., Więcko, A., Górniak, A., & Działowski, A. R. (2023). Top-down and bottom-up control of

phytoplankton communities by zebra mussels *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). *Science of The Total Environment*, 877, 162899. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162899>

Kimmerer, W. J., & Thompson, J. K. (2014). Phytoplankton Growth Balanced by Clam and Zooplankton Grazing and Net Transport into the Low-Salinity Zone of the San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 37(5), 1202–1218. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9753-6>

Knight, J. C., O'Malley, B. P., & Stockwell, J. D. (2018). Lake Champlain offshore benthic invertebrate community before and after zebra mussel invasion. *Journal of Great Lakes Research*, 44(2), 283–288. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.01.004>

Labecka, A. M., & Czarnoleski, M. (2021). Patterns of growth, brooding and offspring size in the invasive mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae) from an anthropogenic heat island. *Hydrobiologia*, 848(12–13). <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04141-9>

Labecka, A. M., & Domagala, J. (2019). Two pathways for spermatogenesis in *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Journal of Molluscan Studies*, 85(3). <https://doi.org/10.1093/mollus/eyz012>

Lechowicz, M. J. (1982). The sampling characteristics of electivity indices. *Oecologia*, 52(1), 22–30. <https://doi.org/10.1007/BF00349007>

Levinton, J. (1972). Stability and Trophic Structure in Deposit-Feeding and Suspension-Feeding Communities. *The American Naturalist*, 106(950). <https://doi.org/10.1086/282788>

Li, Y., Meng, J., Zhang, C., Ji, S., Kong, Q., Wang, R., & Liu, J. (2020). Bottom-up and top-down effects on phytoplankton communities in two freshwater lakes. *PLOS ONE*, 15(4), e0231357. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231357>

Li, Z., He, X., & Feng, C. (2023). A review of freshwater benthic clams (*Corbicula fluminea*): Accumulation capacity, underlying physiological mechanisms and environmental applications. *Science of The Total Environment*, 857, 159431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159431>

Linares, M. S., Callisto, M., & Marques, J. C. (2017). Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 75, 279–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.046>

Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(5), 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>

Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2007). An introduction to invasion ecology. In *Invasion Ecology*.

Lopes-Lima, M., Burlakova, L. E., Karatayev, A. Y., Mehler, K., Seddon, M., & Sousa, R. (2018). Conservation of freshwater bivalves at the global scale: diversity, threats and research needs. *Hydrobiologia*, 810(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3486-7>

Lövei, G. L., & Lewinsohn, Thomas. M. (2012). Megadiverse developing countries face huge risks from invasives. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(1), 2–3. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.009>

Lucas, J. S. (1982). Quantitative studies of feeding and nutrition during larval development of the coral reef asteroid *Acanthaster planci* (L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 65(2), 173–193. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(82\)90043-0](https://doi.org/10.1016/0022-0981(82)90043-0)

Lucy, F., Karatayev, A., & Burlakova, L. (2012). Predictions for the spread, population density, and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. *Aquatic Invasions*, 7(4), 465–474. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.4.003>

Maasri, A., Jähnig, S. C., Adamescu, M. C., Adrian, R., Baigun, C., Baird, D. J., Batista-Morales, A., Bonada, N., Brown, L. E., Cai, Q., Campos-Silva, J. V., Clausnitzer, V., Contreras-MacBeath, T., Cooke, S. J., Datry, T., Delacámara, G., De Meester, L., Dijkstra, K. B., Do, V. T., ... Worischka, S. (2022). A global agenda for advancing freshwater biodiversity research. *Ecology Letters*, 25(2), 255–263. <https://doi.org/10.1111/ele.13931>

MacDougall, A. S., & Turkington, R. (2005). Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology*, 86(1), 42–55. <https://doi.org/10.1890/04-0669>

Magni, S., Parolini, M., Soave, C., Marazzi, F., Mezzanotte, V., & Binelli, A. (2015). Removal of metallic elements from real wastewater using zebra mussel bio-filtration process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(2), 915–921. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.01.017>

Maquirang, J. R. H., Pedroso, F. L., Apines-Amar, M. J., Piñosa, L. A. G., Rendaje, D. C., Cadangin, J. F., Mero, F. F. C., & Baylon, C. C. (2020). Ingestion, digestion, growth and survival of green mussel *Perna viridis* pediveliger larvae fed different microalgae. *Fisheries Science*, 86(1), 97–105. <https://doi.org/10.1007/s12562-019-01367-3>

Marescaux, J., Falisse, E., Lorquet, J., Van Doninck, K., Beisel, J.-N., & Descy, J.-P. (2016). Assessing filtration rates of exotic bivalves: dependence on algae concentration and seasonal factors. *Hydrobiologia*, 777(1), 67–78. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2764-0>

Marescaux, J., Latli, A., Lorquet, J., Virgo, J., Van Doninck, K., & Beisel, J.-N. (2016). Benthic macro-invertebrate fauna associated with *Dreissena* mussels in the Meuse River: from incapacitating relationships to facilitation. *Aquatic Ecology*, 50(1), 15–28. <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9540-5>

- Marroni, S., Iglesias, C., Mazzeo, N., Clemente, J., Teixeira de Mello, F., & Pacheco, J. P. (2014). Alternative food sources of native and non-native bivalves in a subtropical eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 735(1), 263–276. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1714-3>
- Marroni, S., Mazzeo, N., Pacheco, J. P., Clemente, J., & Iglesias, C. (2017). Interactions between bivalves and zooplankton: competition or intraguild predation? Implications for biomanipulation in subtropical shallow lakes. *Marine and Freshwater Research*, 68(6), 1036. <https://doi.org/10.1071/MF15454>
- Martinovic-Vitanovic, V. M., Rakovic, M. J., Popovic, N. Z., & Kalafatic, V. I. (2013). Qualitative study of Mollusca communities in the Serbian Danube stretch (river km 1260-863.4). *Biologia (Poland)*, 68(1). <https://doi.org/10.2478/s11756-012-0137-3>
- McCoy, K. A., Hodgson, D. J., Clark, P. F., & Morritt, D. (2020). The effects of wet wipe pollution on the Asian clam, *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) in the River Thames, London. *Environmental Pollution*, 264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114577>
- McDowell, W. G., & Sousa, R. (2019). Mass Mortality Events of Invasive Freshwater Bivalves: Current Understanding and Potential Directions for Future Research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00331>
- McMahon, R. F. (1983). Ecology of an invasion pest bivalve, *Corbicula*. *The Mollusca*, 6, 505–561.
- McMahon, R. F. (2002). Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. In *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (Vol. 59, Issue 7). <https://doi.org/10.1139/f02-105>
- Meyer, A. A. N., Oliveira, E., da Silva, I. S., & Prestes, J. G. (2017). Evaluation of density of freshwater bivalves from the environmental protection area (APA) of Verde River, Campo Magro, Paraná, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 12(1).
- Michelan, T. S., Thomaz, S. M., Bando, F. M., & Bini, L. M. (2018). Competitive Effects Hinder the Recolonization of Native Species in Environments Densely Occupied by One Invasive Exotic Species. *Frontiers in Plant Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01261>
- Mikl, L., Adámek, Z., Všeticková, L., Janáč, M., Roche, K., Šlapanský, L., & Jurajda, P. (2017). Response of benthic macroinvertebrate assemblages to round (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814) and tubenose (*Proterorhinus semilunaris*, Heckel 1837) goby predation pressure. *Hydrobiologia*, 785(1), 219–232. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2927-z>
- Mills, D. (2019). Artificial substrate experiments to investigate potential impacts of invasive quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*, Bivalvia: Dreissenidae) on macroinvertebrate communities in a UK river. *Aquatic Invasions*, 14(2), 365–383. <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.2.13>

Minchin, D., & Boelens, R. (2018). Natural dispersal of the introduced asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (cyrenidae) within two temperate lakes. *BiolInvasions Records*, 7(3). <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.06>

Mincy, G. A. (2019). The Asian Clam *Corbicula fluminea* as a Pollution Sentinel Species. *Journal of Shellfish Research*, 38(1), 183. <https://doi.org/10.2983/035.038.0117>

Moal, J., Jezequel, V. M., Harris, R. P., Samain, J. F., & Poulet, S. A. (1987). Interspecific and intraspecific variability of the chemical composition of marine phytoplankton. *Oceanologica Acta*, 10(3).

Modesto, V., Castro, P., Lopes-Lima, M., Antunes, C., Ilarri, M., & Sousa, R. (2019). Potential impacts of the invasive species *Corbicula fluminea* on the survival of glochidia. *Science of the Total Environment*, 673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.043>

Modesto, V., Ilarri, M., Labecka, A. M., Ferreira-Rodríguez, N., Coughlan, N. E., Liu, X., & Sousa, R. (2023). What we know and do not know about the invasive Asian clam *Corbicula fluminea*. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05280-w>

Molina, F. R., Paggi, J. C., & Devercelli, M. (2010). Zooplanktophagy in the natural diet and selectivity of the invasive mollusk *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 12(6), 1647–1659. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9578-1>

Moreira, RA., Rocha, O., Santos, RM., Laudares-Silva, R., Dias, ES., & Eskinazi-Sant'Anna, EM. (2015). First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 75(1), 98–103. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08013>

Morris, D. W. (1988). Habitat-dependent population regulation and community structure. *Evolutionary Ecology*, 2(3), 253–269. <https://doi.org/10.1007/BF02214286>

Mouthon, J. (1981). Sur la présence en France et au Portugal de *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) originaire d'Asie. *Basteria*, 45(4/5), 109–116.

Naddafi, R., Pettersson, K., & Ekov, P. (2007). The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 52(5), 823–842. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01732.x>

Nakano, D., & Strayer, D. L. (2014). Biofouling animals in fresh water: biology, impacts, and ecosystem engineering. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(3), 167–175. <https://doi.org/10.1890/130071>

Nalepa, T. F., & Schloesser, D. W. (2013). Quagga and zebra mussels: Biology, impacts, and control. In Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control, Second Edition. <https://doi.org/10.1201/b15437>

Naselli-Flores, L., & Padisák, J. (2023). Ecosystem services provided by marine and freshwater phytoplankton. *Hydrobiologia*, 850(12–13), 2691–2706.
<https://doi.org/10.1007/s10750-022-04795-y>

Netto, O. S. M. (2011). Controle da incrustação de organismos invasores em materiais de sistemas de resfriamento de usinas hidrelétricas. Universidade Federal do Paraná.

Netto, O. S. M. (2013). Impactos econômicos e métodos de controle de moluscos invasores em plantas industriais. In: 1 Congresso Argentino de Malacología, La Plata (Argentina).

Newell, R., & Jordan, S. (1983). Preferential ingestion of organic material by the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, 13.
<https://doi.org/10.3354/meps013047>

Newell, R., Kemp, W., Hagy III, J., Cerco, C., Testa, J., & Boynton, W. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. (2006). *Marine Ecology Progress Series*, 341, 293–298.
<https://doi.org/10.3354/meps341293>

Nishizaki, M., & Ackerman, J. D. (2017). Mussels blow rings: Jet behavior affects local mixing. *Limnology and Oceanography*, 62(1), 125–136.
<https://doi.org/10.1002/lno.10380>

Novais, A., Pascoal, C., & Sousa, R. (2017). Effects of invasive aquatic carrion on soil chemistry and terrestrial microbial communities. *Biological Invasions*, 19(8), 2491–2502. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1459-4>

Novais, A., Souza, A. T., Ilarri, M., Pascoal, C., & Sousa, R. (2015). From water to land: How an invasive clam may function as a resource pulse to terrestrial invertebrates. *Science of The Total Environment*, 538, 664–671.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.106>

Novais, A., Souza, A. T., Ilarri, M., Pascoal, C., & Sousa, R. (2016). Effects of the invasive clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) on an estuarine microbial community. *Science of The Total Environment*, 566–567, 1168–1175.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.167>

Orlova, M. I., Therriault, T. W., Antonov, P. I., & Shcherbina, G. Kh. (2005). Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena ostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquatic Ecology*, 39(4), 401–418.
<https://doi.org/10.1007/s10452-005-9010-6>

Orlova, M., Golubkov, S., Kalinina, L., & Ignatieva, N. (2004). *Dreissena polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae) in the Neva Estuary (eastern Gulf of Finland, Baltic Sea): Is it a biofilter or source for pollution? *Marine Pollution Bulletin*, 49(3), 196–205.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.008>

Ostroumov, S. A. (2005). Some aspects of water filtering activity of filter-feeders. *Hydrobiologia*, 542(1), 275–286. <https://doi.org/10.1007/s10750-004-1875-1>

Ožgo, M., Urbańska, M., Hoos, P., Imhof, H. K., Kirschenstein, M., Mayr, J., Michl, F., Tobiasz, R., von Wesendonk, M., Zimmermann, S., & Geist, J. (2020). Invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) threatens an exceptionally large population of the depressed river mussel (*Pseudanodonta complanata*) in a postglacial lake. *Ecology and Evolution*, 10(11). <https://doi.org/10.1002/ece3.6243>

Pacheco, J. P., Iglesias Frizzera, C., Goyenola, G., Teixeira de-Mello, F., Fosalba, C., Baattrup-Pedersen, A., Meerhoff, M., & Jeppesen, E. (2021). Invasion of *Ceratomyxa furcoides* in subtropical lakes in Uruguay: Environmental drivers and fish kill record during its bloom. *Biological Invasions*, 23(11), 3597–3612. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02600-w>

Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., & Moher, D. (2021). Updating guidance for reporting systematic reviews: development of the PRISMA 2020 statement. *Journal of Clinical Epidemiology*, 134. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2021.02.003>

Pandolfi, A., Sconfietti, R., Marchini, A., & Paganelli, D. (2020). Spatial distribution and substrate preferences of the non-indigenous amphipod *Gammarus roeselii* Gervais, 1835. *Marine and Freshwater Research*, 71(7). <https://doi.org/10.1071/MF19193>

Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Von Holle, B., Moyle, P. B., Byers, J. E., & Goldwasser, L. (1999). Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. *Biological Invasions*, 1(1), 3–19. <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>

Paschoal, LRP., Andrade, DP., & Darrigran, G. (2015). How the fluctuations of water levels affect populations of invasive bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in a Neotropical reservoir? *Brazilian Journal of Biology*, 75(1). <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09113>

Pereira, D., Mansur, M. C. D., Duarte, L. D. S., de Oliveira, A. S., Pimpão, D. M., Callil, C. T., Ituarte, C., Parada, E., Peredo, S., Darrigran, G., Scarabino, F., Clavijo, C., Lara, G., Miyahira, I. C., Rodriguez, M. T. R., & Lasso, C. (2013). Bivalve distribution in hydrographic regions in South America: historical overview and conservation. *Hydrobiologia*. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1639-x>

Pham, T.-L., Shimizu, K., Dao, T.-S., Hong-Do, L.-C., & Utsumi, M. (2015). Microcystin uptake and biochemical responses in the freshwater clam *Corbicula leana* P. exposed to toxic and non-toxic *Microcystis aeruginosa*: Evidence of tolerance to cyanotoxins. *Toxicology Reports*, 2, 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2015.01.012>

Pigneur, L. M., Marescaux, J., Roland, K., Etoundi, E., Descy, J. P., & Van Doninck, K. (2011). Phylogeny and androgenesis in the invasive *Corbicula* clams (Bivalvia,

Corbiculidae) in Western Europe. *BMC Evolutionary Biology*, 11(1).
<https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-147>

Pigneur, L.-M., Falisse, E., Roland, K., Everbecq, E., Delière, J.-F., Smits, J. S., Van Doninck, K., & Descy, J.-P. (2014). Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. *Freshwater Biology*, 59(3), 573–583.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12286>

Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., & Tsomondo, T. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84(1). [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00178-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00178-X)

Pires, L. M. D., & Donk, E. Van. (2002). Comparing grazing by *Dreissena polymorpha* on phytoplankton in the presence of toxic and non-toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 47(10), 1855–1865. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00933.x>

Prestes, M. F. (2018). Requalificação ambiental em assentamentos precários: o PAC Favelas na franja leste da metrópole de Curitiba [Universidade de São Paulo].
<https://doi.org/10.11606/T.16.2018.tde-23102018-164433>

Prins, T., & Escaravage, V. (2005). Can Bivalve Suspension-Feeders Affect Pelagic Food Web Structure? In *The Comparative Roles of Suspension-Feeders in Ecosystems* (pp. 31–51). *Springer-Verlag*. https://doi.org/10.1007/1-4020-3030-4_3

Rajesh, K. V., Mohamed, K. S., & Kripa, V. (2001). Influence of algal cell concentration, salinity and body size on the Filtration and Ingestion Rates of cultivable Indian bivalves. *Indian Journal of Marine Sciences*, 30(2).

Razak, N. F. A., Supramaniam, C. V., & Zieritz, A. (2019). A dichotomous PCR–RFLP identification key for the freshwater mussels (Bivalvia: Unionida) of Peninsular Malaysia. *Conservation Genetics Resources*, 11(4). <https://doi.org/10.1007/s12686-018-1038-8>

Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

Reynolds, C. S. (2006). The ecology of phytoplankton. In *The Ecology of Phytoplankton*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511542145>

Ricciardi, A., & Atkinson, S. K. (2004). Distinctiveness magnifies the impact of biological invaders in aquatic ecosystems. *Ecology Letters*, 7(9), 781–784.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00642.x>

Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., & Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263–282. <https://doi.org/10.1890/13-0183.1>

Riisgård, H. (2001). On measurement of filtration rate in bivalves-the stony road to reliable data: review and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 211, 275–291. <https://doi.org/10.3354/meps211275>

Rollwagen-Bollens, G., Bolam, B. A., Bollens, S. M., Henricksen, S., Sandison, C., & Zimmerman, J. (2021). Temperature-dependent functional response of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea*, feeding on natural phytoplankton. *Inland Waters*, 11(2), 250–256. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1843933>

Rollwagen-Bollens, G., Bollens, S. M., Gonzalez, A., Zimmerman, J., Lee, T., & Emerson, J. (2013). Feeding dynamics of the copepod *Diacyclops thomasi* before, during and following filamentous cyanobacteria blooms in a large, shallow temperate lake. *Hydrobiologia*, 705(1), 101–118. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1385-5>

Rosa, M., Ward, J. E., Holohan, B. A., Shumway, S. E., & Wikfors, G. H. (2017). Physicochemical surface properties of microalgae and their combined effects on particle selection by suspension-feeding bivalve molluscs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2016.09.007>

Rosa, M., Ward, J. E., Shumway, S. E., Wikfors, G. H., Pales-Espinosa, E., & Allam, B. (2013). Effects of particle surface properties on feeding selectivity in the eastern oyster *Crassostrea virginica* and the blue mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 446. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.05.011>

Sakharova, E. G., Krylov, A. V., Petrosyan, V. G., Seleznev, D. G., Kostshevskaya-Shlakovskaya, I., Feniova, I. Yu., Rzepecki, M., & Zilitinkevich, N. S. (2018). Experimental Study of Effects of Bivalve *Dreissena polymorpha* on Phytoplankton under Eutrophic Conditions. *Russian Journal of Ecology*, 49(5), 428–433. <https://doi.org/10.1134/S1067413618050119>

Sampaio, E., & Rodil, I. F. (2014). Effects of the invasive clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) on a representative macrobenthic community from two estuaries at different stages of invasion. *Limnetica*, 33, 249–262. <https://doi.org/10.23818/limn.33.20>

Serieyssol, K. K. (2012). Diatoms of Europe: Diatoms of the European Inland Waters and Comparable habitats. *Diatom Research*, 27(2). <https://doi.org/10.1080/0269249x.2012.690210>

Shackleton, R. T., Larson, B. M. H., Novoa, A., Richardson, D. M., & Kull, C. A. (2019). The human and social dimensions of invasion science and management. *Journal of Environmental Management*, 229, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.041>

Shahraki, A. H., Chaganti, S. R., & Heath, D. (2021). Spatio-temporal dynamics of bacterial communities in the shoreline of Laurentian great Lake Erie and Lake St. Clair's large freshwater ecosystems. *BMC Microbiology*, 21(1), 253. <https://doi.org/10.1186/s12866-021-02306-y>

Shea, K. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170–176. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)

Silva, C., Anselmo, A., Macário, I. P. E., de Figueiredo, D., Gonçalves, F. J. M., & Pereira, J. L. (2020). The bad against the villain: Suitability of *Corbicula fluminea* as a bioremediation agent towards cyanobacterial blooms. *Ecological Engineering*, 152, 105881. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105881>

Silva, W. J. da, Nogueira, I. de S., Melo-Magalhães, E. M. de, Benício, S. H. M., Pessoa, S. M., & Menezes, M. (2018). Expansion of invasive *Ceratium furcoides* (Dinophyta) toward north-central Brazil: new records in tropical environments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30(0). <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5917>

Simberloff, D. (1982). The status of competition theory in ecology. *Annales Zoologici Fennici*, 19(4).

Simberloff, D. (2004). Community Ecology: Is It Time to Move On? *The American Naturalist*, 163(6), 787–799. <https://doi.org/10.1086/420777>

Simberloff, D. (2011). How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions*, 13(5), 1255–1268. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9956-3>

Simberloff, D., & Vitule, J. R. S. (2014). A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos*, 123(4), 408–413. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.01228.x>

Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: Invasional meltdown? *Biological Invasions*, 1(1). <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Simone, L. Ricardo. L. (2006). Land and freshwater mollusks of Brazil (L. Ricardo. L. SIMONE, Ed.).

Skaer Thomason, M. J., McCort, C. D., Netherland, M. D., & Grewell, B. J. (2018). Temporal and nonlinear dispersal patterns of *Ludwigia hexapetala* in a regulated river. *Wetlands Ecology and Management*, 26(5), 751–762. <https://doi.org/10.1007/s11273-018-9605-z>

- Sofi, M. S., Bhat, S. U., Rashid, I., & Kuniyal, J. C. (2020). The natural flow regime: A master variable for maintaining river ecosystem health. *Ecohydrology*, 13(8). <https://doi.org/10.1002/eco.2247>
- Soto, D., & Mena, G. (1999). Filter feeding by the freshwater mussel, *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. *Aquaculture*, 171(1–2), 65–81. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(98\)00420-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(98)00420-7)
- Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: An overview. In *Annales de Limnologie* (Vol. 44, Issue 2, pp. 85–94). <https://doi.org/10.1051/limn:2008017>
- Sousa, R., Dias, S., Freitas, V., & Antunes, C. (2008). Subtidal macrozoobenthic assemblages along the River Minho estuarine gradient (north-west Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(7), 1063–1077. <https://doi.org/10.1002/aqc.871>
- Sousa, R., Guilhermino, L., & Antunes, C. (2005). Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(2), 141–147. <https://doi.org/10.1051/limn/2005009>
- Sousa, R., Gutiérrez, J. L., & Aldridge, D. C. (2009). Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers. *Biological Invasions*, 11(10), 2367–2385. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9422-7>
- Sousa, R., Morais, P., Dias, E., & Antunes, C. (2011). Biological invasions and ecosystem functioning: time to merge. *Biological Invasions*, 13(5), 1055–1058. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9947-4>
- Sousa, R., Nogueira, A. J. A., Gaspar, M. B., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(2), 289–295. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.006>
- Sousa, R., Novais, A., Costa, R., & Strayer, D. L. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia*, 735(1), 233–251. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1409-1>
- Stanković, I., & Ternjej, I. (2010). New ecological insight on two invasive species: *Craspedacusta sowerbii* (Coelenterata: Limnomedusae) and *Dreissenia polymorpha* (Bivalvia: Dreissenidae). *Journal of Natural History*, 44(45–46), 2707–2713. <https://doi.org/10.1080/00222933.2010.501912>
- Stefaniak, K., Gołdyn, R., & Kowalczywska-madura, K. (2007). Changes of summer phytoplankton communities in Lake Swarzędzkie in the 2000-2003 period. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, XXXVI.

- Strayer, D. L. (2009). Twenty years of zebra mussels: lessons from the mollusk that made headlines. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(3), 135–141. <https://doi.org/10.1890/080020>
- Strayer, D. L. (2012). Eight questions about invasions and ecosystem functioning. In *Ecology Letters* (Vol. 15, Issue 10). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01817.x>
- Strayer, D. L., & Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Strayer, D. L., & Malcom, H. M. (2018). Long-term responses of native bivalves (Unionidae and Sphaeriidae) to a *Dreissena* invasion. *Freshwater Science*, 37(4). <https://doi.org/10.1086/700571>
- Strayer, D. L., Caraco, N. F., Cole, J. J., Findlay, S., & Pace, M. L. (1999). Transformation of Freshwater Ecosystems by Bivalves. *BioScience*, 49(1), 19. <https://doi.org/10.2307/1313490>
- Strayer, D. L., Eviner, V. T., Jeschke, J. M., & Pace, M. L. (2006). Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(11), 645–651. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.007>
- Stricker, K. B., Hagan, D., & Flory, S. L. (2015). Improving methods to evaluate the impacts of plant invasions: lessons from 40 years of research. *AoB PLANTS*, 7. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv028>
- Sun, Y., Yu, X., Yao, W., & Wu, Z. (2022). Research progress in relationships between freshwater bivalves and algae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 239, 113665. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113665>
- Tang, H., Vanderploeg, H. A., Johengen, T. H., & Liebig, J. R. (2014). Quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) selective feeding of phytoplankton in Saginaw Bay. *Journal of Great Lakes Research*, 40, 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.11.011>
- Taskinen, J., Urbańska, M., Ercoli, F., Andrzejewski, W., Ożgo, M., Deng, B., Choo, J. M., & Riccardi, N. (2021). Parasites in sympatric populations of native and invasive freshwater bivalves. *Hydrobiologia*, 848(12–13). <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04284-0>
- Thompson, P. A., Roseman, E. F., Keeler, K. M., O'Brien, T. P., & Bowser, D. A. (2017). Continued feeding on *Diporeia* by deepwater sculpin in Lake Huron. *Environmental Biology of Fishes*, 100(4), 407–419. <https://doi.org/10.1007/s10641-016-0568-8>
- Thomsen, P. F., Kielgast, J., Iversen, L. L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M. T. P., Orlando, L., & Willerslev, E. (2012). Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology*, 21(11), 2565–2573. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05418.x>

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(1), 107–119. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00787.x>

Titley, M. A., Snaddon, J. L., & Turner, E. C. (2017). Scientific research on animal biodiversity is systematically biased towards vertebrates and temperate regions. *PLoS ONE*, 12(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189577>

Turcotte, M. M., Corrin, M. S. C., & Johnson, M. T. J. (2012). Adaptive Evolution in Ecological Communities. *PLoS Biology*, 10(5), e1001332. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001332>

Vanderploeg, H. A., & Scavia, D. (1979). Calculation and use of selectivity coefficients of feeding: Zooplankton grazing. *Ecological Modelling*, 7(2). [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(79\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0304-3800(79)90004-8)

Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Carmichael, W. W., Agy, M. A., Johengen, T. H., Fahnenstiel, G. L., & Nalepa, T. F. (2001). Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic Microcystis blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1208–1221. <https://doi.org/10.1139/f01-066>

Vargas, R. P. F., Saad, J. F., Graziano, M., Dos Santos Afonso, M., Izaguirre, I., & Cataldo, D. (2019). Bacterial composition of the biofilm on valves of *Limnoperna fortunei* and its role in glyphosate degradation in water. *Aquatic Microbial Ecology*, 83(1). <https://doi.org/10.3354/ame01907>

Vaughn, C. C., & Hakenkamp, C. C. (2001). The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 46(11), 1431–1446. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00771.x>

Vaughn, C. C., & Hoellein, T. J. (2018). Bivalve Impacts in Freshwater and Marine Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 49(1), 183–208. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110617-062703>

Vázquez, D. P., & Aragón, R. (2002). Introduction. *Biological Invasions*, 4(1/2), 1–5. <https://doi.org/10.1023/A:1020516626844>

Viergutz, C., Linn, C., & Weitere, M. (2012). Intra- and interannual variability surpasses direct temperature effects on the clearance rates of the invasive clam *Corbicula fluminea*. *Marine Biology*, 159(11), 2379–2387. <https://doi.org/10.1007/s00227-012-1902-0>

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Bazos, I., Kokkoris, I., Yannitsaros, A., Zikos, A., Augustin, S., Cochard, P. O., ... Zagatti, P. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on

ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 8, Issue 3). <https://doi.org/10.1890/080083>

Vitule, J. R. S. (2009). Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: Review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. *Neotropical Biology and Conservation*, 4(2).

Vitule, J. R. S., da Costa, A. P. L., Frehse, F. A., Bezerra, L. A. V., Occhi, T. V. T., Daga, V. S., & Padial, A. A. (2017). Comment on 'Fish biodiversity and conservation in South America by Reis et al. (2016). *Journal of Fish Biology*, 90(4), 1182–1190. <https://doi.org/10.1111/jfb.13239>

Vitule, J. R. S., Freire, C. A., Vazquez, D. P., Nuñez, M. A., & Simberloff, D. (2012). Revisiting the Potential Conservation Value of Non-Native Species. *In Conservation Biology* (Vol. 26, Issue 6). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01950.x>

Vitule, J. R. S., Occhi, T. V. T., Kang, B., Matsuzaki, S. I., Bezerra, L. A., Daga, V. S., Faria, L., Frehse, F. de A., Walter, F., & Padial, A. A. (2019). Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *In Biodiversity and Conservation* (Vol. 28, Issue 11). <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01815-7>

Vohmann, A., Borchering, J., Kureck, A., bij de Vaate, A., Arndt, H., & Weitere, M. (2010). Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea* during summer. *Biological Invasions*, 12(1), 53–64. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9429-0>

Volery, L., Blackburn, T. M., Bertolino, S., Evans, T., Genovesi, P., Kumschick, S., Roy, H. E., Smith, K. G., & Bacher, S. (2020). Improving the Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT): a summary of revisions to the framework and guidelines. *NeoBiota*, 62, 547–567. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.52723>

Wang, W., Liu, X., Ferreira-Rodríguez, N., Sun, W., Wu, Y., Ouyang, S., Zhou, C., & Wu, X. (2020). Demographic and genetic characterization of harvested *Corbicula fluminea* populations. *PeerJ*, 8, e9657. <https://doi.org/10.7717/peerj.9657>

Wang, Z., Lui, G. C. S., Burton, G. A., & Leung, K. M. Y. (2019). Thermal extremes can intensify chemical toxicity to freshwater organisms and hence exacerbate their impact to the biological community. *Chemosphere*, 224. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.103>

Ward, J. M., & Ricciardi, A. (2007). Impacts of *Dreissena* invasions on benthic macroinvertebrate communities: a meta-analysis. *Diversity and Distributions*, 13(2), 155–165. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00336.x>

Watkins, H. V., Yan, H. F., Dunic, J. C., & Côté, I. M. (2021). Research biases create overrepresented “poster children” of marine invasion ecology. *In Conservation Letters* (Vol. 14, Issue 3). <https://doi.org/10.1111/conl.12802>

Wawrzyniak-Wydrowska, B., Radziejewska, T., Skrzypacz, A., & Woźniczka, A. (2019). Two Non-indigenous Dreissenids (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis*

bugensis) in a Southern Baltic Coastal Lagoon: Variability in Populations of the “Old” and a “New” Immigrant. *Frontiers in Marine Science*, 6.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00076>

Way, C. M., Hornbach, D. J., Miller-Way, C. A., Payne, B. S., & Miller, A. C. (1990). Dynamics of filter feeding in *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae). *Canadian Journal of Zoology*, 68(1), 115–120. <https://doi.org/10.1139/z90-016>

Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. (2004). Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation*, 115(2), 329–341.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00153-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00153-8)

Williamson, C. E., Dodds, W., Kratz, T. K., & Palmer, M. A. (2008). Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 247–254.
<https://doi.org/10.1890/070140>

Williamson, F., & Ozersky, T. (2019). Lake Characteristics, Population Properties and Invasion History Determine Impact of Invasive Bivalves on Lake Nutrient Dynamics. *Ecosystems*, 22(8), 1721–1735. <https://doi.org/10.1007/s10021-019-00371-z>

Winder, M., & Jassby, A. D. (2011). Shifts in Zooplankton Community Structure: Implications for Food Web Processes in the Upper San Francisco Estuary. *Estuaries and Coasts*, 34(4), 675–690. <https://doi.org/10.1007/s12237-010-9342-x>

Winemiller, K. O., Andrade, M. C., Arantes, C. C., Bokhutlo, T., Bower, L. M., Cunha, E. R., Keppeler, F. W., López-Delgado, E. O., Quintana, Y., Saenz, D. E., Mayes, K. B., & Robertson, C. R. (2023). Can spatial food web subsidies associated with river hydrology and lateral connectivity be detected using stable isotopes? *Food Webs*, 34, e00264. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2022.e00264>

Xia, Z., Cao, X., Hoxha, T., Zhan, A., Haffner, G. D., & MacIsaac, H. J. (2020). Functional response and size-selective clearance of suspended matter by an invasive mussel. *Science of The Total Environment*, 711, 134679.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134679>

Yohannes, E., Ragg, Karl-, J. P., & Rothhaupt, O. (2018). Physical attachment of the invasive zebra mussel *Dreissena polymorpha* to the invasive gammarid *Dikerogammarus villosus*: supplementary path for invasion and expansion? *Fundamental and Applied Limnology*, 191(1), 79–85.
<https://doi.org/10.1127/fal/2017/1063>

Zaburlín, N. M. de, Vogler, R. E., Molina, M. J., & Llano, V. M. (2016). Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) *Langhans* (Dinophyta) in South America. *Journal of Phycology*, 52(2), 200–208.
<https://doi.org/10.1111/jpy.12382>

Zanden, M. J. V., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. (1999). Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401(6752), 464–467. <https://doi.org/10.1038/46762>

Zhu, B., Fitzgerald, D. G., Mayer, C. M., Rudstam, L. G., & Mills, E. L. (2006). Alteration of Ecosystem Function by Zebra Mussels in Oneida Lake: Impacts on Submerged Macrophytes. *Ecosystems*, 9(6), 1017–1028. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0049-y>

Zieritz, A., Mahadzir, F. N., Chan, W. N., & McGowan, S. (2019). Effects of mussels on nutrient cycling and bioseston in two contrasting tropical freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 835(1), 179–191. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3937-4>

Zieritz, A., Sousa, R., Aldridge, D. C., Douda, K., Esteves, E., Ferreira-Rodríguez, N., Mageroy, J. H., Nizzoli, D., Osterling, M., Reis, J., Riccardi, N., Daill, D., Gumpinger, C., & Vaz, A. S. (2022). A global synthesis of ecosystem services provided and disrupted by freshwater bivalve molluscs. *Biological Reviews*, 97(5), 1967–1998. <https://doi.org/10.1111/brv.12878>

Zieritz, A., Taha, H., Lopes-Lima, M., Pfeiffer, J., Sing, K. W., Sulaiman, Z., McGowan, S., & Khairul, K. A. (2020). Towards the conservation of Borneo's freshwater mussels: rediscovery of the endemic *Ctenodesma borneensis* and first record of the non-native *Sinanodonta lauta*. *Biodiversity and Conservation*, 29(7). <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01971-1>

ANEXOS

Anexo 1: A lista de artigos utilizados e os dados extraídos do capítulo 1 podem ser acessada em [10.6084/m9.figshare.23111801](https://doi.org/10.6084/m9.figshare.23111801).

Anexo 2: Licença para coleta de material zoológico.



Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Licença permanente para coleta de material zoológico

Número: 24779-G	Data da Emissão: 16/09/2023 11:16:26	Data da Revalidação*: 01/01/2024
De acordo com o art. 11 da Portaria ICMBio nº 748/2022, a validade desta licença permanente corresponde ao período de vínculo efetivo do(a) pesquisador(a) com a instituição, desde que seja revalidada anualmente mediante apresentação do relatório de atividades.		
Dados do titular		
Nome: Jean Ricardo Simões Vitule	CPF: 186.514.948-90	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Paraná	CNPJ: 75.095.679/0001-49	

Observações e ressalvas

1	A autorização não eximirá o pesquisador da necessidade de obter outras anuências, como: I) do proprietário, arrendatário, possessor ou morador quando as atividades forem realizadas em área de domínio privado ou dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso; II) da comunidade indígena envolvida, ouvido o órgão indigenista oficial, quando as atividades de pesquisa forem executadas em terra indígena; III) do Conselho de Defesa Nacional, quando as atividades de pesquisa forem executadas em área indispensável à segurança nacional; IV) da autoridade marítima, quando as atividades de pesquisa forem executadas em águas jurisdicionais brasileiras; V) do Departamento Nacional de Produção Mineral, quando a pesquisa visar a exploração de depósitos fossilíferos ou a extração de espécimes fósseis; VI) do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, dentre outras.
2	Todos os membros da equipe de pesquisa devem estar cientes das recomendações e boas práticas a serem seguidas neste momento de emergência zoonótica no Brasil devido à gripe aviária. Informe-se na página do CEMAVE na Internet: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/cehave/desafios/gripe-aviaria/gripe-aviaria-1 .
3	Este documento não dispensa o cumprimento da Lei nº 13.123/2015, que dispõe sobre o acesso ao patrimônio genético, sobre a proteção e o acesso ao conhecimento tradicional associado e sobre a repartição de benefícios para conservação e uso sustentável da biodiversidade.
4	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia (Decreto nº 98.830, de 15/01/1990).
5	A licença permanente não é válida para: a) realização de atividades envolvendo táxons que constem nas listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção; b) manutenção de espécimes de fauna silvestre em cativeiro; c) recebimento ou envio de material biológico ao exterior; d) realização de pesquisa em unidade de conservação federal ou em caverna; e e) manejo para conservação de fauna e flora silvestre in situ previsto em plano de ação nacional do Instituto Chico Mendes, programa de manejo populacional do Instituto Chico Mendes ou plano de manejo de unidade de conservação federal. A restrição prevista no item d não se aplica às categorias Reserva Particular do Patrimônio Natural e Área de Proteção Ambiental constituídas por terras privadas.
6	Os titulares de licença permanente para a coleta de material zoológico devem declarar, por meio do Sisbio, o Registro de Expedição, sendo-lhes concedido automaticamente o comprovante.
7	Este documento NÃO exime o titular de cumprir as obrigações previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde serão realizadas as atividades.
8	Esta licença permanente não poderá ser utilizada para fins comerciais, industriais, esportivos ou para realização de atividades inerentes ao processo de licenciamento ambiental de empreendimentos.
9	Este documento NÃO exime o pesquisador titular da necessidade de atender ao disposto na Instrução Normativa nº 7/2021/GABIN/ICMBIO, que estabelece normas para a atividade de marcação de aves silvestres na natureza no território nacional e para utilização do Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres - SNA.
10	O pesquisador titular da licença permanente pode ser co-responsabilizado pelas condutas e atividades lesivas ao meio ambiente dos membros da equipe.
11	O titular de licença ou autorização e os membros de sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos, e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
12	O titular da licença permanente deverá apresentar, anualmente, relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias após o aniversário de emissão da licença permanente.
13	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação do disposto nesta portaria ou em legislação vigente, ou quando de inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, pode, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou cassada pelo Instituto Chico Mendes, por meio da Coordenação Gestora do Sisbio, e está sujeito às sanções previstas na legislação vigente.
14	A licença permanente será válida enquanto durar o vínculo empregatício efetivo do pesquisador com a instituição científica nacional que tenha por lei a atribuição de coletar material zoológico.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0247790620230916

Página 1/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio

Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Licença permanente para coleta de material zoológico

Número: 24779-6	Data da Emissão: 16/09/2023 11:16:26	Data da Revalidação*: 01/01/2024
De acordo com o art. 11 da Portaria ICMBio nº 748/2022, a validade desta licença permanente corresponde ao período de vínculo efetivo do(a) pesquisador(a) com a instituição, desde que seja revalidada anualmente mediante apresentação do relatório de atividades.		

Dados do titular

Nome: Jean Ricardo Simões Vitule	CPF: 186.514.948-90
Nome da Instituição: Universidade Federal do Paraná	CNPJ: 75.095.679/0001-49

Observações e ressalvas

15	Caso seja identificada a ocorrência de espécie exótica dentro ou no entorno de UNIDADE DE CONSERVAÇÃO FEDERAL, além de descrever no relatório de atividades, o pesquisador deve informar à equipe gestora com maior brevidade possível.
----	---

Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Fora de UC Federal
2	Captura de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal
3	Marcação de animais silvestres in situ	Fora de UC Federal
4	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Fora de UC Federal

Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo destino
1	DEPARTAMENTO DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DA FAUNA - SMMA	Coleção

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0247790620230916

Página 2/3



Ministério do Meio Ambiente - MMA

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio

Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Licença permanente para coleta de material zoológico

Número: 24779-6	Data da Emissão: 16/09/2023 11:16:26	Data da Revalidação*: 01/01/2024
De acordo com o art. 11 da Portaria ICMBio nº 748/2022, a validade desta licença permanente corresponde ao período de vínculo efetivo do(a) pesquisador(a) com a instituição, desde que seja revalidada anualmente mediante apresentação do relatório de atividades.		
Dados do titular		
Nome: Jean Ricardo Simões Vitale	CPF: 186.514.948-90	
Nome da Instituição: Universidade Federal do Paraná	CNPJ: 75.095.679/0001-49	

Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com Portaria ICMBIO Nº 748, Art. 24. A coleta imprevista de amostras biológicas, espécimes ou de material abiótico em unidades de conservação e cavernas, não contemplados na autorização ou na licença permanente, deve ser imediatamente anotada em campo específico do documento.

[illegible]

* Identificar o espécime do nível taxonômico possível

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº Portaria ICMBio nº 748/2022. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 0247790620230916

Página 3/3