



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

JOÃO HEMERSON DE SOUSA

**DINÂMICA DO MOLUSCO INVASOR *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844)
(BIVALVIA, CYRENIDAE) EM ECOSISTEMAS DULCÍCOLAS: ABORDAGEM
SOBRE SUA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E FATORES DIRECIONADORES**

CAMPINA GRANDE - PB

2024

JOÃO HEMERSON DE SOUSA

**DINÂMICA DO MOLUSCO INVASOR *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844)
(BIVALVIA, CYRENIDAE) EM ECOSISTEMAS DULCÍCOLAS: ABORDAGEM
SOBRE SUA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E FATORES DIRECIONADORES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Orientador(a): Prof^a. Dr^a. Daniele Jovem da Silva Azevêdo

Coorientador(a): Prof^a. Dr^a. Maria João Feio (MARE – Universidade de Coimbra)

CAMPINA GRANDE - PB

2024

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S725d Sousa, João Hemerson de.
Dinâmica do molusco invasor *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) (Bivalvia, Cyrenidea) em ecossistemas dulcícolas [manuscrito] : abordagem sobre sua distribuição geográfica e fatores direcionadores / João Hemerson de Sousa. - 2024.
118 p. : il. colorido.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2024.
"Orientação : Profa. Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo, Departamento de Biologia - CCBS. "
"Coorientação: Profa. Dra. Maria João Feio , UC - Universidade de Coimbra "

1. Ecossistemas dulcícolas. 2. Espécies invasoras. 3. Reservatórios. 4. Semiárido. I. Título

21. ed. CDD 579

JOÃO HEMERSON DE SOUSA

**DINÂMICA DO MOLUSCO INVASOR *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844)
(BIVALVIA, CYRENIDAE) EM ECOSISTEMAS DULCÍCOLAS: ABORDAGEM
SOBRE SUA DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E FATORES DIRECIONADORES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

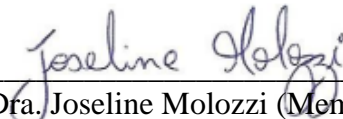
Área de concentração: Biodiversidade e Conservação em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos

Aprovada em: 29 / 02 / 2024.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Daniele Jovem da Silva Azevêdo (Orientadora)
Instituto Federal do Sertão Pernambucano (IFSertãoPE)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Joseline Molozzi (Membro interno)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Roger Paulo Mormul (Membro externo)
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Dedico este trabalho a minha amada vó Maria (*in memoriam*), por ser um exemplo de ser humano e por acreditar, apoiar, torcer e oferecer todo amor e suporte na minha vida. Amarei você eternamente!

AGRADECIMENTOS

Quero manifestar aqui a minha ENORME gratidão a todos que contribuíram para que eu chegasse aqui, pois como sempre comento, a concretização deste trabalho não é só minha e, sim de todos que me ajudaram, torceram e ofereceram oportunidade para que eu realizasse meus sonhos. Sonhos estes que pareciam distantes, diante da realidade vivida, de toda dificuldade, e obstáculos presenciados durante esta caminhada. Apesar disso, e não romantizando, foram esses impasses que permitiram ampliar minha bagagem de experiência e crescimento próprio, a minha vontade de superá-los e chegar em lugares ainda inimagináveis. E que eu continue sonhando, pois eles me levarão a concluir não só meus objetivos profissionais, mas os limites inéditos!

Agradeço à Universidade Estadual da Paraíba, em particular ao *campus* I (Campina Grande), por ter me oferecido a oportunidade, espaço e amparo durante esses dois anos cursando o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Aos servidores desta instituição, em especial aos professores do referido curso, pelo carinho, dedicação, compartilhamento de experiências, excelência no ensino oferecido e exemplo de profissionais. Aqui destaco os Professores José Etham Lucena Barbosa, Evaldo de Lira Azevedo, Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum, Sérgio de Faria Lopes, Thelma Lúcia Pereira Dias, Juliana dos Santos Severiano, Lucianna Marques Rocha Ferreira e Joseline Molozzi. Sou grato também ao coordenador do Programa André Luiz Machado Pessanha e secretárias Alana Ramos Alves e Andreza Bezerra dos Santos que sempre se mostraram dispostos a sanar quaisquer dúvidas e resolver diversas questões relacionadas ao curso.

Agradeço o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço também à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco – FACEPE (número da bolsa APQ-0992-2.05/21), Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba – FAPESQ/PB (número da bolsa 3206/2021 e chamada FAPESQ/PELD No. 21/2020) e ao Fundo Setorial de Recursos Hídricos – CT-Hidro (Processo 409348/2022-8), pelo financiamento que possibilitaram a compra de insumos e a compilação de conjuntos de dados dos rios Paraíba e Pajeú, os quais a dissertação esteve associada.

À professora Daniele Jovem-Azevêdo, minha orientadora, pela sua orientação durante o trabalho, por todo conhecimento repassado, pela excelente profissional e pela compreensão em relação as minhas questões pessoais. Agradeço por nunca ter deixado faltar insumos para realização de minha pesquisa, por ter dedicado seu tempo ao trabalho, deixando as vezes até

suas férias, casa e família para auxiliar na coleta e processamento das amostras, como também por ter aberto as portas de sua casa, permitindo conhecer sua família linda. Sou externamente agradecido também pela sua sensibilidade demonstrada durante o momento mais delicado da minha vida (perda de minha avó). Saiba que este seu ato de gentileza contribuiu para que eu não desistisse do meu sonho de cursar o mestrado. Sou e serei muito grato pelas suas ações e por ter encarado o desafio, Profa. Daniele.

À professora Maria João, minha coorientadora, pela sua coorientação durante o desenvolvimento da pesquisa, pela atenção e disponibilidade em contribuir com o trabalho. Ao professor Bruno Figueiredo pela valiosa contribuição e disponibilidade durante a escrita dos manuscritos. O suporte de vocês ao longo deste processo foram fundamentais para o progresso e a conclusão deste estudo.

Aos meus primeiros orientadores (Tamires e Edson) que me proporcionaram uma bagagem sólida de conhecimento, capacidade e maturidade na graduação, sendo esta vital durante o mestrado e vida profissional/pessoal. Sou muito a grato a vocês!

Agradeço à profa. Joseline Molozzi, por ter aberto as portas do laboratório que coordena, o Laboratório de Ecologia de Bentos – LEB, mas também por ser um exemplo pra todos ao seu redor. Josy é uma mulher forte e que trabalha bastante, mas também uma alma doce, empática, bondosa e que busca nosso melhor, inspirando todos que sonham. Você merece tudo de mais lindo, Josy. Sou muito grato por estar próximo de pessoas como você e por essa oportunidade de integrar o LEB, pois hoje conheço e entendo a preciosidade que ele tem pra você, e agora também pra mim.

Foi no LEB que realizei o processamento das amostras, mas também me sentir integrado, conseguindo ampliar meus conhecimentos, criar lindos laços e diminuir um pouco do fardo do mestrado através das trocas de experiências, conversas, companheirismo e risadas. Aqui destaco os meus colegas que participam e participaram do LEB: Érica, Eduarda, Dalescka, Ana Vitória, Bruno Costa, Rayssinha, Dudinha, Thayza, Joalysson, Alane, Neto e Caio por toda contribuição para sanar minhas dúvidas, no processamento das amostras e por estarem sempre dispostos a me ajudar. Queria agradecer em especial, Núbia, Quênia e Bruno pelos momentos vivenciados, por toda gargalhada boa e por contar com a amizade de vocês. Agradeço também a Iza e Carlinda que são umas queridas e sempre estão dispostas a ajudarem. Vocês são pessoas maravilhosas e uma equipe incrível, pessoal.

No LEB tive o prazer de conhecer uma pessoa muito especial e que apresenta um papel fundamental não só de técnica do laboratório, mas de ponto de entrada, confiança e segurança, a querida Climélia. Cli, você que chega todo dia com uma novidade da Maria

Sofia e Maria Helena e apresenta inúmeras qualidades, mas de todas elas a melhor e mais bonita é a de ser mãe. Foi no espaço do LEB que consegui também afinar laços com outra pessoa muito querida, a Lucianna. Lu é uma pessoa que faz bem só estar perto, por transmitir alegria, boas energias e uma confiança extraordinária, bem como por ser uma profissional altamente qualificada. Vocês duas pessoas muito especiais e fundamentais nos espaços que fazem parte, e que merecem o melhor sempre. Admiro bastante vocês!

Agradeço aos parceiros que colaboram com a execução das coletas, com destaque para os barqueiros (Seu Luciano e Seu Junior Caiçara) e aos motoristas (Seu Jaça, Seu Murilo e Seu Nino). Agradeço também ao Laboratório de Ecologia Aquática – Leaq pela assistência no processamento das análises físicas e químicas da água e por todo apoio pessoal, em especial a Daniele Lucena, Tati e Adriano. Agradeço às funcionárias do prédio Três Marias, em especial Dona Mari e Edilma, que diariamente me cumprimentaram com um "bom dia" caloroso e um sorriso no rosto. Por fim, agradeço ao pessoal do bairro, apelidado carinhosamente como pessoal da vila, principalmente as tias Maria de Lurdes, Marilene, da frutaria, da padaria e do pastel e os tios Marcos, Chico, Danilo e Marcelo. Muito obrigado por todo cuidado e gentileza de todos vocês.

A todos meus amigos que, direta ou indiretamente, sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e dando todo suporte nos momentos mais difíceis, e compartilhando comigo das alegrias e felicidade a cada conquista. Agradeço as amigas que fiz em Campina (Gustavo, Vitor, Gustavinho, Débora, Livia, Vivi, Igor, Kewilin e Juca), assim como os melhores amigos do mundo, os meus amigos do Piauí que mesmo eu estando longe eu sinto o quanto eles torcem e estão feliz por mim (amo vocês e logo estaremos juntos!).

Agradeço especialmente ao Breno, meu namorado, que além de ser meu companheiro, colega de turma e meu amigo, divide comigo a casa, o laboratório, a vida e nossos meus melhores e piores momentos. Nesta etapa você foi um pilar e que me forneceu uma força para suportar os meus piores dias, momentos e cicatrizes. Obrigado mo, por ser minha família, por me apoiar, por toda amizade, ajuda, dedicação, carinho e amor comigo. Você foi fundamental, meu galego! Sou grato ainda por estar com uma pessoa muito especial, batalhadora, sensível e sonhadora. Espero poder sempre te apoiar e proporcionar todo amor.

Aos meus pais, Mazim e Kacinha, por serem exemplos de força, dedicação, honestidade, amor e por me apoiarem e serem suporte na minha vida. Aos meus irmãos de sangue e coração (Thais, Talia e Everton), tias (Lucileide e Claudinha), tio (Marquim) e Madrasta (Sileide) por todo incentivo, carinho e amor comigo. Amo muito vocês!

Às minhas avós Maria (*in memoriam*) e Toinha, que desde sempre se dedicaram e se fizeram presente na minha formação pessoal; que acreditaram que meus estudos são importantes, que incessantemente procuraram me ajudar independente da situação e por ser as pessoas no mundo que eu podia e posso contar para tudo. Vocês me incentivam, buscam me ajudar constantemente e me oferece o amor na forma mais pura, afetuosa e genuína. Vocês duas foram, são e sempre serão essenciais para mim e espero muito poder retribuir tudo o que fazem e fizeram por mim. O apoio e amor de vocês foi/é meu combustível, minha força, é por meio dele que este trabalho e essa etapa de formação foram possíveis. Muito obrigado, serei eternamente grato a vocês. Amo vocês mais que tudo!

À ordem divina, por não deixar eu desistir, fornecendo uma força resiliente que eu não imaginaria que teria durante os momentos difíceis. Agradeço ao Senhor pela oportunidade de realizar meus sonhos, principalmente trabalhando que com gosto e na minha região semiárida. Obrigado meu pai celestial, sei que seus planos são de longe os melhores para mim. Confio em ti! Obrigado também por sempre colocar pessoas boas no meu caminho e me proteger daquelas menos evoluídas.

Sou externamente grato a todos!

“O saber, todos nós têm só falta o conhecimento.”

Socorro Kapinawá

RESUMO

Corbicula largillierti (Philippi, 1844) é um bivalve asiático com estabelecimento bem-sucedido em ecossistemas de água doce em todo o mundo. Possui alta plasticidade fenotípica, característica que possibilita a fácil adaptação da espécie a diferentes condições ambientais, além de uma eficiente estratégia reprodutiva. Sua introdução em novos ambientes geralmente resulta em impactos negativos na biodiversidade nativa, no funcionamento do ecossistema, na prestação de serviços ecossistêmicos, além de afetar o sistema econômico, social e a saúde humana. O principal objetivo do presente estudo foi avaliar a dinâmica do molusco não nativo *C. largillierti* em bacias hidrográficas semiáridas e determinar seu atual *status* de distribuição no mundo. Para isto, esta dissertação foi estruturada com dois capítulos: o primeiro versa sobre o levantamento da distribuição atual de *C. largillierti* no mundo, incluindo a determinação do nível de expansão da espécie. Nesse capítulo foi construído um mapa de distribuição global através de uma vasta pesquisa bibliográfica em diferentes bases de dados. Além disso, incluímos neste estudo um conjunto de dados oriundos de duas bacias hidrográficas localizadas no semiárido brasileiro: bacia do rio Pajeú – PJRW, estado de Pernambuco e Bacia do rio Paraíba – PBRW, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Em PJRW foi selecionado o reservatório Barra do Juá. Em PBRW foram amostrados três reservatórios: Camalaú, Epitácio Pessoa e Sumé. A amostragem das variáveis ambientais e biológicas foi realizada em dezembro de 2021 em PBRW e em junho de 2022 na PJRW, ambas no período seco da região. Um total de 61 locais de amostragem foram incluídos no conjunto de dados. Registramos pela primeira vez a presença do molusco não nativo em PJRW, além de sua expansão na bacia PBRW e no globo. Em relação a sua expansão global, nossos achados indicam que *C. largillierti* expandiu sua distribuição em 14 países, pertencentes a quatro continentes. Os dados também demonstram que a ampla distribuição da espécie ocorre na América do Sul, principalmente no Brasil e na Argentina. O segundo capítulo da dissertação tem como objetivo central analisar os efeitos hierárquicos diretos e indiretos dos fatores abióticos (parâmetros físicos e químicos da água, habitat e paisagem) e bióticos (abundância do molusco invasor não nativo *M. tuberculata* e a riqueza da comunidade nativa de macroinvertebrados) sobre a abundância de *C. largillierti*. Utilizamos a abordagem do modelo de múltiplo fatores (*Structural Equation Modeling – SEM*). Os resultados obtidos no segundo capítulo indicam que a abundância de *C. largillierti* não foi significativamente afetada pelas variáveis abióticas incluídas no modelo. Em contrapartida, os parâmetros bióticos mostram ser fatores com efeito direto e positivo na abundância do bivalve

não nativo. Isso sugere que as relações bióticas estabelecidas no novo habitat invadido podem desempenhar um papel mais relevante para o estabelecimento de *C. largillierti* do que as condições ambientais locais. Os resultados reunidos nesta dissertação, fornecem *insights* valiosos sobre os processos de invasão e os impactos que projetos de integração interbacias podem ter para o estabelecimento de espécies com potencial invasor, assim como *C. largillierti*. Tais informações podem subsidiar o conhecimento para a elaboração de modelos de gestão mais robustos, que adotem medidas de vigilância e prevenção de espécies invasoras, garantindo à manutenção das comunidades nativas, a integridade e a prestação de serviços ecossistêmicos.

Palavras-Chave: ecossistemas dulcícolas; espécies invasoras; reservatórios; semiárido.

ABSTRACT

Corbicula largillierti (Philippi, 1844) is an Asian bivalve with successful establishment in freshwater ecosystems worldwide. It exhibits high phenotypic plasticity, which enables the species to easily adapt to different environmental conditions, along with an efficient reproductive strategy. Its introduction into new environments often results in negative impacts on native biodiversity, ecosystem functioning, provision of ecosystem services, as well as affecting the economic, social, and human health systems. The main objective of the present study was to evaluate the dynamics of the non-native mollusk *C. largillierti* in semi-arid river basins and determine its current distribution status worldwide. For this purpose, this dissertation was structured with two chapters: the first deals with the survey of the current distribution of *C. largillierti* worldwide, including determining the level of species expansion. In this chapter, a global distribution map was constructed through extensive bibliographic research in different databases. Additionally, we included in this study a dataset from two river basins located in the Brazilian semi-arid region: the Pajeú River basin – PJRW, in the state of Pernambuco, and the Paraíba River basin – PBRW, in the state of Paraíba, Northeast Brazil. In PJRW, the Barra do Juá reservoir was selected. In PBRW, three reservoirs were sampled: Camalaú, Epitácio Pessoa, and Sumé. Sampling of environmental and biological variables was conducted in December 2021 in PBRW and in June 2022 in PJRW, both during the dry season of the region. A total of 61 sampling sites were included in the dataset. We recorded for the first time the presence of the non-native mollusk in PJRW, as well as its expansion in the PBRW basin and globally. Regarding its global expansion, our findings indicate that *C. largillierti* has expanded its distribution in 14 countries, across four continents. The data also demonstrate that the species' widespread distribution occurs in South America, mainly in Brazil and Argentina. The second chapter of the dissertation aims to analyze the direct and indirect hierarchical effects of abiotic factors (physical and chemical parameters of water, habitat, and landscape) and biotic factors (abundance of the non-native invasive mollusk *M. tuberculata* and richness of the native macroinvertebrate community) on the abundance of *C. largillierti*. We used the Structural Equation Modeling (SEM) approach. The results obtained in the second chapter indicate that the abundance of *C. largillierti* was not significantly affected by the abiotic variables included in the model. In contrast, biotic parameters are shown to be factors with a direct and positive effect on the abundance of the non-native bivalve. This suggests that the biotic relationships established in the new invaded habitat may play a more relevant role in the establishment of *C. largillierti* than local

environmental conditions. The results gathered in this dissertation provide valuable insights into invasion processes and the impacts that inter-basin integration projects may have on the establishment of species with invasive potential, such as *C. largillierti*. Such information can support knowledge for the development of more robust management models, adopting measures for the surveillance and prevention of invasive species, ensuring the maintenance of native communities, integrity, and provision of ecosystem services.

Keywords: freshwater ecosystems; invasive species; reservoirs; semi-arid.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	15
2	CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA	18
2.1	Invasões Biológicas	18
2.2	Ecosistemas dulcícolas: habitats propícios às invasões?	19
2.3	O contexto das invasões nos ecossistemas dulcícolas do Brasil	21
2.4	Filo Mollusca: representantes de destaque no contexto das invasões em ecossistemas dulcícolas do Brasil	24
2.5	<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi, 1844) (Bivalvia, Cyrenidae)	27
2.6	Fatores abióticos e bióticos relacionados a ocorrência de <i>C. largillierti</i>	28
3	OBJETIVOS	31
3.1	Objetivo geral	31
3.2	Objetivos específicos	31
4	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	32
5	CAPÍTULO I: OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DO MOLUSCO NÃO NATIVO <i>Corbicula largillierti</i> (PHILIPPI, 1844) (BIVALVIA, CYRENIDAE) EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SEMIÁRIDO E NO GLOBO	33
6	CAPÍTULO II: INFLUÊNCIA SINÉRGICA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE UM MOLUSCO NÃO-NATIVO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS SEMIÁRIDAS	55
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	80
	REFERÊNCIAS	82
	APÊNDICE A – PROTOCOLO PARA AVALIAÇÃO DE HÁBITATS FÍSICOS	87
	ANEXO A – BASE DE DADOS UTILIZADAS PARA REUNIR INFORMAÇÕES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO ATUAL DE <i>C. largillierti</i> NO MUNDO	94
	ANEXO B – REFERÊNCIAS DOS ESTUDOS QUE APRESENTAM REGISTRO DE <i>C. largillierti</i> NO MUNDO	95
	ANEXO C – MATERIAL SUPLEMENTAR. Distribuição de <i>Corbicula largillierti</i> no mundo	101

ANEXO D – NORMAS DA REVISTA JOURNAL OF MOLLUSCAN STUDIES	118
---	------------

1 INTRODUÇÃO GERAL

As invasões biológicas sucessivas em ecossistemas dulcícolas (p. ex., rios, lagos, reservatórios), tem sido considerada uma das maiores ameaças sobre estes ambientes (Reid *et al.*, 2019). A invasão biológica ou bioinvasão corresponde a um organismo que é introduzido em um novo ambiente, possuindo capacidade de sobreviver, reproduzir e expandir sua distribuição, afetando outras espécies e os processos ecológicos (Kamenova *et al.*, 2017; Pyšek *et al.*, 2017). Essas espécies têm se espalhado de forma alarmante e sem precedentes em escala global, especialmente nas últimas décadas (Diagne *et al.*, 2021; Seebens *et al.*, 2017; Tuberlin *et al.*, 2023).

Corbicula largillierti (Philippi 1844), é um ótimo exemplo de bivalve com sucesso na invasão de ecossistemas de água doce em todo o globo (Sousa *et al.*, 2024 - submetido). Com comportamento infaunal, a espécie coloniza ambientes bentônicos lóticos e lênticos, (Latini *et al.*, 2016), exibindo alta plasticidade fenotípica, adaptando-se fisiológica e morfológicamente a diversas condições ambientais (Hünicken *et al.*, 2022; Reyna *et al.*, 2019; Rodriguez *et al.*, 2020). Além disso, devido a sua linhagem androgenética hermafrodita apresenta elevada fertilidade, ciclo de vida curto e crescimento rápido, contribuindo para sua expansão bem-sucedida (Ludwig *et al.*, 2023; Mansur *et al.*, 2016).

A introdução de espécies do gênero *Corbicula* em novos ambientes, frequentemente resulta em impactos negativos, devido a sua atuação como engenheiro de ecossistemas, isto é, atuam alterando as condições físicas e os processos biológicos dos ecossistemas onde se estabelecem (Boltovskoy, 2017; Burlakova *et al.*, 2023). A invasão de espécies desse gênero pode ainda acarretar efeitos adversos na biodiversidade nativa, no funcionamento do ecossistema e na oferta de serviços ecossistêmicos (Latini *et al.*, 2016; Carranza *et al.*, 2023). Além disso, estas espécies são reconhecidas mundialmente pelos inconvenientes ao sistema econômico, social e na saúde humana (Mansur *et al.*, 2016; Rahayu; Sari, 2023; Trovant *et al.*, 2023).

Estudos reportam que a modificação do uso da terra e a urbanização podem criar condições mais propícias para a invasão, resultando em um aumento na introdução e estabelecimento de espécies invasoras (Linares *et al.*, 2020, 2022). A substituição, redução ou remoção da cobertura vegetal natural contribui para a degradação da estrutura física do habitat, aumentando as taxas de sedimentação e provocando alterações hidrológicas e limnológicas na água (Barbosa *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2020). Essas mudanças impactam diretamente a entrada de nutrientes, recursos alóctones, a produção autóctone, bem como a

quantidade e qualidade dos recursos alimentares disponíveis (Qin *et al.*, 2019; Zhuang *et al.*, 2016). Essas alterações, tem resultado em perdas significativas de biodiversidade nativa e funções ecossistêmicas, ao mesmo tempo em que favorecem a presença de espécies invasoras em ecossistemas límnicos (Linares *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2023).

As variações espaciais e temporais nos parâmetros abióticos e bióticos nos recursos hídricos, moldam o regime hidrográfico específico de cada região, exercendo influência nas características taxonômicas e na dinâmica espaço-temporal de suas comunidades (Leal *et al.*, 2021b; Silva *et al.*, 2021). No caso, *C. largillierti* é encontrado em habitats límnicos, colonizando áreas planas ou de altitude moderada, com águas bem oxigenadas, baixos níveis de salinidade e substratos de granulometria fina, arenoso ou lodoso (Bodon *et al.*, 2020). Além disso, Azevêdo *et al.* (2016) associaram a presença da espécie, aos maiores níveis de variáveis como o fósforo total e nitrogênio total. No entanto, até o momento, não há estudos que vinculem a ocorrência do bivalve não nativo com fatores bióticos e abióticos conjuntamente. Deste modo, estudos que incluam a análise conjunta de múltiplos fatores são promissores na geração de informações úteis dentro do contexto das invasões biológicas (Jovem-Azevêdo *et al.*, 2022).

Os fatores bióticos são tão importantes para o estabelecimento das espécies não nativas, quanto as condições abióticas locais. Estudos prévios têm observado que o estabelecimento de espécies introduzidas pode ser facilitado por comunidades nativas e por espécies invasoras semelhantes (Linares *et al.*, 2017, 2022). No último cenário, surgem duas vias possíveis: i) a facilitação direta, em que os efeitos de uma espécie não nativa beneficiam a comunidade de forma direta, como o fornecimento adicional de nutrientes ou abrigo; e ii) a facilitação indireta, na qual o benefício é mediado, como a redução da população de uma espécie predadora ou o aumento da população de presas para outra espécie (Ricciardi, 2001). A interação positiva entre espécies não nativas foi examinada por Simberloff e Von Holle (1999), que propuseram o termo "*Invasive Meltdown*" para descrever esse processo. Esta hipótese sugere que espécies não nativas facilitam reciprocamente suas invasões, aumentando as chances de sobrevivência, impacto ecológico e, possivelmente, a magnitude desse impacto.

Considerando os desafios apresentados pelo potencial invasão de *C. largillierti* e os impactos socioambientais e ecológicos associados à espécie, é essencial investigar os fatores que impulsionam sua introdução e expansão em ecossistemas de água doce. Essa compreensão não apenas auxilia na caracterização da espécie e seu potencial invasor, mas também na identificação das principais vias de introdução e das possíveis consequências nos ecossistemas invadidos. Além disso, considerando que a alteração do uso da terra pode criar

condições mais propícias para a invasão, analisar os efeitos diretos e indiretos do uso da terra, mediados por variáveis abióticas e bióticas, é fundamental para preencher lacunas sobre os fatores que influenciam a ocorrência, estabelecimento e dinâmica da espécie em ambientes límnicos. A compreensão aprofundada desses fatores pode contribuir no desenvolvimento de estratégias de manejo, proporcionando uma abordagem integrada para mitigar os riscos associados à presença desse bivalve invasor.

2 CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

2.1 Invasões Biológicas

As mudanças globais e a globalização facilitaram o fluxo de espécies entre áreas antes separadas por barreiras geográficas (Kamenova *et al.*, 2017). Tal fator permitiu que espécies não nativas se espalhassem em taxas nunca vistas antes em todo o mundo, especialmente nas últimas décadas (Seebens *et al.*, 2017). Uma espécie não nativa corresponde a todo organismo introduzido fora de sua área natural, podendo tornar-se estabelecido e invasor se sobreviver, reproduzir e expandir sua distribuição, afetando outras espécies e processos ecológicos (Kamenova *et al.*, 2017). Consequentemente, este fenômeno, conhecido como invasão biológica tornou-se, uma das principais questões de grande preocupação entre ecologistas, ambientalistas e gestores (Zenni *et al.*, 2021; Tuberlin *et al.*, 2023).

Geralmente, as espécies invasoras são indivíduos oportunistas que apresentam alta fecundidade, crescimento rápido e ampla tolerância aos fatores ambientais (Núñez, 2011; Pereira *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2019). Além dos atributos inerentes às espécies invasoras, as invasões bem-sucedidas dependem do mecanismo de introdução e das características do ambiente invadido (Belz *et al.*, 2012; Fleming; Dibble, 2015). Por se encontrarem em um novo ambiente ficam fora do alcance de predadores e parasitos especializados, como também, dos demais fatores físicos e químicos limitantes (MMA, 2020; Miyahira *et al.*, 2020)

As espécies invasoras são frequentemente relacionadas à extinção de espécies nativas (Bellard *et al.*, 2016; Cowie *et al.*, 2017), pois podem levar a competição com os organismos locais por recursos primários, o que reduz a riqueza de indivíduos e a diversidade de comunidades nativas, exercendo forte pressão de predação sobre espécies de presas autóctones (Almeida *et al.*, 2018; Boltovskoy *et al.*, 2018). As espécies invasoras também são constantemente reportadas como elementos que alteram o ciclo de nutrientes, matéria e energia dos ambientes (Burlakova *et al.*, 2023).

As invasões biológicas são consideradas ainda estressores socioeconômicos, pois têm causado impactos sobre atividades e saúde humana (p. ex., sistemas de abastecimento de água, sistemas de geração de energia, pesca, aquicultura, silvicultura e pecuária) (Boltovskoy, 2017; Rahayu; Sari, 2023). Tuberlin e colaboradores (2023) mostram que os custos dos danos causados por invasões biológicas e perigos naturais (como tempestades, inundações e incêndios florestais) são de magnitude semelhante, no entanto, o impacto proporcionado pela bioinvasão são muitas vezes irrevogáveis, insidiosos e subestimados, apesar de apresentar um aumento consistente de 702% de 1980 a 1999 e 2000-2019. De forma alarmante, os custos

das invasões atingiram mais de 1,288 trilhões de dólares (dólares americanos de 2017) nas últimas décadas, com um custo médio anual de 26,8 milhões de dólares (Diagne *et al.*, 2021).

Dessa forma, compreender sobre as invasões biológicas é de suma importância no contexto da conservação da biodiversidade e na manutenção dos equilíbrios ecossistêmicos. Ao analisar as causas e consequências dessas invasões, é possível identificar lacunas críticas nos conhecimentos e utilizar essas informações para a implementação de medidas preventivas mais eficazes. Assim, estudos sobre invasões biológicas têm proporcionado *insights* valiosos sobre os padrões de invasão, os fatores que favorecem a expansão dessas espécies e as interações complexas entre organismos invasores e nativos. Além disso, o entendimento aprofundado das invasões biológicas é essencial para orientar ações práticas e políticas que visem a mitigação dos impactos negativos, promovendo a resiliência e a saúde dos ecossistemas de água doce.

2.2 Ecossistemas dulcícolas: habitats propícios às invasões?

Os ecossistemas dulcícolas (p. ex., rios, riachos, lagos, reservatórios), são fundamentais para a biodiversidade e fornecem serviços ecossistêmicos cruciais para a vida na Terra (Reid *et al.*, 2019). O Antropoceno, por sua vez, trouxe múltiplas ameaças novas e variadas que impactam desproporcionalmente os sistemas de água doce (Li *et al.*, 2019; Yuan *et al.*, 2020). Entre elas estão as sucessivas invasões biológicas nesses habitats, fenômeno no qual espécies invasoras estabelecem populações autossustentáveis e tem causado impactos negativos nos ecossistemas límnicos globalmente (Carranza *et al.*, 2023).

Além da alta plasticidade fenotípica que as espécies invasoras apresentam (Hünicken *et al.*, 2022; Ludwig *et al.*, 2023), sabe-se que os ecossistemas dulcícolas muitas vezes possibilitam condições propícias para a colonização por espécies invasoras, pois possuem um regime de temperatura e oxigênio, além de nutrientes e substratos que favorecem o estabelecimento de organismos não nativos invasores (Paiva *et al.*, 2018; Rodriguez *et al.*, 2020; Trovante *et al.*, 2023). Além disso, o constante fluxo de água em ambientes dulcícolas pode facilitar a dispersão dessas espécies, promovendo a rápida expansão de populações invasoras (Fleming; Dibble, 2015; Mansur *et al.*, 2016). Adicionalmente, a ausência de predadores ou doenças nestes ambientes pode facilitar o sucesso das invasões em ecossistemas de água doce (Latini *et al.*, 2016).

A ação humana também desempenha um papel crucial nas invasões em ecossistemas límnicos (Belz *et al.*, 2012; Miyahira *et al.*, 2023; Pereira *et al.*, 2018). No contexto das

invasões aquáticas, essas ocorrências podem ser classificadas em vias não intencionais (quando a introdução ocorre acidentalmente, por embarcações com a água do lastro, sedimentos em tanques, incrustações no casco, transporte de areia e em animais vivos) e as vias intencionais (quando há alguma intenção de uso da espécie para fins específicos, como o comércio de espécies não nativas e agentes de doenças ou parasitos) (Belz *et al.*, 2012; Dickey *et al.*, 2023; Mansur *et al.*, 2016; Miyahira *et al.*, 2023).

A alteração do uso da terra e a urbanização também podem criar condições mais favoráveis para a invasão, resultando em um aumento na introdução e estabelecimento de espécies invasoras (Linares *et al.*, 2020, 2022). A substituição, redução ou remoção da cobertura vegetal, leva à degradação da estrutura física do habitat, aumento das taxas de sedimentação, alterações hidrológicas e limnológicas da água (Barbosa *et al.*, 2021; Yuan *et al.*, 2020). Essas mudanças influenciam diretamente a entrada de nutrientes, os recursos alóctones, a produção autóctone, a quantidade e qualidade dos recursos alimentares disponíveis (Qin *et al.*, 2019; Zhuang *et al.*, 2016). Essas alterações, por sua vez, resultam em perdas alarmantes de biodiversidade nativa, ao mesmo tempo que facilita a presença de espécies invasoras em ecossistemas límnicos, especialmente aqueles que envolvem obras de infraestrutura hídrica (Linares *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2023).

Os ecossistemas artificiais, como reservatórios e os projetos de conexões entre diferentes bacias constituem mananciais de uso múltiplo que garantem o fornecimento de serviços ecossistêmicos para às populações, principalmente no armazenamento e abastecimento de água e desenvolvimento econômico (Azevêdo *et al.*, 2017; Barbosa *et al.*, 2021). No entanto, estes habitats artificiais também produzem mudanças no fluxo de água e na fauna original, sendo classificadas como facilitadoras para a introdução e dispersão de espécies não nativas (Gallardo; Aldridge, 2018; Miyahira *et al.*, 2020). Este cenário tem se tornado comum em todo o mundo, especialmente em regiões áridas e semiáridas (Zhang *et al.*, 2015; Zhuang *et al.*, 2016).

De fato, as invasões biológicas em ecossistemas dulcícolas representam uma ameaça significativa para a biodiversidade e funções ecossistêmicas. Esse quadro é comum em ecossistemas sul-americanos (Carranza *et al.*, 2023), principalmente no Brasil, que juntamente com alguns países recentemente industrializados (por exemplo, África do Sul, China, Índia), são considerados os principais destinatários de espécies não nativas invasoras (Tubertina; Malamud; Francisco, 2016). O entendimento dos fatores que tornam os ecossistemas dulcícolas propícios às invasões é essencial para compreender o que pode impulsionar o estabelecimento de espécies invasoras, bem como é um passo importante para a conservação

da fauna nativa e desses habitats. Este conhecimento torna-se ainda mais importante em regiões que os impactos nos serviços ecossistêmicos, o desenvolvimento sustentável e o bem-estar humano são mal quantificados e compreendidos, devido à escassez de dados empíricos.

2.3 O contexto das invasões nos ecossistemas dulcícolas do Brasil

Nos últimos anos aumentou de forma alarmante o número de espécies invasoras em ecossistemas dulcícolas brasileiros (Latini *et al.*, 2016; Pereira *et al.*, 2018). O Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA) divulgou em 2016 um relatório listando 1612 ocorrências de espécies não nativas, sendo peixes (67%) e moluscos (12%) os mais representativos. Dentre esses registros, 163 espécies não nativas foram identificadas em águas interiores do Brasil, com 40 confirmadas como invasoras. Os dados do MMA indicam que, das espécies registradas, 109 são peixes, 12 são microorganismos, 12 são macrófitas aquáticas, 11 são crustáceos, 4 são anfíbios, 7 são moluscos, 2 são répteis, 2 são platelmintos, 2 são cnidários, 1 é nematelminto e 1 é anelídeo. O próprio MMA reconhece que este inventário não reflete a real situação das espécies não nativas invasoras em águas continentais brasileiras, mas representa o primeiro passo na consolidação de ações realizadas no Brasil para inventariar, compreender, monitorar e impedir o avanço desses organismos nas águas continentais do país (Latini *et al.*, 2016).

Em especial, o semiárido brasileiro parece ser uma região favorável às invasões em seus ecossistemas aquáticos (Azevêdo *et al.*, 2016; Leal *et al.*, 2021a; Paiva *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2020). Esta região inclui os nove Estados do Nordeste: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Alagoas Sergipe, Bahia e Maranhão (correspondendo a 48,10% do território na região), e dois no Sudeste, abrangendo o norte do Espírito Santo e uma faixa que se estende na região setentrional de Minas Gerais (INSA, 2019; BRASIL, 2021). Segundo dados da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE (2021) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2023), a cobertura do Semiárido brasileiro tem extensão total de 1.318.750 km², o qual equivale a cerca de 12% do território do país, abrigando aproximadamente 28 milhões de habitantes entre zonas urbanas (62%) e rurais (38%), sendo considerado um dos semiáridos mais povoados do mundo.

Esta localidade do país se caracteriza pelo do déficit hídrico, onde as condições climatológicas são representadas por um regime pluviométrico irregular e esporádico, com uma variação na precipitação média anual igual ou inferior a 800 mm. As chuvas concentram-se geralmente em três meses do ano, além de elevadas temperaturas e alta taxa de

evapotranspiração. A média anual atinge 2.500 mm, o que resulta em um balanço negativo (precipitação/evapotranspiração), caracterizando um cenário com baixa disponibilidade de água durante longos períodos do ano (Ammar *et al.*, 2017; Nobre *et al.*, 2020; Oliveira, 2022).

O regime hídrico da região contribui para que a maioria de seus corpos aquáticos tenham períodos temporários, encontrando-se seco na maior parte do ano (Leal *et al.*, 2021b; Marengo *et al.*, 2017). Diante desse quadro, a construção de reservatórios no semiárido do Brasil surgiu como forma de reduzir o impacto das secas e estiagem (Barbosa *et al.*, 2012; Azevêdo *et al.*, 2017), problema que é histórico da região (Pereira Neto, 2017). Segundo Cortez *et al.* (2022), os reservatórios do semiárido brasileiro, somam hoje, mais de 70.000, tornando esta região a que abriga um dos maiores números desses ecossistemas artificiais sobre sua malha hidrográfica no mundo.

Os reservatórios são caracterizados como ecossistemas artificiais de água doce, formados a partir do represamento de um ou mais rios, promovendo a inundação de grandes áreas em ecossistemas terrestres adjacentes (Barbosa *et al.*, 2012; Azevêdo *et al.*, 2017). Presentes em todas as regiões do Brasil, esses ecossistemas recebem diferentes denominações, tais como: represas, açudes, reservatórios, barragens (Esteves, 2011). Apesar das diferentes nomenclaturas, representam sinônimos para ecossistemas que apresentam a mesma origem e finalidade. No presente trabalho de dissertação, utilizaremos reservatórios como forma de padronização.

Atualmente, a Agência Nacional de Águas - ANA (2022), reúne informações de 540 reservatórios nos nove estados da região Nordeste, com capacidade total próxima a 40 bilhões de m³. Destes, 204 são considerados grandes reservatórios para a região, o equivalente a mais de 80% da capacidade de armazenamento existente no semiárido, o que torna as maiores fontes hídricas dessa localidade. Essa rede de reservatórios constitui mananciais para suprimento hídrico de uso múltiplo no curto, médio e longo prazo para as sedes urbanas e população rural, garantindo o desenvolvimento econômico regional e manutenção da população humana e da diversidade biológica (ANA, 2017; Azevêdo *et al.*, 2017, 2022).

Apesar de sua importância, essas obras de engenharia, produzem alterações consideráveis nos ecossistemas aquáticos (Agostinho; Gomes; Pelicice, 2007; Cortez *et al.*, 2022), principalmente devido às mudanças nas condições hidrológicas, limnológicas e do habitat (Ammar *et al.*, 2017; Martins *et al.*, 2015; Menezes *et al.*, 2018). Além disso, representam ecossistemas mais vulneráveis à invasão de espécies não nativas (Havel *et al.*, 2005; Miyahira *et al.*, 2020), estando entre os habitats de água doce mais frequentemente associados à introdução de espécies não nativas (Pereira *et al.*, 2018).

A construção de um reservatório e a consequente conversão de rios de fluxo livre em águas lânticas, bem como a eliminação de uma barreira física, podem facilitar a introdução de espécies não nativas em águas interiores (Havel *et al.*, 2005; Johnson *et al.*, 2008; Rosa; Dantas, 2020; Silva *et al.*, 2020). Além disso, outras atividades relacionadas à construção de reservatórios e seu uso (pesca desportiva, a agricultura e pecuária, o controle biológico de espécies indesejáveis, atividades recreativas e o comércio aquarista) podem levar à introdução de espécies (Pereira *et al.*, 2018). Neste caso, os reservatórios podem conduzir à rápida propagação de espécies não nativas em novos ambientes (Miyahira *et al.*, 2020).

Outra problemática no contexto das invasões é que cenários de escassez de recursos hídricos, como apresentados acima, têm sido também um fator importante para a implementação dos projetos de conexões entre bacias hidrográficas (*Interbasin Water Transfers* – IBWT) em todo o mundo, mas especialmente em regiões áridas e semiáridas (Zhang *et al.*, 2015; Zhao *et al.*, 2017). No Brasil, um projeto foi implementado a partir do rio São Francisco (Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional – PISF) (MDR, 2022). Este projeto objetivou oferecer uma transferência média de 3,5% da vazão do rio São Francisco para manutenção hídrica em ecossistemas estratégicos do Nordeste, buscando assim minimizar o risco de colapso hídrico na região (MIDR, 2023). A obra previa beneficiar 12 milhões de pessoas com o abastecimento de água, por meio da construção de mais de 700 quilômetros de canais divididos nos Eixos Norte e Leste ao longo do território dos estados de Pernambuco, Paraíba, Ceará e Rio Grande do Norte (Barbosa *et al.*, 2021; Daga *et al.*, 2020).

Embora tamanha importância social e econômica do PISF, o relatório de impacto ambiental (RIMA, 2004) apontou 44 impactos, entre eles o risco de alteração nas comunidades biológicas das bacias hidrográficas integradas aos canais do rio São Francisco, devido à mudança na hidrologia, limnologia, paisagem e a introdução e disseminação de espécies não nativas (MIDR, 2023). Até o momento, poucos estudos foram publicados com relatos sobre os possíveis impactos no Rio São Francisco e nos ecossistemas aquáticos receptores (Barbosa *et al.*, 2021). No entanto, os trabalhos já existentes relatam a invasão por espécies não nativas de peixes (Ramos *et al.*, 2021), dinoflagelados (Severiano *et al.*, 2022) (Eixo Leste) e moluscos (Andrade, 2014; Barbosa *et al.*, 2016; Thiengo *et al.*, 2017) (Eixo Norte) relacionados à transferência de água do Rio São Francisco.

De fato, os IBWT, ao estabelecerem ligações entre bacias hidrográficas isoladas por meio da construção de canais, alteram a dinâmica natural nos ambientes receptores (Yuan *et al.*, 2020; Zhao *et al.*, 2017; Zhuang, 2016), e atuam como trampolins para a introdução e

dispersão de espécies, mesmo que dentro do mesmo país (Wang et al., 2023; Yang et al., 2023; Zamora-Marín et al., 2018). Assim, embora estes projetos resultem em benefícios em regiões com escassez hídrica, eles também acarretam importantes perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, podendo resultar em prejuízos a longo prazo (Barbosa et al., 2021; Yuan et al., 2020; Zhuang et al., 2016). Um dos grupos faunísticos mais favorecidos a tais mudanças são os moluscos, categorizados entre as espécies não nativas invasoras de maior sucesso em ecossistemas de água doce do mundo (Gallardo; Aldridge, 2018; Thiengo et al., 2017; Wang et al., 2023; Zamora-Marín et al., 2018).

Com a previsão de cenários de seca mais intensos, frequentes e prolongados, devido ao aumento da temperatura global (Marengo et al., 2017; Pachauri et al., 2014; Trenberth et al., 2014), é possível que a construção de reservatórios e canais conectando bacias hidrográficas se torne ainda mais difundida globalmente (Cortez et al., 2022; Zhang et al., 2015; Zhao et al., 2017). Neste contexto, avançar no conhecimento sobre organismos invasores, é de extrema importância para subsidiar informações sobre os padrões de invasões, mudança nas comunidades aquáticas e nos processos do ecossistema, ao mesmo tempo que é essencial para a criação de estratégias de controle e prevenção de novas invasões. Ressalta ainda, a importância desses estudos sobretudo nos corpos d'água da região semiárida, que possuem biodiversidade única, e que, além de estarem sujeitos às constantes alterações ambientais causadas pelos hidroperíodos irregulares e mudanças climáticas, também sofrem com fortes pressões antropogênicas, especialmente em reservatórios, ecossistemas mais suscetíveis à degradação e às invasões biológicas.

2.4 Filo Mollusca: representantes de destaque no contexto das invasões em ecossistemas dulcícolas do Brasil

O filo Mollusca abrange um dos grupos de organismos mais fascinantes do Reino Animal, devido a sua expressiva diversidade fisiológica, morfológica, genética, biogeográfica e comportamental, o que conferiu o título de segundo maior grupo animal em número de espécies dentre os metazoários (Damborenea; Rogers; Thorp, 2020). Atualmente, há mais de 100.000 espécies descritas (MOLLUSCABASE, 2023), com possibilidade desse número ser maior que 200.000, considerando as espécies ainda não catalogadas (Brusca; Moore; Shuster, 2018). Essa variabilidade de características do grupo, lhes conferem vantagens para colonizar os mais distintos habitats, desde marinhos, terrestres, estuarinos e dulcícolas (Cascon; Rocha-Barreira, 2017; Camargo et al., 2021).

Abordagens filogenéticas mais recentes, descrevem o filo como detentor de oito classes com representantes existentes (Bivalvia, Caudofoveata, Cephalopoda, Gastropoda, Monoplacophora, Polyplacophora, Scaphopoda e Solenogaster) (Parkhaev, 2017; MOLLUSCABASE, 2023), das quais, Gastropoda e Bivalvia são citadas como as mais importantes (Abílio, 2018; Silva et al., 2020). Estas duas classes juntas reúnem aproximadamente 99% das espécies de moluscos atualmente conhecidas (COL, 2023).

Os moluscos límnicos compreendem mais de 14.000 espécies conhecidas globalmente, divididas entre as classes Gastropoda e Bivalvia (MOLLUSCABASE, 2023). Estima-se que, na classe Gastropoda, existam cerca de 10.000 espécies descritas, distribuídas em 34 famílias (MOLLUSCABASE, 2023). Na região Neotropical, estima-se a presença de 440 a 533 espécies de gastrópodes límnicos (Lydeard; Cummings, 2019; Strong et al., 2008). Quanto à classe Bivalvia, há aproximadamente 4.000 espécies descritas, divididas em 21 famílias (Lydeard; Cummings, 2019; Cuezso, 2020). No entanto, a diversidade precisa de espécies dessa classe na região ainda é desconhecida, evidenciado pela recente descrição de novas espécies (Ituarte; Mansur, 2020).

No Brasil, especificamente, foi realizado um esforço inédito, coletivo e integrado entre os malacologistas brasileiros, na qual reportou a descrição de 293 espécies de água doce, sendo 177 gastrópodes e 116 bivalves (Machado et al., 2023). Porém, acredita-se que este número corresponda apenas a metade da fauna de moluscos aquáticos existentes no país. Além disso, em uma recente revisão, verificou-se que o Nordeste brasileiro possui 71 espécies registradas, destas 31 ocorrem no semiárido, sendo 23 da classe Gastropoda distribuídos em 11 famílias e oito da classe Bivalvia distribuídas em cinco famílias (Leal et al., 2021b). No entanto, também acredita-se que a determinação da diversidade local de moluscos nesta região seja subestimada.

Os moluscos dulcícolas são elementos importantes para a dinâmica ecossistêmica, pois: participam de diversas interações ecológicas, exercendo papel na ciclagem dos nutrientes, matéria e energia e estabelecendo relações tróficas variadas (Camargo et al., 2021). O grupo reúne, também, espécies sensíveis e tolerantes às mudanças ambientais (antrópicas e/ou naturais), sendo apontados como bioindicadores (Abílio, 2018; Silva et al., 2020). Há também espécies que causam impactos negativos em diferentes cultivos (Brusca; Moore; Shuster, 2018). Ainda inclui espécies classificadas como um problema de saúde pública, visto que os moluscos podem servir de hospedeiros intermediários do ciclo de vida de diversas espécies de trematódeos (Toledo; Fried, 2019), que causam parasitoses tanto em humanos, como em outros animais (Miranda et al., 2016; Silva et al., 2021).

Os moluscos de água doce estão entre os grupos taxonômicos mais ameaçados em todo o globo (Ricciardi et al., 2017; Cowie et al. 2017). Esse problema é impulsionado principalmente pela rápida e intensa transformação dos habitats, que resulta na introdução e disseminação de espécies não nativas, as quais se configuram como as duas principais fontes de extinção da diversidade de moluscos no mundo (Vogler et al., 2016; Cowie et al. 2017). Assim, a severa modificação dos ambientes aquáticos, combinada com a gradual substituição de espécies nativas por não nativas, tem conduzido à homogeneização biótica, que é considerada uma das formas mais proeminentes de empobrecimento biótico em escala global (Simberloff et al., 2013; Bezerra et al., 2019).

Atualmente, nos ambientes límnicos brasileiro são registradas cinco espécies de gastrópodes não nativos: *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), *Planorbella duryi* (Wetherby, 1879), *Ferrissia californica* (Rowell, 1863) e *Helisoma* Swainson, 1840. Em relação aos bivalves, cinco espécies também são relatadas para o país: *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774), *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844), *Corbicula fluminalis* (O. F. Müller, 1774), *Corbicula* sp. Megerle von Mühlfeld, 1811 e *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), 1805 (Miyahira et al., 2020). Entre as espécies, quatro são consideradas invasoras: *M. tuberculata*, *C. fluminea*, *C. largillierti* e *L. fortunei* (Barbosa et al., 2016; Coelho et al., 2018; Leal et al., 2021a; Sousa et al., 2024 - submetido). Essas espécies não nativas são encontradas em diferentes tipos de ecossistemas límnicos tanto naturais, quanto artificiais, e tem sido reportada por impactar negativamente a comunidade nativa e o funcionamento dos ecossistemas, bem como pelos prejuízos sociais e econômicos (Mansur et al., 2016; Santos et al., 2016)

Entre os moluscos, os bivalves estão entre as espécies não nativas invasoras de maior sucesso em ecossistemas dulcícolas globalmente (p. ex. Lorencová et al., 2015; Lucía et al., 2022; Wang et al., 2023). O molusco asiático não nativo e invasor *C. largillierti* se destaca entre os organismos desta classe, sendo um invasor com amplo sucesso no contexto de invasões em sistemas de água doce (Bodon et al., 2020; Trovant et al., 2023), devido a suas linhagens androgenéticas hermafroditas (Ludwig et al., 2023). A introdução e disseminação de espécie já foi relatada em bacias hidrográficas tanto sul-americano como norte e também europeias, apresentando ampla distribuição (Bodon et al., 2020; Douglass et al., 2020; Sousa et al., 2024 - submetido).

O potencial invasivo de *C. largillierti* no mundo, alerta para necessidade de amostragem sistemática permanente em localidades invadidas, a fim de analisar a ecologia e os padrões de dispersão que podem impulsionar o estabelecimento e a dinâmica desta espécie

nos ambientes dulcícolas, cuja complexidade ainda é claramente subestimada na maioria dos estudos (Quiñonero-Salgado; López-Soriano, 2023; Reyna et al., 2018). Essas informações podem ajudar na previsão de locais potenciais para novas invasões e apoiar estratégias preventivas e de controle, bem como identificar as principais vias de introdução da espécie. Além disso, estudos como este desempenha um papel chave na compreensão e mitigação dos possíveis impactos de espécies invasoras nos ecossistemas aquáticos.

2.5 *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) (Bivalvia, Cyrenidae)

Corbicula largillierti destaca-se como um invasor altamente bem-sucedido em sistemas de água doce de todo globo (p. ex., Bodon *et al.*, 2020; Douglass *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2014; Quiñonero-Salgado; López-Soriano, 2016; Trovant *et al.*, 2023), principalmente devido às suas linhagens androgenéticas hermafroditas. Essa característica reprodutiva contribui para a colonização do molusco nos ecossistemas de água doce, facilitando sua capacidade de reprodução e estabelecimento em novos habitats (Ludwig *et al.*, 2023). Integrante da família Cyrenidae Gray, 1840 (Bivalvia, Heterodonta, Venerida) (MOLLUSCABASE, 2023), *C. largillierti* é nativa da Ásia, sendo primeiramente registrada no rio Yangtse-Kiang na China (Philippi, 1844). Sua distribuição nativa compreende o Centro e Norte da China, bem como a península coreana (Huber, 2015).

A espécie foi introduzida em diversas regiões da América do Sul (Pereira *et al.*, 2014), provavelmente via água de lastro. E desde o primeiro registro no continente, em 1979, na Bacia hidrográfica do rio de La Plata, na Argentina (Ituarte, 1981), tem se verificado uma expansão na área de distribuição para a região norte. Essa expansão tem sido facilitada por outras atividades humanas, tais como a construção de reservatórios e canais de conexão entre bacias hidrográficas diferentes, e a expansão do comércio de fauna aquática na região (Mansur *et al.*, 2016; Rosa, 2023; Thiengo *et al.*, 2017).

No Brasil, o registro de *C. largillierti* é considerado tardio, provavelmente devido às dificuldades iniciais de identificação, pois a espécie é facilmente confundida com sua congênera *C. fluminea* (Latini *et al.*, 2016). Assim, a primeira ocorrência para o país é datada em 1988 no Rio Ibicuí em Itaqui e no Rio Uruguai em São Borja, no Rio Grande do Sul (Callil; Mansur, 2002). Atualmente, existem registros de *C. largillierti* em todas as regiões brasileiras (Mansur *et al.*, 2012, 2016). Entre os registros, *C. largillierti* já é encontrado ocupando o alto, médio e baixo do rio São Francisco, a bacia hidrográfica mais importante do semiárido brasileiro (Barbosa *et al.*, 2021).

Essa espécie apresenta comportamento infaunal e pode colonizar ambientes bentônicos de água doce, tanto lóticos quanto lênticos, onde é frequentemente encontrada em substratos de granulação fina, arenosos ou lamacentos (Latini *et al.*, 2016; Paiva *et al.*, 2018). O bivalve ainda apresenta alta plasticidade fenotípica em termos de adaptações fisiológicas e morfológicas, o que confere maior adaptabilidade à diferentes condições ambientais (Hünicken *et al.*, 2022; Reyna *et al.*, 2019; Rodriguez *et al.*, 2020). Além disso, a espécie possui alta capacidade de propagação, pois é hermafrodita, com alta taxa de fertilidade, ciclo de vida curto e com rápido crescimento (Azevêdo *et al.*, 2016; Latini *et al.*, 2016; Mansur *et al.*, 2012).

O estabelecimento de espécies não nativas do gênero *Corbicula* em novos ambientes está frequentemente relacionado à impactos negativos (Boltovskoy, 2017; Burlakova *et al.*, 2023; Zaiko; Daunys, 2015). A invasão destes bivalves pode afetar negativamente na biodiversidade nativa, no funcionamento do ecossistema e no fornecimento dos serviços ecossistêmicos (Burlakova *et al.*, 2023; Carranza *et al.* 2023). Estudos relataram impactos dessas espécies invasoras também no sistema econômico e social, bem como na saúde humana (Mansur *et al.*, 2016; Rahayu; Sari, 2023).

Assim, conhecer os fatores que influenciam a introdução e dispersão de *C. largillierti* no mundo, possibilita caracterizar além do registro da espécie introduzida, o potencial dela como invasora, as principais vias de introdução e as possíveis consequências nos corpos d'água (Coelho *et al.*, 2018; Leal *et al.*, 2021a; Miyahira *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2018). Além disso, considerando o reconhecimento dos reservatórios no semiárido brasileiro como elementos cruciais na provisão de bens e serviços ecossistêmicos fundamentais para a manutenção da diversidade biológica e do bem-estar das populações humanas (ANA, 2017), essas informações representam um passo importante para o desenvolvimento de diretrizes e políticas de gestão para prevenir invasões e conservar as comunidades aquáticas e os recursos hídricos (Reid *et al.*, 2019).

2.6 Fatores abióticos e bióticos relacionados a ocorrência de *C. largillierti*

A variação espacial e temporal nos parâmetros biológicos e abióticos nos ambientes aquáticos límnicos, estabelecem em conjunto, o regime hidrográfico particular de cada região e, conseqüentemente, as características taxonômicas e a dinâmica espaço-temporal de suas comunidades (Leal *et al.*, 2021b; Silva *et al.*, 2021). No caso dos moluscos dulcícolas, tanto a estrutura como a dinâmica (composição, abundância, diversidade, ocorrência, distribuição e

densidade) é influenciada por fatores ambientais, como as características físicas e químicas da água, presença de plantas aquáticas, natureza do substrato, quantidade de matéria orgânica, precipitação (Silva *et al.*, 2021; Mir; Bakhtiyar, 2022).

No caso de *C. largillierti*, a espécie invasora habita ambientes bentônicos de água doce, dando preferência por áreas de planície ou de altitude moderada, colonizando sobretudo águas mais oxigenadas, baixos níveis de salinidade, zonas de margem que possuam declive suave do terreno e substrato de granulometria fina, arenosos ou lodosos (Mansur *et al.*, 2016; Paiva *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2020; Trovante *et al.*, 2023). Azevêdo e colaboradores (2016), observaram a ocorrência da espécie estando associada principalmente às variáveis fósforo total e nitrogênio total próximos a meios tributários em reservatórios semiáridos. Até o momento, não existe trabalhos na literatura que relacionem a ocorrência do bivalve invasor com os fatores bióticos. Entretanto, estudos já indicam que o estabelecimento de espécies introduzidas também pode ser facilitado por comunidades nativas e espécies similarmente invasoras (Linares *et al.*, 2017; 2022).

Neste último caso, dois caminhos são possíveis: i) ocorre a facilitação direta, em que os efeitos de uma espécie não nativa beneficiam diretamente a comunidade, por exemplo, fornecendo mais nutrientes ou abrigo e proteção; e (ii) através da facilitação indireta, a qual o benefício é indireto, por exemplo, ao reduzir a população de uma espécie predadora, ou aumentar a população de presas de outra espécie (Ricciardi, 2001). A facilitação entre espécies não nativas, especificamente, foi revisada por Simberloff e Von Holle (1999) e propuseram esta relação positiva como *Invasive Meltdown*. Os autores definem esta hipótese como um processo em que espécies não nativas facilitam a invasão umas das outras de diversas maneiras, aumentando a possibilidade de sobrevivência e/ou impacto ecológico, e possivelmente a magnitude deste impacto.

Apesar dessas informações, os estudos sobre *C. largillierti* em corpos d'água do mundo, em sua maioria, têm se concentrado em somente registrá-las no ambiente (Bodon *et al.*, 2020; Douglass *et al.*, 2020; Quiñonero Salgado; López Soriano, 2016; Rosa, 2023) ou analisar a relação dos fatores ambientais isoladamente na ocorrência da espécie (Azevêdo *et al.*, 2016; Paiva *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.*, 2020), deixando a interação sinérgica dos fatores abióticos (condições ambientais locais) e bióticos (comunidade nativa e outro(s) invasor(es) inexploradas nestes ambientes. Portanto, existe uma escassez de estudos, o que permite que o questionamento: i) os fatores de habitat local atuam isoladamente ou sinérgicamente com as variáveis biológicas para impulsionar a ocorrência deste bivalve invasor nos ambientes dulcícolas?

Diante dos desafios decorrentes do potencial invasivo de *C. largillierti* e os possíveis impactos socioambientais e ecológicos que a espécie pode causar, é essencial examinar os fatores que propiciam a introdução, estabelecimento e dinâmica desse bivalve invasor. Em particular, a alteração do uso da terra e a urbanização emergem na literatura como elementos-chave que podem influenciar diretamente a dinâmica de espécies invasoras. Assim, analisar os efeitos hierárquicos diretos e indiretos do uso da terra, mediados por variáveis abióticas e bióticas pode ajudar a preencher as lacunas acerca da ecologia da espécie. Uma compreensão aprofundada desses fatores pode contribuir no desenvolvimento de planos de ação, proporcionando uma abordagem integrada para mitigar os riscos associados à presença desse bivalve invasor.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

O principal objetivo do estudo é avaliar o *status* atual da distribuição do molusco não nativo *C. largillierti* e determinar quais fatores contribuem para sua ocorrência e estabelecimento em ecossistemas do semiárido.

3.2 Objetivos específicos

- Investigar a área de ocorrência e expansão de *C. largillierti* em ecossistemas aquáticos no mundo;
- Caracterizar o potencial de *C. largillierti* em invadir novos ambientes no globo;
- Analisar os efeitos hierárquicos diretos e indiretos, mediados por variáveis abióticas e bióticas sobre a abundância de *C. largillierti* em bacias hidrográficas semiáridas;
- Descrever os principais impactos de *C. largillierti* e fornecer informações que auxiliem na proposição de estratégias de manejo do molusco invasor e de conservação dos ecossistemas invadidos.

4 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Para melhor estruturação, a presente dissertação é dividida em dois capítulos:

1) **Capítulo 1 – Ocorrência e expansão do molusco não nativo *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) (Bivalvia, Cyrenidae) em bacias hidrográficas no semiárido e no globo:** neste estudo investigamos a área de ocorrência e a expansão dessa espécie de molusco invasor em ecossistemas aquáticos do mundo. Adicionalmente, afinamos nossa investigação sobre a área de ocorrência de *C. largillierti* no semiárido brasileiro. Para tanto, realizamos uma revisão sistematizada da literatura e amostragens biológicas deste bivalve em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro (Estado de Pernambuco e Paraíba). O referido capítulo encontra-se submetido à revista *Journal of Molluscan Studies*.

2) **Capítulo 2 – Influência sinérgica de fatores bióticos e abióticos na distribuição e abundância de um molusco não nativo em bacias hidrográficas semiáridas:** Neste capítulo avaliamos a dinâmica populacional de *C. largillierti* e determinamos quais fatores são mais importantes para sua distribuição e adensamento em bacias hidrográficas semiáridas. Para isso, analisamos os efeitos hierárquicos diretos e indiretos dos fatores abióticos (parâmetros físicos e químicos da água, habitat e paisagem) e bióticos (abundância do molusco invasor não nativo *M. tuberculata* e a riqueza da comunidade nativa de macroinvertebrados) sobre a abundância de *C. largillierti*.

5 CAPÍTULO I

OCORRÊNCIA E EXPANSÃO DO MOLUSCO NÃO NATIVO *Corbicula largillierti* (PHILIPPI, 1844) (BIVALVIA, CYRENIDAE) EM BACIAS HIDROGRÁFICAS NO SEMIÁRIDO E NO GLOBO

João Hemerson de Sousa^{1*}, Maria João Feio², Bruno Renaly Souza Figueiredo³, Betsy Dantas de Medeiros¹, Daniele Jovem-Azevêdo^{1,4,5}

¹*Universidade Estadual da Paraíba, PPG em Ecologia e Conservação, Rua Baraúnas, 351 - Bairro Universitário, CEP 58429-50, Campina Grande – PB*

²*Centro de Ciências Marinhas e Ambientais (MARE), Laboratório Associado (ARNET), Universidade de Coimbra, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Departamento de Ciências da Vida, Coimbra, Portugal*

³*Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Ecologia e Zoologia, Florianopolis, SC, Brazil.*

⁴*Universidade Federal de Campina Grande, PPG em Ciências Naturais e Biotecnologia, Cuité – PB*

⁵*Instituto Federal do Sertão Pernambucano, Campus Floresta – PE*



Reservatório Barra do Juá, bacia hidrográfica do Rio Pajeú, estado de Pernambuco, Nordeste de Brasil.
Fonte: Própria

RESUMO

Corbicula largillierti, é um bivalve invasor global que tem causado impactos em áreas invadidas. Compreender a sua distribuição é essencial para analisar o seu potencial invasivo e desenvolver estratégias preventivas. Por essa razão, o presente estudo teve como objetivo analisar a área de ocorrência e a expansão de *C. largillierti* nos ecossistemas aquáticos de todo o mundo, e uma análise temporal sobre a área de ocorrência desse molusco invasor no semiárido brasileiro. Aqui, coletamos amostras da espécie em bacias do semiárido brasileiro e investigamos sua presença local e globalmente. Documentamos a presença da espécie pela primeira vez na Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú (PJRW) e expansão na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (PBRW). A conectividade hidrográfica estabelecida pelo Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF/Eixo Leste), aliada à falta de registros anteriores no PJRW e sua disseminação para o PBRW, sugere que a ligação entre bacias pode ter facilitado a dispersão de *C. largillierti*. Além disso, a detecção de *C. largillierti* no rio São Francisco e ao longo do PISF (Eixo Norte) dentro do PBRW apoia a teoria de que o PISF permitiu uma maior disseminação no PBRW e destaca o risco para o PJRW. As características dispersivas e adaptativas da espécie permitiram seu estabelecimento em 14 países de quatro continentes, destacando sua extensa distribuição na América do Sul, particularmente no Brasil e na Argentina. Estudos futuros deverão investigar as condições ambientais que promovem a ocorrência e dispersão de *C. largillierti*.

Palavras-chave: Invasões biológicas, Distribuição de espécies, Bivalves invasores, Reservatório, Transferência de água.

INTRODUÇÃO

Corbicula largillierti (Philippi 1844) é um bivalve com amplo sucesso de invasão global (p. ex., Bodon et al., 2020; Douglass et al., 2020; Pereira et al., 2014). Essa espécie apresenta comportamento infaunal e pode colonizar ambientes límnicos (lótico e lêntico), onde é frequentemente encontrada em diferentes substratos (Latini et al., 2016; Paiva et al., 2018). O bivalve apresenta alta plasticidade fenotípica, o que confere maior adaptabilidade à diferentes condições ambientais (Hünicken et al., 2022; Reyna et al., 2018, 2019; Rodriguez et al., 2020). A espécie possui ainda alta capacidade de propagação, pois é hermafrodita, com alta taxa de fertilidade e rápido crescimento (Azevêdo et al., 2016; Latini et al., 2016; Mansur et al., 2012). Além disso, a espécie é reconhecida pelos impactos socioeconômicos e ecológicos (Trovant et al., 2023).

Integrante da família Cyrenidae Gray, 1840 (Bivalvia, Heterodonta, Venerida) (Molluscabase, 2023), *C. largillierti* é nativa da Ásia, sendo primeiramente registrada no rio Yangtse-Kiang na China (Philippi, 1844). Sua distribuição nativa compreende o Centro e Norte da China e a península coreana (Huber, 2015). A espécie foi introduzida em diversas regiões da América do Sul, provavelmente via água de lastro (Pereira et al., 2014). E desde o primeiro registro no continente, em 1979, na Bacia hidrográfica do rio de La Plata, na Argentina (Ituarte, 1981), tem se verificado uma expansão na área de distribuição. Essa expansão tem sido facilitada por outras atividades humanas, tais como o comércio de fauna aquática na região e a construção de reservatórios e canais de conexão entre bacias hidrográficas diferentes (Mansur et al., 2016; Thiengo et al., 2017).

No Brasil, o registro de *C. largillierti* é considerado tardio, provavelmente devido às dificuldades iniciais de identificação, pois a espécie é facilmente confundida com sua congênere *C. fluminea* (Latini et al., 2016). Assim, a primeira ocorrência para o país é datada em 1988 no Rio Ibicuí em Itaqui e no Rio Uruguai em São Borja, no Rio Grande do Sul (Callil and Mansur, 2002). Atualmente, existem registros de *C. largillierti* em todas as regiões brasileiras (Mansur et al., 2016, 2012), incluindo a ocorrência no alto, médio e baixo do rio São Francisco, bacia hidrográfica mais importante do semiárido brasileiro (Barbosa et al., 2021).

Considerando o potencial invasivo de *C. largillierti*, bem como seus possíveis impactos socioeconômicos e ecológicos, é importante analisar seus locais atuais de ocorrência e compreender seu padrão de expansão, visando a adoção de medidas que possam limitar sua dispersão (Bodon et al., 2020; Quiñero-Salgado and López-Soriano, 2023). Além disso, diante dos cenários de seca mais intensos, frequentes e duradouros, como os previstos com o

aumento da temperatura global (Marengo et al., 2017), a construção de canais de conexão interbacias e reservatórios podem se tornar ainda mais comuns em todo o mundo (Azevêdo et al., 2017; Zhang et al., 2015). Assim, conhecer a ocorrência de *C. largillierti* e acessar sua distribuição atual no mundo possibilita elencar locais com potencial para novas invasões e estabelecer as principais rotas de introdução, assim como é um processo fundamental no desenvolvimento de diretrizes e políticas de gestão para a prevenção das invasões (Leal et al., 2021; Miyahira et al., 2020; Pereira et al., 2018).

Para avançar nosso conhecimento acerca da distribuição atual de *C. largillierti* no globo, nós investigamos a área de ocorrência e a expansão dessa espécie de molusco invasor em ecossistemas aquáticos do mundo. Adicionalmente, afinamos nossa investigação sobre a área de ocorrência de *C. largillierti* no semiárido brasileiro, a partir de uma escala temporal. Para tanto, realizamos uma revisão sistematizada da literatura e amostragens biológicas deste bivalve em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro. Os dados sumarizados no presente estudo, podem tanto revelar o potencial de *C. largillierti* em invadir novos ambientes quanto fornecer informações que auxiliem na proposição de estratégias de manejo do molusco invasor e de conservação dos ecossistemas invadidos.

MATERIAL E MÉTODOS

Uma revisão sistemática da distribuição mundial de C. largillierti

A distribuição atual de *C. largillierti* no mundo foi obtida por meio de pesquisa bibliográfica nas bases de dados: Google Scholar (<https://scholar.google.com>); Biblioteca Eletrônica Científica Online – Scielo (<https://www.scielo.br/>); Scopus (<https://www.scopus.com/home.uri>); Web of Science (<https://access.clarivate.com>); e PubMed (<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/>); e registros do Portal do Instituto Hórus disponíveis (<https://institutohorus.org.br/>); Sistema Integrado de Dados Primários de Coleções Científicas - SpeciesLink (<http://slink.cria.org.br/>); e registros da plataforma Global Biodiversity Information Facility – GBIF (<http://www.gbif.org/>). Utilizamos o nome da espécie “*Corbicula largillierti*” como termo de busca, sem limite de período de publicação. Para ser incluído nesta revisão sistemática, um manuscrito deve: i) relatar a ocorrência de *C. largillierti*; e ii) ser redigido em inglês ou português. Nossa revisão incluiu artigos científicos revisados por pares e literatura cinzenta, como teses e dissertações (Material Suplementar Tabela S2).

Levantamento de dados de C. largillierti em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro

A amostragem biológica foi realizada em duas bacias hidrográficas localizadas no semiárido brasileiro: Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú – PJRW (07°16'20''S – 08°56'01''S and 36°59'00''W – 38°57'45''W), e Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba – PBRW (6°51'31''S- 8°26'21''S and 34°48'35''W- 37°2'15''W) (Figure 1). Na região litorânea do reservatório Barra do Juá (PJRW), Camalaú e Sumé (PBRW) foram amostrados 15 locais e 16 locais do Epitácio Pessoa (PBRW). A amostragem ocorreu em dezembro de 2021 na PBRW e em junho de 2022 na PJRW, ambos durante o período seco da região. O reservatório Barra do Juá (PJRW), é ecossistema receptor (Eixo Leste) do Projeto de Integração do rio São Francisco com as Bacias do Nordeste Setentrional – PISF, como também os reservatórios Camalaú e Epitácio Pessoa (PBRW) (Eixo Leste Setentrional). A interconexão na PBRW teve início em 2017 (Barbosa et al., 2021), enquanto na PJRW teve início em julho de 2021 (MDR, 2022). As bacias hidrográficas estudadas são classificadas como de clima BSh (semiárido quente; Köppen – Geiger, 1936), com temperatura média de 24,5°C e precipitação pluviométrica média anual é <700mm, sendo a estação chuvosa correspondente a 3 meses (fevereiro-abril) (Alvares et al., 2013; Barbosa et al., 2012).

Amostragem de C. largillierti

Os espécimes de *C. largillierti* foram coletados utilizando uma draga de Ekman-Birge (225cm²) em cada local de coleta. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e fixadas *in situ* com formaldeído a 10%. Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneira (malha de 1 e 0,50 mm) e os indivíduos encontrados foram separados, contabilizados e armazenados em potes plásticos com álcool 70%. Os exemplares de *C. largillierti* tiveram sua identificação confirmada e parte do material foi depositado no acervo do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (MZUSP) (registro 160742).

Análise de dados

As coordenadas geográficas disponíveis nos registros sobre *C. largillierti* foram utilizadas para a construção do mapa de distribuição. Quando as coordenadas não foram mencionadas nos estudos, a localização geográfica das cidades ou estados citados foram selecionados como local de referência. Este método de revisão da distribuição de espécies tem sido usado para coletar informações sobre a distribuição de outras espécies de moluscos em estudos anteriores (p. ex., Leal et al., 2021; Miyahira et al., 2020; Pereira et al., 2018). O software utilizado foi QGIS versão 3.4.11.

Uma Taxa de Expansão Anual (AER) de *C. largillierti* foi estimada usando o número de anos (tempo) que se passaram desde o primeiro registro da espécie e o número de ambientes em que a espécie foi encontrada inicialmente e nos dias atuais (distribuição) no mundo, assim como no Brasil e na PBRW. Para isso, foi utilizada a fórmula de taxa média de expansão anual, adaptada a partir do proposto por Miyahira et al. (2020):

$$AER = (\log(N_a) - \log(N_i)) / T$$

Onde:

N_a = número de ambientes atuais

N_i = número de ambientes iniciais

T = tempo decorrido (anos)

O logaritmo natural é empregado para normalizar a taxa de expansão, isto porque o processo de expansão não é linear, e o uso do logaritmo possibilita tornar as taxas de expansão comparáveis ao longo do tempo (Boyer and Merzbach, 2012).

RESULTADOS

Distribuição global de C. largillierti

O levantamento da distribuição global da espécie resultou em 307 ocorrências de *C. largillierti*, abrangendo 14 países, distribuídos por quatro continentes (Figura 2, Supplementary material). A taxa de expansão anual de *C. largillierti* revelou que a espécie expande cerca de 0.01 (1.38%) em ambientes do globo a cada ano.

O continente sul-americano apresenta o maior número de registros da espécie (n = 235; 76,55%), superando os registros na área de ocorrência natural da espécie (Ásia), o qual apresentou o segundo maior número de ocorrência (n = 41; 13,36%) (Figura 3a). Globalmente, o Brasil é o país com o maior número de registros de ocorrência da espécie (n = 155; 50,49%), seguido pela Argentina (n = 75; 24,43%) (Figura 3b).

Mundialmente, o primeiro registro de *C. largillierti* data de 1844, com duas ocorrências (0,87%). A partir da década de 1990, houve um aumento (n = 20; 8,73%) nas observações da espécie (Figura 3c). Desde então, o número de ocorrências da espécie cresceu, sendo as décadas de 2000 (n= 62; 27,07%) e 2010 (n= 58; 25,33%) os maiores índices de notificação da espécie no mundo, respectivamente. No Brasil, o primeiro registro ocorreu em 1988 (1,10%), com aumento de notificações nas mesmas décadas em que foram registrados o

crescimento no mundo (década de 2000 $n = 38$; 41,76% e década de 2010 $n = 35$; 38,46%, respectivamente) (Figura 3d). Parte dos registros atribuídos à espécie ($n = 36$; 15,72%) não determinou o ano de ocorrência.

Corbicula largillierti foi registrada em 12 diferentes tipos de habitats aquáticos no mundo, sendo a maioria ambientes lóticos ($n = 144$; 46,91%), com predominância de rios ($n = 128$; 41,69%) (Figura 3e). Os ambientes lênticos vêm em seguida ($n = 86$; 28,01%), com os reservatórios apresentando a maior concentração de ocorrências ($n = 36$, 11,73%). No Brasil, a espécie foi encontrada majoritariamente em ambiente de águas paradas (68; 43,87%), sendo os reservatórios ($n = 32$; 20,65%) e canais ($n = 14$; 9,03%) os que apresentaram maior número de registros, respectivamente (Figura 3f). Em ambientes de fluxo constante (55; 35,48%), a maior taxa de ocorrência da espécie foi registrada em rios ($n = 45$; 29,03%). Registramos estudos que não mencionaram o tipo de fluxo e sistema em que a espécie foi encontrada ($n = 77$; 25,08%).

No território brasileiro, e incluindo o relato atual, *C. largillierti* foi registrado em 15 dos 26 estados, além do Distrito Federal, que compõem a República Federativa do país (Figura 2). A espécie está presente em todas as regiões. No entanto, a região Sul possui o maior número de registros ($n = 62$; 40,00%), seguida pela região Nordeste ($n = 50$; 32,26%) (Figura 3g). Entre os estados, o maior número de observações da espécie ocorreu no Rio Grande do Sul ($n = 38$; 24,52%), seguido pelo estado da Paraíba ($n = 32$; 20,65%) e Santa Catarina ($n = 23$; 14,84%) (Figura 3h). Com base na taxa de expansão anual, foi observado que a espécie expandiu 0.05 (5.39%) nos ecossistemas aquáticos brasileiros por ano.

Expansão de Corbicula largillierti na região semiárida

Na PJRW (reservatório Barra do Juá), foram encontrados 12 espécimes (Figura 4, Table 1). Enquanto que na PBRW, coletamos um total de 75 indivíduos: reservatório Camalaú ($n = 35$), Epitácio Pessoa ($n = 32$) e Sumé ($n = 8$). A taxa de expansão anual mostrou que *C. largillierti* se espalha cerca de 0.12 (12.54%) na PBRW por ano.

DISCUSSÃO

O conjunto de dados apresentados reúne novos *insights* dentro do contexto de invasão da espécie no globo. Nossa investigação indica que os fatores dispersivos, alinhados ao potencial adaptativo de *C. largillierti*, permitem a expansão contínua de sua distribuição em diferentes países e continentes espalhados pelo globo. Os dados também demonstram a ampla

distribuição do espécime na América do Sul, principalmente na Argentina e no Brasil, onde observamos que a AER do bivalve invasor é superior a reportada para todo o mundo.

Esse elevado número de ocorrências da espécie nos países sul-americanos pode estar relacionado à alguns fatores: i) essas regiões possuem fronteiras, das quais 98% são formadas por rios (MRE, 2023). Esta ligação entre países pode facilitar o processo de dispersão, tendo em mente o potencial expansivo da espécie. Essa característica também pode explicar o fato da região Sul do Brasil apresentar o maior número de registros, uma vez que apenas os estados dessa área fazem fronteira com a Argentina; e ii) ambos os países proporcionam condições ambientais favoráveis como: áreas de planície ou altitude moderada, águas com temperaturas amenas ou altas, além de serem bem oxigenadas e substratos finos, principalmente areia (Azevêdo et al., 2016; Paiva et al., 2018; Rodriguez et al., 2020; Trovant et al., 2023). Essas informações sugerem que a espécie invasora está adaptada, podendo ampliar a expansão de sua distribuição nesses países.

Registramos a primeira ocorrência de *C. largillierti* na Pajeú River Watershed (submédio do rio São Francisco), e a expansão da espécie na Paraíba River Watershed (alto curso do Rio Paraíba). No reservatório em que reportamos o primeiro registro (PJRW), *C. largillierti* foi encontrado consistentemente em baixas densidades, o que pode ser resultado da fase inicial do processo de invasão. A PJRW foi integrada ao PISF (Eixo Leste) quase um ano antes de nosso período de amostragem (MDR, 2022). A ausência de registro anterior da espécie invasora na PJRW, sugere que a introdução da espécie por ter sido facilitada pela conexão entre as bacias hidrográficas. Além disso, a presença *C. largillierti* na bacia do rio São Francisco (Rosa, 2023), fortalece a suspeição de que o PISF facilite a disseminação da espécie.

Similarmente, *C. largillierti* havia sido encontrada inicialmente na PBRW apenas no reservatório Eptácio Pessoa (Azevêdo et al., 2014) e após seis meses de amostragem Azevêdo et al. (2016) registraram aumento na densidade e no número do bivalve invasor, neste reservatório que é beneficiado com o PISF (Eixo Leste Setentrional). Com os dados do presente estudo, observou-se indivíduos da espécie invasora neste reservatório, assim como nos demais reservatórios estudados (i.e., Camalaú que também recebe o PISF no mesmo Eixo e Sumé). Além disso, a espécie já havia sido registrada em canais ao longo do PISF (Eixo Norte) na PBRW (Thiengo et al., 2017). Este fato destaca a facilitação da espécie não nativa por meio PISF, como também aumenta o alerta para o potencial de expansão que o bivalve invasor apresenta na PBRW, o que pode também ocorrer na PJRW.

De fato, estes ecossistemas artificiais (reservatórios e canais de conexão interbacias), possuem inúmeros benefícios no fornecimento de serviços ecossistêmicos (principalmente abastecimento de água e desenvolvimento econômico) (Azevêdo et al., 2017; Zhang et al., 2015). No entanto, eles produzem diferentes alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, além de ser ambientes mais vulneráveis às invasões biológicas (Pereira et al., 2018; Yuan et al., 2020; Zamora-Marín et al., 2018). Esses ecossistemas facilitam a introdução e dispersão de espécies não nativas em águas interiores, visto que, com a construção dessas obras há a eliminação de barreiras físicas através de canais, podendo conduzir à rápida propagação de espécies em novos ambientes (Barbosa et al., 2021; Wang et al., 2023; Yang et al., 2023), especialmente aquelas com alto potencial de invasão, como *C. largillierti*.

Neste caso, a provável expansão na área de ocorrência de *C. largillierti* e no mundo é motivo de preocupação, pois bivalves não nativos além de causarem declínio ou mesmo extinção local da fauna nativa no habitat invadido, podem afetar diferentes níveis tróficos, substratos e diversidade funcional, refletindo em alterações na produtividade e nas funções ecossistêmicas (Burlakova et al., 2023). A espécie pode gerar também problemas socioeconômicos decorrentes do entupimento de tubulações em obras de infraestrutura hídrica, como visto na Usina Hidrelétrica Porto Colômbia no Brasil (Mansur et al., 2016). Além disso, os indivíduos da família Cyrenidae são bioacumuladores, ou seja, são capazes de armazenar diversos tipos de contaminantes, o que pode provocar danos à saúde humana (Reyna et al., 2019).

A introdução e disseminação de *C. largillierti* já foi relatada em bacias hidrográficas norte e sul-americanas e europeias (Douglass et al., 2020; Quiñonero-Salgado and López-Soriano, 2023; Rosa, 2023), como também de outras espécies de bivalves não nativos invasores (Bodon et al., 2020; Pereira et al., 2014). Assim, a contínua expansão de *C. largillierti* nos corpos aquáticos de todo o globo, mapeado no presente estudo, como de outras espécies invasoras, alerta para a necessidade de amostragem sistemática permanente em localidades invadidas, para poder especificar as rotas e o momento de entrada, assim como as condições ambientais e biológicas locais ligadas ao estabelecimento e dispersão destas espécies, cuja complexidade ainda é claramente subestimada na maioria dos estudos, sobretudo *C. largillierti* (Quiñonero-Salgado and López-Soriano, 2023; Reyna et al., 2018).

CONCLUSÃO

Embora tenhamos realizado o primeiro registro de *C. largillierti* na PJRW e expansão da espécie invasora na PBRW e no mundo, estudos futuros que incluam analisar características bióticas e abióticas dos ambientes são encorajados, a fim de investigar como estes “filtros ecológicos” podem influenciar a ocorrência e distribuição da espécie em novos habitats. Adicionalmente, amplia a possibilidade de antecipar a problemática de novas invasões e obtém informações sobre possíveis impactos de *C. largillierti* e/ou outras espécies invasoras nos ambientes aquáticos. Essas informações são essenciais para o desenvolvimento de políticas e modelos de gestão que garantam a integridade dos ecossistemas e a prestação de serviços ecossistêmicos.

DECLARAÇÃO DE FINANCIAMENTO

O financiamento concedido pela Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE (processo APQ-0992-2.05/21) para obtenção do conjunto de dados no PJRW e Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado da Paraíba – FAPESQ/PB (processo 3206 /2021 e FAPESQ/PELD nº 21/2020) e Fundo Setorial de Recursos Hídricos – CT-Hidro (Processo 409348/2022-8) possibilitaram a compilação do conjunto de dados do PBRW.

DECLARAÇÃO DE INTERESSE CONCORRENTE

Os autores não relatam declarações de interesse.

AGRADECIMENTOS

JHS agradece à CAPES pela concessão de bolsa de pós-graduação. A DJA agradece à FACEPE (bolsa APQ-0992-2.05/21) e FAPESQ/PB (bolsa 3206/2021) que financiaram a pesquisa para obtenção do conjunto de dados no PJRW. O reconhecimento também é devido ao projeto PELD Rio Paraíba Integrado (Edital FAPESQ/PELD nº 21/2020) e CT-Hidro (Processo 409348/2022-8) pelo acesso à base de dados do Rio Paraíba. Agradecemos ao IF Sertão Pernambucano, campus Floresta, pelo apoio na coleta de dados. Agradecemos também ao Laboratório de Ecologia de Bentos – LEB (UEPB) pelo apoio logístico no processamento das amostras e ao MZUSP pela confirmação da identificação dos espécimes e sua inclusão em sua coleção.

CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

JHS: foi responsável pela coleta de dados, curadoria de dados, pesquisa bibliográfica, conceituação, redação-revisão e edição. MJF: Conceituação e Redação-revisão. BRSF:

Conceituação e Redação-revisão. BDM: Pesquisa bibliográfica, Curadoria e Revisão de dados. DJA: Foi responsável pela captação de recursos, administração do projeto, recursos, coleta de dados, análise de dados, conceituação e supervisão da redação-revisão.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., GONÇALVES, J.M. & SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, **22**: 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

AZEVÊDO, E.L., ALVES, R.R.N., DIAS, T.L.P. & MOLOZZI, J. 2017. How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change?. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189**: 375. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6087-z>.

AZEVÊDO, E.L., BARBOSA, J.E.D.L., VIDIGAL, T.H.D.A., MARQUES, J.C., CALLISTO, M. & MOLOZZI, J. 2016. Potential ecological distribution of alien mollusk *Corbicula largillierti* and its relationship with human disturbance in a semiarid reservoir. *Biota Neotropica*, **16**: e0109.

AZEVÊDO, E.L., BARBOSA, J.E.L., VIDIGAL, T.H.D.A., CALLISTO, M. & MOLOZZI, J. 2014. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the São Francisco River. *Biota Neotropica*, **14**: e20140036. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0109>.

BARBOSA, J.E.L., SEVERIANO, J.S., CAVALCANTE, H., LUCENA-SILVA, D., MENDES, C.F., BARBOSA, V.V., SANTOS, R.D.S., OLIVEIRA, D. A. & MOLOZZI, J. 2021. Impacts of inter-basin water transfer on the water quality of receiving reservoirs in a tropical semiarid region. *Hydrobiologia*, **848**: 651–673. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04471-z>.

BARBOSA, J.E.L., MEDEIROS, E.S.F., BRASIL, J., CORDEIRO, R. S., CRISPIM, M.C.B. & SILVA, G.H.G. 2012. Aquatic systems in semiarid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **24**: 103–118. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>.

BODON, M., LÓPEZ-SORIANO, J., QUIÑONERO-SALGADO, S., NARDI, G., NIERO, I., CIANFANELLI, S., DAL MAS, A., ELVIO, F., BALDESSIN, F. & TURCO, F. 2020. Unraveling the complexity of *Corbicula* clam's invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae). *Bollettino malacologico*, **56**: 127–171. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>.

BOYER, C. B. & MERZBACH, U. C. 2012. *História da matemática*, Blucher, São Paulo.

BURLAKOVA, L.E., KARATAYEV, A.Y., BOLTOVSKOY, D. & CORREA, N.M. 2023. Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, **850**: 2811–2854. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04935-4>.

CALLIL, C. & MANSUR, M. 2002. Corbiculidae in the Pantanal: History of invasion in southeast and central South America and biometrical data. *Amazoniana*, **17**: 153–167. Available at: <https://hdl.handle.net/11858/00-001M-0000-000F-DCBD-5>. Last accessed 29 Dec 2023.

DOUGLASS, S., REASOR, E., TIEMANN, J., STODOLA, A., MCMURRAY, S. & POULTON, B. 2020. Recent Evaluation of *Corbicula* Form D Distribution in the Midwest, U.S.A. *The American Midland Naturalist*, **183**: 136–142. <https://doi.org/10.1637/19-034>.

HUBER, M. 2015. *Compendium of Bivalves 2*. A full-color guide to the remaining seven families. A systematic listing of 8'500 bivalve species and 10'500 synonyms. ConchBooks, Zürich's.

HÜNICKEN, L.A., SYLVESTER, F. & PAOLUCCI, E.M. 2022. Physiological and morphological assessments suggest opposite structural allocation strategies between closely related invasive clams. *Hydrobiologia*, **849**: 2859–2875. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04906-9>.

ITUARTE, C. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca: Corbiculidae). *Neotropica*, **27**: 79–83. Available at: <https://encr.pw/O9GoU>. Last accessed 29 Dec 2023.

LATINI, A.O., RESENDE, D.C., POMBO, V.B. & CORADIN, L. 2016. *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

LEAL, M.F., SIMONE, L.R.L., CASTRO, E.S., SANTOS, O.D., SILVA, A.R.V.D., DANTAS, K.K.S., SOUSA, J.H.D., SILVA, E.L.D., PINHEIRO, T.G. & LACERDA, A.C.F. 2021. Malacofauna of lotic environments in the Northeast and Brazilian semiarid region: current knowledge and new records. *Academia Brasileira de Ciências*, **93**: e20210140. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120210140>.

MANSUR, C.D., SANTOS, C.P., PEREIRA, D., BERGOCI, P.E.A. & CALLIL, C.T. 2016. Moluscos límnicos – bivalves. In: *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*, (A.O. Latini, D.C. Resende, V.B. Pombo, L. Coradin, eds.), pp. 150–158. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

MANSUR, M.C.D., PIMPAO, D.M., BERGONCI, P.E.A., SANTOS, C.P., FIGUEIREDO, G.C.S., 2012. Morfologia e ciclo larval comparados de bivalves límnicos invasores e nativos. In: *Moluscos límnicos invasores no Brasil. Biologia, prevenção, controle*, (M. Mansur, D. Pereira, C. Santos, I. Paz, eds.), pp. 95–110. Redes Editora, Porto Alegre,

MARENGO, J.A., TORRES, R.R. & ALVES, L.M. 2017. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. *Theoretical and Applied Climatology*, **129**: 1189–1200. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL – MDR. 2022. *MDR libera águas do Reservatório do Muquém para a Barra do Juá, em Pernambuco*. Available at: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/noticias/mdr-libera-aguas-do-reservatorio-do-muquem-para-a-barra-do-jua-em-pernambuco>. Last accessed 29 Dec 2023.

MINISTÉRIO DAS RELAÇÕES EXTERIORES – MRE. 2023. *Brasil (Fronteiras)*. Available at: <https://www.funag.gov.br/ipri/images/informacao-e-analise/fronteiras-terrestres-brasil.pdf>. Last accessed 29 Dec 2023.

- MIYAHIRA, I., PEREIRA, L. & SANTOS, L. 2020. Non-native freshwater molluscs in the Neotropics: what can be learned from Brazilian reservoirs?. *Aquatic Invasions*, **15**: 455–472. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.3.06>.
- MOLLUSCABASE. 2024. *Corbicula (Corbicula) largillierti* (Phiippi, 1844). Available at: <https://www.molluscabase.org/aphia.php?p=taxdetails&id=1356449>. Last accessed 31 Jan 2024.
- PAIVA, F.F., GOMES, W. I.A., MEDEIROS, C. R., FERREIRA, É.L.A, SANTOS, I. M.R. & MOLOZZI, J. 2018. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semiarid reservoirs. *Limnetica*, **37**, 187–198. <https://doi.org/10.23818/limn.37.16>.
- PEREIRA, D., MANSUR, M.C.D., DUARTE, L.D.S., 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. 2014. Bivalve distribution in hydrographic regions in South America: historical overview and conservation. *Hydrobiologia*, **735**: 15–44. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1639-x>.
- PEREIRA, L.S., NEVES, R. A.F., MIYAHIRA, I.C., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., BRANCO, C.W.C., PAULA, J.C. & SANTOS, L.N. 2018. Non-native species in reservoirs: how are we doing in Brazil?. *Hydrobiologia*, **817**: 71–84. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3446-2>.
- PHILIPPI, R.A. 1844. Descriptiones testaceorum quorundam novorum, maxime chinensium. *Zeitschrift für Malakozoologie*, **2**: 161–167. Available at: <http://biodiversitylibrary.org/page/16291549>. Last accessed 29 Dec 2023.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & LÓPEZ-SORIANO, J. 2023. Rápida expansión de diversas especies del género *Corbicula* (Bivalvia: Cyrenidae) por el Ebro medio. *Nemus*, **13**: 72–80. Available at: <https://encr.pw/h1nN8>. Last accessed 29 Oct 2023.

REYNA, P., NORI, J., BALLESTEROS, M.L., HUED, A.C. & TATIÁN, M. 2018. Targeting clams: insights into the invasive potential and current and future distribution of Asian clams. *Environmental Conservation*, **45**: 387–395. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000139>.

REYNA, P.B., BALLESTEROS, M.L., ALBÁ, M.L., BERTRAND, L., GONZÁLEZ, M., MIGLIORANZA, K.S.B., TATIÁN, M. & HUED, A.C. 2019. A multilevel response approach reveals the Asian clam *Corbicula largillierti* as a mirror of aquatic pollution. *Science of The Total Environment*, **692**: 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.194>.

RODRIGUEZ, F.A., REYNA, P.B., MAGGIONI, T., GIMÉNEZ, D.R. & TORRE, L. 2020. The role of temperature and oxygen availability on the distribution of *Corbicula largillierti*. *Invertebrate Biology*, **139**: e12305. <https://doi.org/10.1111/ivb.12305>.

ROSA, L.C. 2023. First record of the Asian clam *Corbicula largillierti* (philippi, 1844) in the lower São Francisco River, Northeastern Brazil. *Environmental Smoke*, **6**: 77–81. <https://doi.org/10.32435/envsmoke-2023-0020>.

THIENGO, S., ESTEVES, R., FERNANDEZ, M., FEITOSA, E. & LEAL, R. 2017. Major water projects and the dispersal of alien molluscs: the São Francisco River large-scale water transposition project in the semiarid Northeast region. *Tentacle*, **25**: 11–14. Available at: https://www.hawaii.edu/cowielab/Tentacle/Tentacle_25.pdf. Last accessed 29 Oct 2023.

TROVANT, B., SIGNORELLI, J.H. & BATTINI, N. 2023. Invasive pest spreads beyond the last frontier: *Corbicula* clam in the Chubut River, Patagonia. *Limnology*. **24**: 1–8. <https://doi.org/10.1007/s10201-022-00708-z>.

WANG, H., XIA, Z., LI, S., MACISAAC, H.J., ZHAN, A., 2023. What's coming eventually comes: a follow-up on an invader's spread by the world's largest water diversion in China. *Biological Invasions*, **25**: 1–5. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02897-1>.

YANG, N., HOU, X., LI, Y., ZHANG, H., WANG, J., HU, X. & ZHANG, W. 2023. Inter-basin water diversion homogenizes microbial communities mainly through stochastic

assembly processes. *Environmental Research*, **223**: 115473.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115473>.

YUAN, R., WANG, M., WANG, S. & SONG, X. 2020. Water transfer imposes hydrochemical impacts on groundwater by altering the interaction of groundwater and surface water. *Hydrobiologia*, **583**: 124617. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124617>.

ZHANG, L., LI, S., LOÁICIGA, H.A., ZHUANG, Y. & DU, Y. 2015. Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis. *Scientometrics*, **105**: 279–294. <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1656-9>.

LEGENDA DA TABELA

Tabela 1. Abundância e frequência média de ocorrência (%) de *Corbicula largillierti* em reservatórios das bacias hidrográficas do rio Pajeú e do rio Paraíba, no semiárido brasileiro.

Taxa	Pajeú		Paraíba	
	Barra do Juá	Camalaú	Epitácio Pessoa	Sumé
Mollusca				
<i>Corbicula largillierti</i>	12 (6.67%)	35 (6.67%)	32 (6.25%)	8 (6.67%)

LEGENDAS DAS FIGURAS

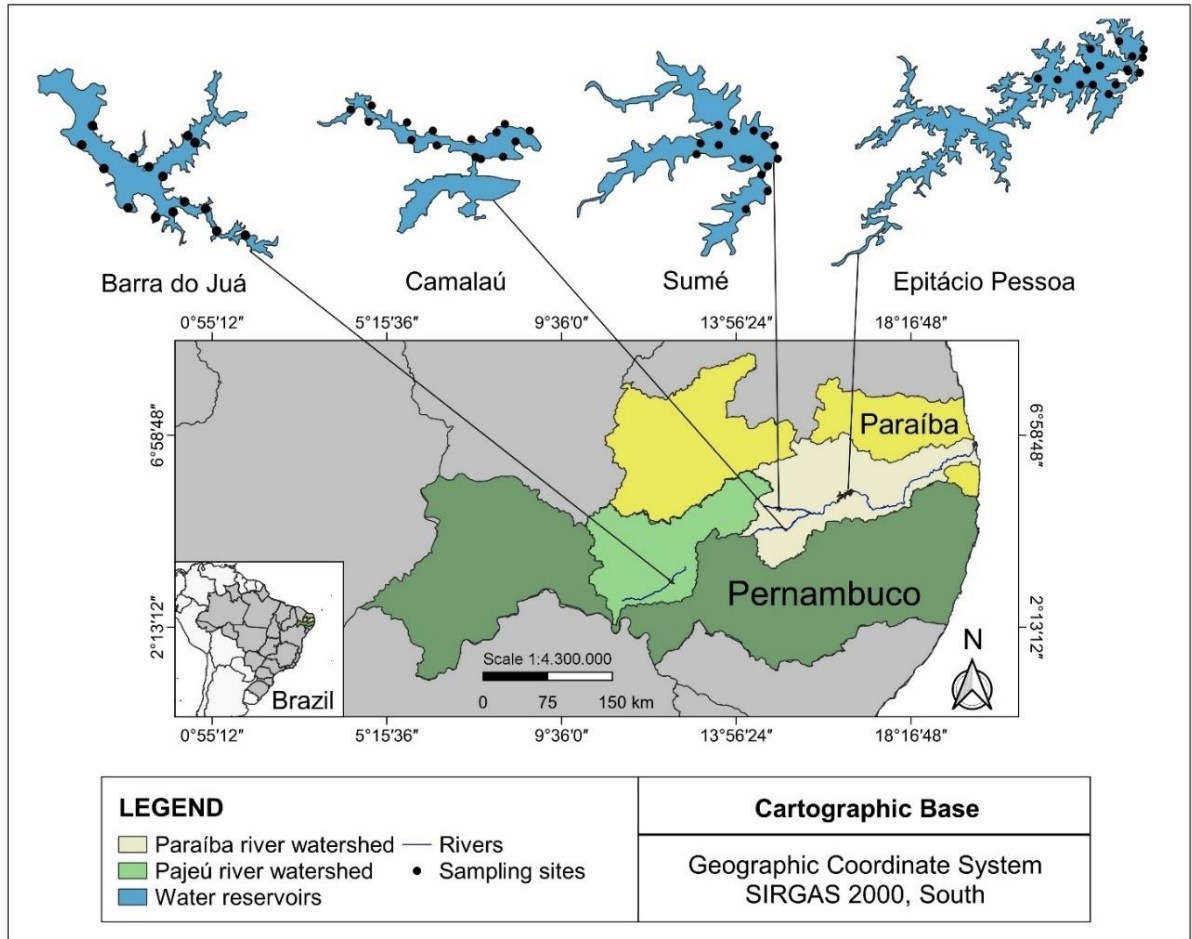


Figura 1. Distribuição dos locais de amostragem (pontos pretos) nos reservatórios de Barra do Juá, bacia do rio Pajeú (Pernambuco), Camalaú, Sumé e Epitácio Pessoa, e bacia do rio Paraíba (Paraíba) no semiárido brasileiro.

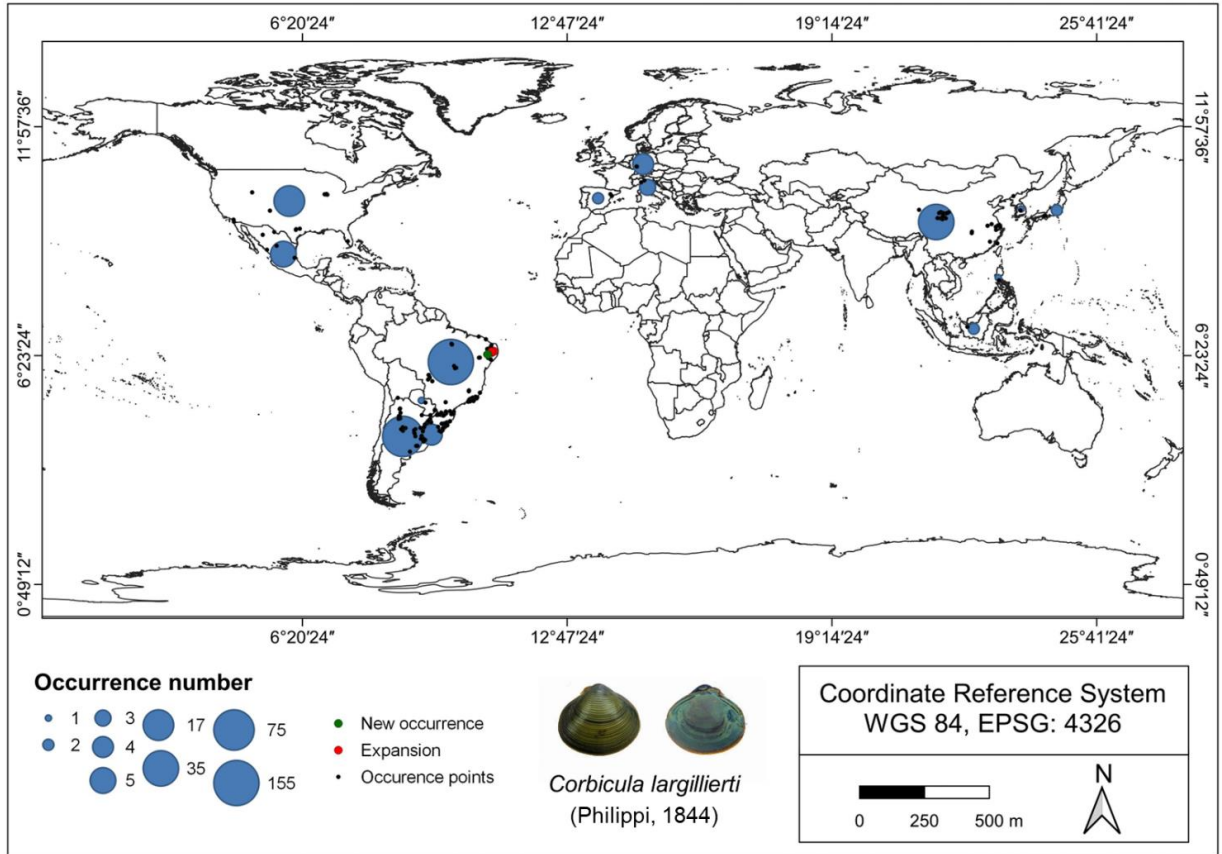


Figura 2. Distribuição geográfica da ocorrência mundial de *Corbicula largillerti*, incluindo novo registro para a bacia hidrográfica do Pajeú e expansão na bacia hidrográfica da Paraíba, semiárido brasileiro.

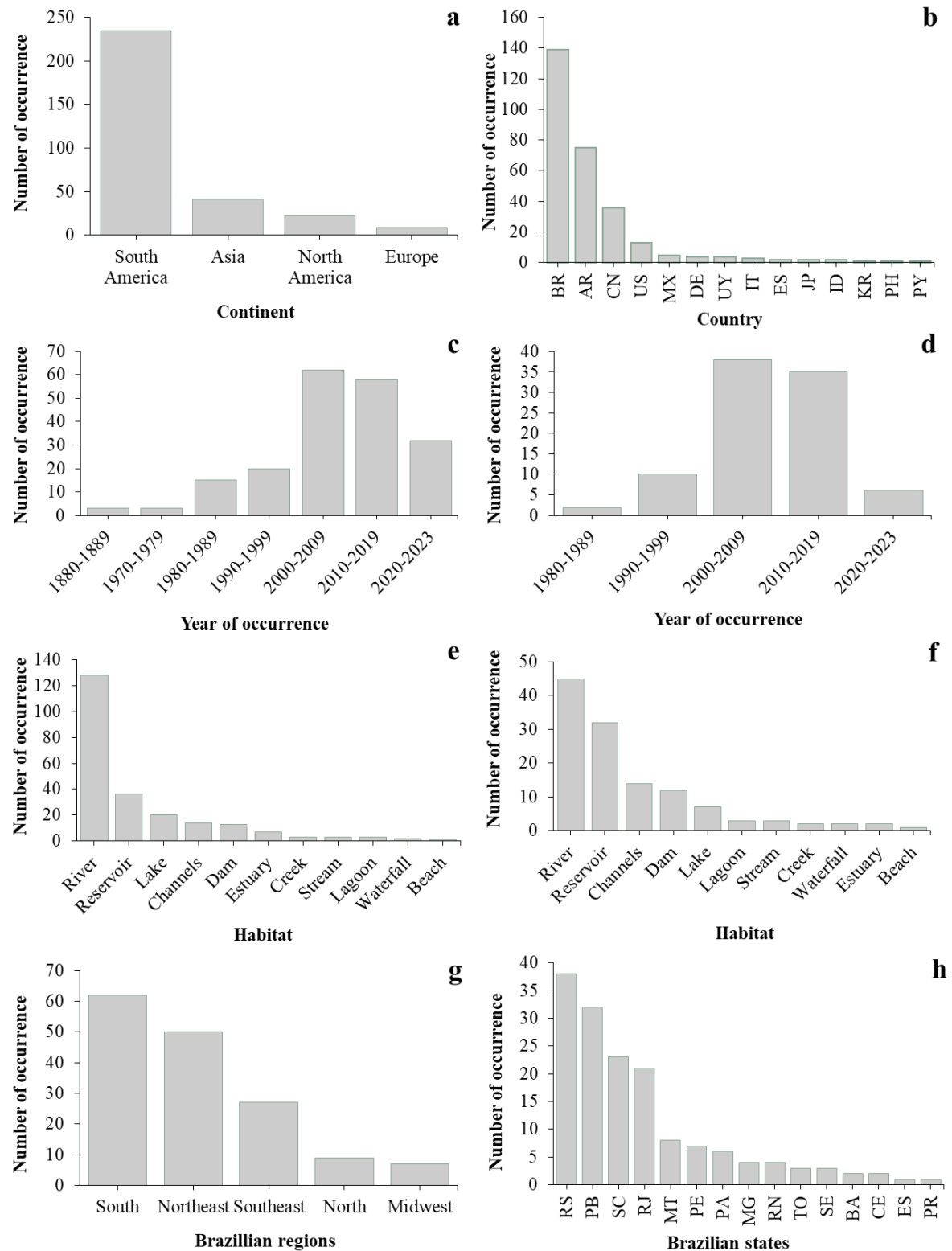


Figura 3. Ocorrência de *Corbicula largillierti*. a. Por continente, b. Por país (br = Brasil, ar = Argentina, cn = China, us = Estados Unidos da América, mx = México, de = Alemanha, uy = Uruguai, it = Itália, es = Espanha, jp = Japão, id = Indonésia, kr = República da Coreia (Sul), ph = Filipinas e py = Paraguai), c. Por década em todo o mundo, d. Por década no Brasil, e. Por habitat em todo o mundo, f. Por habitat no Brasil, g. Regiões brasileiras e h. Estados brasileiros (RS = Rio Grande do Sul, PB = Paraíba, SC = Santa Catarina, RJ = Rio de

Janeiro, MT = Mato Grosso, PE = Pernambuco, PA = Pará, MG = Minas Gerais, RN = Rio Grande do Norte, TO = Tocantins, SE = Sergipe, BA = Bahia, CE = Ceará, ES = Espírito Santo e PR = Paraná).

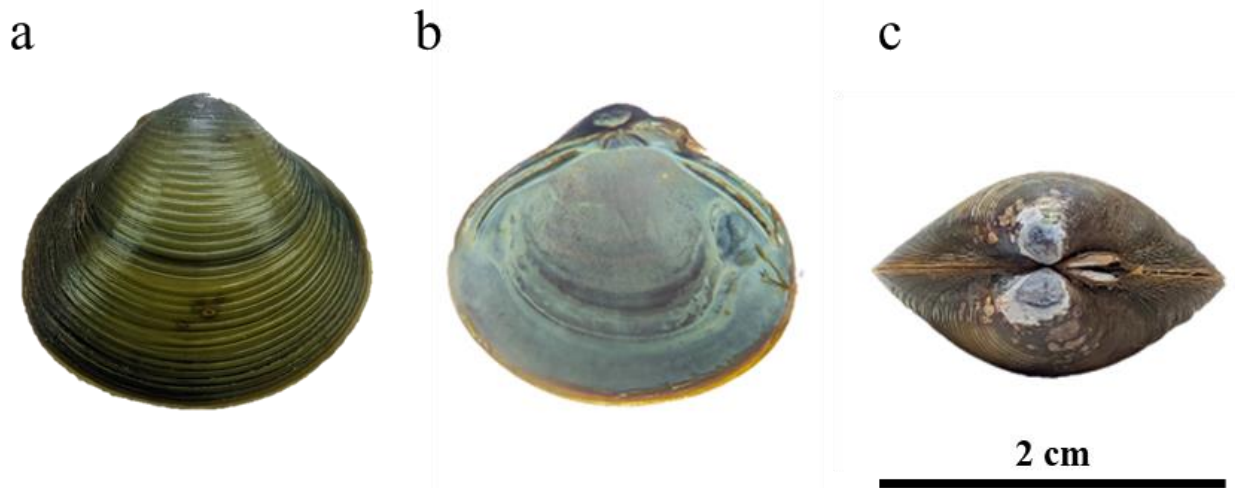


Figura 4. Espécime de *Corbicula largillierti* coletado em reservatórios semiáridos da bacia do Rio Pajeú (Barra do Juá) e bacia do Rio Paraíba (Sumé, Camalaú e Epitácio Pessoa). a. Vista da superfície externa, b. Vista da superfície interna e c. Vista da superfície dorsal. Barra de escala = 2,0 cm.

6 CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA SINÉRGICA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE UM MOLUSCO NÃO-NATIVO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS SEMIÁRIDAS

João Hemerson de Sousa¹; Maria João Feio²; Bruno Renaly Souza Figueiredo³;
Daniele Jovem-Azevêdo^{1,4,5}

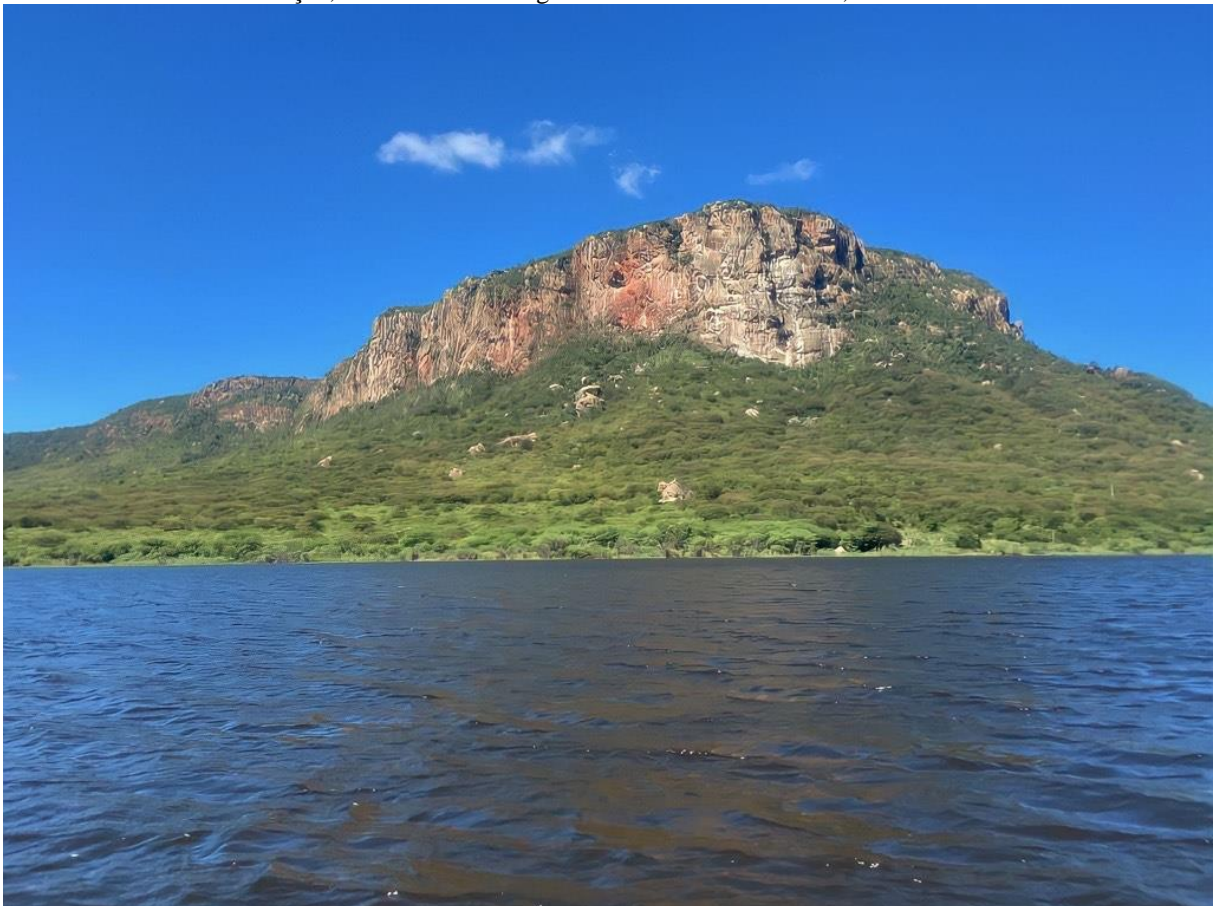
¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande – PB

²MARE – Marine and Environmental Sciences Centre, University of Coimbra, Faculty of Sciences and Technology, Department of Life Sciences, Coimbra, Portugal

³Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Ecologia e Zoologia, Florianópolis, SC, Brazil.

⁴Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais e Biotecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Cuité – PB

⁵Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sertão Pernambucano, Floresta – PE



Reservatório Cachoeira II, bacia hidrográfica do Rio Pajeú, estado de Pernambuco, Nordeste de Brasil.

Fonte: Própria

Resumo

Este estudo objetivou avaliar a dinâmica populacional de *C. largillierti* (Phiippi, 1844) e determinar quais fatores são mais importantes para sua distribuição e adensamento em bacias hidrográficas semiáridas. Analisamos os efeitos hierárquicos diretos e indiretos do uso da terra através de um modelo de múltiplos fatores (*Structural Equation Modeling – SEM*), integrando variáveis abióticas (parâmetros físicos e químicos da água e habitat) e bióticas (utilizamos a abundância do molusco invasor não nativo *M. tuberculata* e a riqueza da comunidade nativa de macroinvertebrados) sobre a abundância de *C. largillierti*. Foram amostrados 61 locais de quatro reservatórios de duas bacias hidrográficas semiáridas. Um total de 4.440 organismos foi amostrado. As condições ambientais e as comunidades de macroinvertebrados (incluindo *M. tuberculata*) apresentaram diferenças significativas entre as bacias hidrográficas e os reservatórios. O *SEM* mostrou que a abundância de *C. largillierti* não variou significativamente com base nas condições ambientais. Em contrapartida, os parâmetros bióticos aumentaram diretamente e de forma positiva a abundância do bivalve invasor. Isso indica que, no cenário de estabelecimento da espécie invasora, os fatores bióticos podem desempenhar um papel mais relevante na facilitação do estabelecimento do que as condições ambientais locais. Além disso, constatamos que no caso de *M. tuberculata*, as condições ambientais mostraram uma associação direta e positiva com a abundância do gastrópode invasor. Isso sugere que as espécies invasoras ocupam nichos diferenciados, o que indica que os fatores diretos e indiretos influenciam de forma distinta a dinâmica das espécies. Essas informações fornecem *insights* importantes sobre o contexto das invasões e podem ser incorporadas em planos de manejo, servindo como ponto de partida para o desenvolvimento de estratégias de vigilância e controle de espécies invasoras, com o objetivo de conservar a fauna nativa e os ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave Fatores ambientais, Espécies invasoras, Macroinvertebrados, Reservatório, Modelos estruturantes.

Introdução

As mudanças na paisagem e a introdução e disseminação de espécies invasoras, representam duas das principais causas de perda da biodiversidade em escala global (Carranza et al., 2023; Cowie et al., 2017). Em muitos casos, as espécies invasoras diminuem alteram o fluxo de matéria, energia e ciclo de nutrientes nos sistemas aquáticos (Burlakova et al., 2023; Linhares et al., 2017). A invasão destas também tem o potencial de causar uma diminuição na riqueza e diversidade das comunidades, alterando as relações ecológicas das espécies nativas (Linares et al., 2022a). Além disso, estudos anteriores relataram impactos de espécies invasoras no sistema econômico e social, bem como na saúde humana (Boltovskoy, 2017; Rahayu and Sari, 2023; Zenni et al. 2021). Considerando a problemática, analisar quais são os fatores determinantes para o adensamento e disseminação de espécies invasoras são essenciais para que informações acerca do risco das invasões possam ser levantadas (Leal et al., 2021; Jovem-Azevêdo et al., 2022).

Em ecossistemas aquáticos a modificação da paisagem circundante altera tanto aspectos hidrológicos, quanto limnológicos (Barbosa et al., 2021; Yuan et al., 2020). As alterações nas condições locais, por sua vez, agem como filtros ambientais, atuando isoladamente ou sinergicamente para a montagem das comunidades (Huang; Gergel, 2023; Yang et al., 2023). Estudos indicam que a paisagem pode ter efeito direto não apenas para o habitat e seleção de espécies, mas também para a diversidade funcional das comunidades (Castro et al., 2016; Paiva et al., 2023). Com essas modificações, são esperadas mudanças nas funções ecológicas e nos serviços ecossistêmicos locais devido a homogeneização taxonômica e funcional das comunidades (Castro; Dolédec; Callistro, 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2019).

Apesar dessas informações, ainda há lacunas acerca de como a paisagem pode atuar com as comunidades, principalmente para espécies com potencial invasor em ambientes aquáticos (Reyna et al., 2018). As mudanças nos padrões naturais são reportadas como causas para o favorecimento da chegada e estabelecimento de espécies invasoras em ecossistemas aquáticos (Linares et al., 2020, 2022b; Rosa; Dantas, 2020). Em reservatórios, onde o quadro das invasões é uma realidade comum, pode haver uma ampliação no risco da chegada e adensamento de outras espécies invasoras (Pereira et al., 2018), demonstrando ser um ponto de preocupação adicional para o colapso de ecossistemas hidrologicamente conectados, como os projetos de integração interbacias hidrográficas (Barbosa et al., 2021; Yang et al., 2023).

Estudos recentes indicam que o estabelecimento de espécies invasoras também pode ser facilitado por comunidades nativas e espécies invasoras semelhantes em reservatórios

(Linares et al., 2017; 2020). O papel potencial das interações positivas entre as espécies está no cerne da hipótese “*meltdown*”, na qual a facilitação implica em uma interação em que uma espécie exerce um efeito positivo na persistência ou no crescimento populacional de outra(s) espécie(s) (Braga et al., 2020; Simberloff, 2006). Nesse cenário, dois caminhos são possíveis: i) ocorre a facilitação direta, em que os efeitos de uma espécie não nativa beneficiam diretamente a comunidade, por exemplo, fornecendo mais nutrientes, abrigo e/ou proteção; e (ii) através da facilitação indireta, a qual o benefício é indireto, por exemplo, ao reduzir a população de uma espécie predadora, ou aumentar a população de presas de outra espécie (Ricciardi, 2001).

Nos corpos d’água semiáridos do Brasil, o molusco invasor *Melanoides tuberculata* (O. F. Müller, 1774) é amplamente difundido, chegando a representar mais de 90% da abundância total da comunidade em alguns locais (Jovem-Azevêdo et al., 2022; Silva et al., 2020). A espécie exibe ampla resistência às condições ambientais, bem como possui altas taxas reprodutivas, utilizando a partenogênese como estratégia reprodutiva (Silva et al., 2019, 2020). Além dos aspectos adaptativos, *M. tuberculata* tem sido reportado como uma espécie que impacta negativamente a abundância e a diversidade da comunidade nativa no hábitat invadido (Almeida et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2022). Compreender se essa espécie facilita a invasão de outras espécies é de extrema importância, pois os ambientes dominados por esse gastrópode invasor podem tornar-se vulneráveis a outras invasões, resultando no aumento da taxa de estabelecimento de outras espécies invasoras e um colapso ecossistêmico (Linares et al., 2020).

Outro molusco que tem ganho um protagonismo no contexto das invasões biológicas em sistemas de água doce é a espécie asiática *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) (Sousa et al., 2024 – submetido à publicação). O bivalve com potencial invasor é encontrado em ambientes bentônicos dulcícolas, preferencialmente em margens de planície ou de altitude moderada, onde coloniza águas mais oxigenadas, com baixa salinidade e substratos finos, arenosos ou lodosos (Paiva et al., 2018; Rodríguez et al., 2020; Trovante et al., 2023). A ocorrência da espécie invasora também foi associada aos níveis de fósforo total e nitrogênio em reservatórios semiáridos (Azevêdo et al., 2016). Linares e colaboradores (2017, 2020), observaram a associação do bivalve invasor *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774), congênere de *C. largillierti*, com o gastrópode invasor *M. tuberculata* em reservatórios hidrelétricos da savana neotropical. Os autores concluíram que há um processo de facilitação biológica entre essas duas espécies.

Apesar dessas informações, os estudos sobre *C. largillierti* em corpos d'água do mundo, em sua maioria, têm se concentrado em somente registrá-las no ambiente (Douglass et al., 2020; Quiñonero Salgado; López Soriano, 2016; Rosa, 2023) ou analisar a relação dos fatores ambientais isoladamente na ocorrência da espécie (Azevêdo et al., 2016; Paiva et al., 2018; Rodríguez et al., 2020), deixando a interação sinérgica dos fatores abióticos (condições ambientais locais) e bióticos (comunidade nativa e outro(s) invasor(es)) inexploradas nestes ambientes. Buscamos responder o seguinte questionamento: i) os fatores de habitat local atuam isoladamente ou sinergicamente com as variáveis biológicas (comunidade nativa e outras espécies não-nativas) para impulsionar a ocorrência deste bivalve invasor nos ambientes dulcícolas?

Determinar os efeitos sinérgicos de fatores bióticos e abióticos na estruturação populacional de espécies não é uma tarefa fácil. Modelos de múltiplos fatores, como o “*Structural Equation Modeling – SEM*”, são ferramentas valiosas que podem auxiliar nesta questão, prevendo como as populações responderão às condições ambientais (Shipley, 2009). Este modelo sintetiza informações da população-alvo e integra simultaneamente múltiplas variáveis ambientais, auxiliando na identificação da contribuição relativa de diferentes fatores para o crescimento populacional das espécies (Lefcheck, 2016; Fan et al., 2016).

O presente estudo objetiva avaliar a dinâmica populacional de *C. largillierti* (Phiippi, 1844) e determinar quais fatores são mais importantes para sua distribuição e adensamento em bacias hidrográficas semiáridas. Aqui, consideramos a paisagem como elemento estruturante que podem influenciar direta e indiretamente as características dos ecossistemas aquáticos, mostrando ser um fator que altera desde os fatores ambientais locais, até a estruturação das comunidades (Barbosa et al., 2021; Yuan et al., 2023). Analisamos os efeitos hierárquicos diretos e indiretos do uso da terra, mediados por variáveis abióticas (parâmetros físicos e químicos da água e habitat) e bióticas (utilizamos como *proxy* biótico a abundância do molusco invasor não nativo *M. tuberculata* e a riqueza da comunidade nativa de macroinvertebrados) sobre a abundância de *C. largillierti* em bacias hidrográficas semiáridas. Esperamos que as condições ambientais locais não terão influência na abundância de *C. largillierti* e que a abundância do bivalve invasor irá apresentar influência direta e negativa na riqueza da comunidade nativa. Esperamos também que ocorra uma relação direta e positiva entre os moluscos invasores.

Materiais e Métodos

Área de estudo e desenho amostral

O presente estudo foi realizado em duas bacias hidrográficas localizadas no semiárido brasileiro: Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú – PJRW (07°16'20"S – 08°56'01"S and 36°59'00"W – 38°57'45"W), estado de Pernambuco, e Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba – PBRW (6°51'31"S- 8° 26'21"S and 34° 48'35"W- 37° 2'15"W), estado da Paraíba. No rio Pajeú foram amostrados um total de quinze locais dos reservatórios de Barra do Juá. É importante ressaltar que os reservatórios Serrinha II, Cachoeira II e Jazigo também foram amostrados no Rio Pajeú, porém, a ocorrência de *C. largillierti* foi restrita ao reservatório Barra do Juá, os demais reservatórios não foram incluídos no conjunto de dados. Na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, foram amostrados 46 locais distribuído em reservatórios (Camalaú, Sumé e Epitácio Pessoa). Cada reservatório teve quinze sites amostrados, exceto o reservatório Epitácio Pessoa, no qual 16 locais amostrados. A amostragem das variáveis ambientais e biológicas foi realizada em dezembro de 2021 no PBRW e em junho de 2022 no PJRW, ambas no período seco da região (Figura 1).

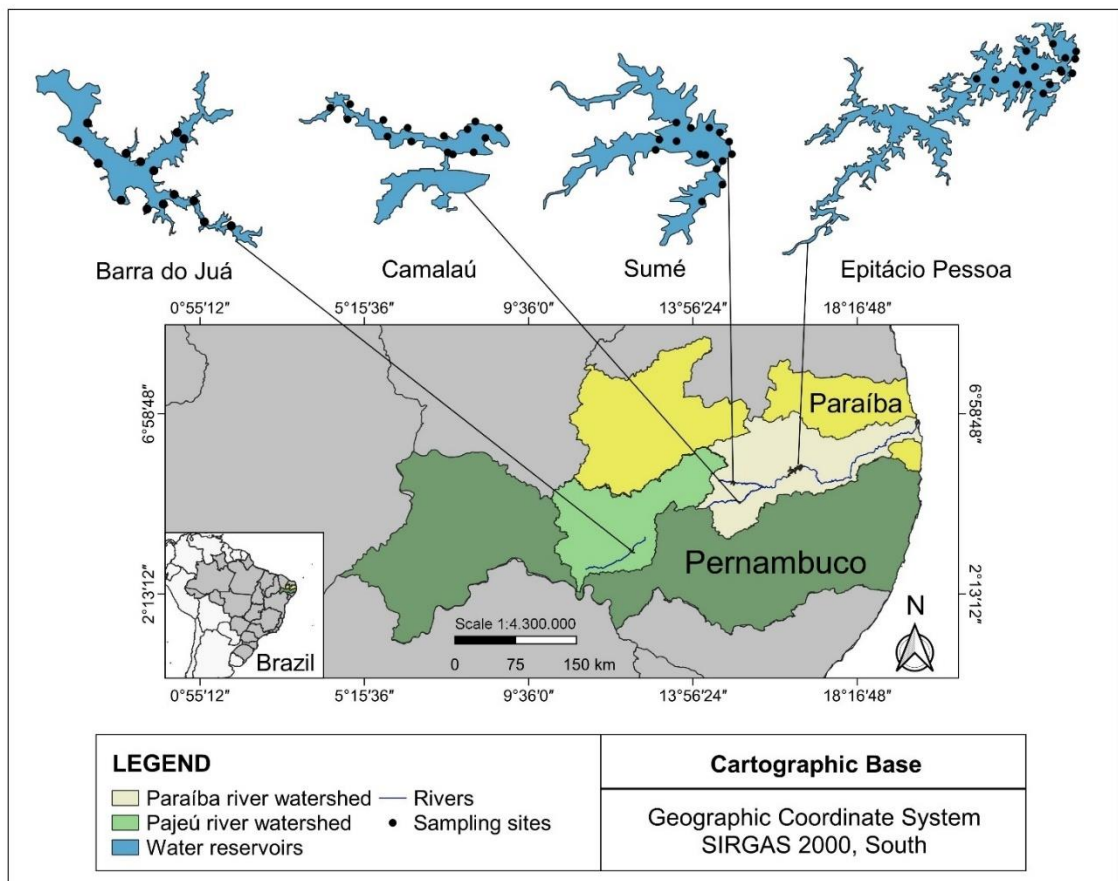


Figura 1. Distribuição dos locais de amostragem (pontos pretos) nos reservatórios de Barra do Juá, na bacia do rio Pajeú (Pernambuco), Camalaú, Sumé e Epitácio Pessoa, na bacia do rio Paraíba (Paraíba), região semiárida brasileira (Sousa et al., 2024 - submetido à publicação).

O rio Pajeú é a maior bacia hidrográfica do estado de Pernambuco, estado do Nordeste brasileiro. Com uma área de 16.685,63 km², abrange cerca de 17,3% do território estadual (Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC, 2023). Sua nascente está localizada no município de Brejinho, de onde percorre 353 km até desaguar no Rio São Francisco. A bacia do rio Pajeú é de grande importância para o desenvolvimento socioeconômico do estado, abrangendo 27 municípios (APAC, 2023). O Riacho do Navio é seu principal afluente e abriga o reservatório Barra do Juá, parte do sistema de transferência interbacias no Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF - Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional, 2022).

A bacia hidrográfica do rio Paraíba é a segunda maior do estado da Paraíba, com área de 20.071,83 km², área que equivale a 38% do território estadual (Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA, 2023). O Rio Paraíba e seus afluentes são de grande importância social e econômica para o estado, principalmente para as mesorregiões da Borborema, Agreste e Mata Paraibana, onde são drenados total ou parcialmente territórios de 85 municípios, área que abriga 52% de toda a população do estado da Paraíba (AESA, 2023). Essa bacia também engloba o PISF, com o reservatório de Camalaú, Poções e Epitácio Pessoa sendo sistemas receptores (MDR, 2024).

As duas bacias hidrográficas estão situadas em diferentes ecorregiões do semiárido brasileiro, mas ambas são classificadas como de clima BSh (semiárido quente; Köppen – Geiger, 1936), com temperatura média de 24,5°C e precipitação média anual inferior a 700 mm, concentrada em uma estação chuvosa de três meses (fevereiro-abril). Nestas bacias, a vegetação varia de arbórea a arbustiva, com predominância da formação vegetal do tipo caatinga hiperxerofítica (Alvares et al., 2013; Barbosa et al., 2012).

Amostragem de C. largillierti e outros macroinvertebrados

A coleta de espécimes de *C. largillierti* e outros organismos da comunidade de macroinvertebrados ocorreu utilizando uma draga Ekman-Birge (225cm²). As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e fixadas in situ com formaldeído a 10%. Em laboratório, as amostras foram lavadas em peneira (malha de 1 e 0,50 mm) e o material foi triado em bandejas iluminadas. Os indivíduos encontrados foram separados, contados, identificados e conservados com álcool 70%. A comunidade de macroinvertebrados foi identificada por meio de estereomicroscópio, consultando chaves de identificação especializadas (Mugnai et al., 2010; Simone, 2006; Trivinho and Strixino, 2011). Os táxons foram identificados ao nível taxonômico mais baixo, sempre que possível. Espécimes de moluscos foram identificados em

nível de espécie e gênero, enquanto espécimes da família Chironomidae (Diptera) foram identificados apenas em nível de gênero. Os espécimes de *C. largillierti* foram identificados e registrados no acervo do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil (MZUSP) (registro 160742).

Variáveis ambientais, habitat e paisagem

Em cada local de amostragem foram estimados temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (mS/cm) e oxigênio dissolvido (mg/L), utilizando multianalisador (Akrom Kr8405). A transparência da água foi avaliada pelo desaparecimento do disco de Secchi. Amostras de água (500ml) foram coletadas em subsuperfície e, posteriormente, conduzidas para análise de parâmetros químicos. Em laboratório, foi determinada a concentração de fósforo total (PT - µg/L), fosfato reativo solúvel (SRP - µg/L), nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN - µg/L), íon amônio (NH₃⁻ - µg/L), nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻), segundo *American Public Health Association* (2005). A concentração de clorofila-*a* foi determinada por extração em acetona 90% (Lorenzen, 1967).

Para as variáveis de habitat, alíquotas de sedimentos foram coletadas com draga Eckman-Birge em cada local de amostragem e utilizadas para estimar o teor de matéria orgânica e a composição granulométrica. A composição granulométrica seguiu o método de Suguio (1973), modificado por Callisto e Esteves (1996). As amostras de sedimento foram secas naturalmente e a análise granulométrica foi realizada por separação mecânica, peneirando as amostras por meio de uma coluna com cinco peneiras com diferentes tamanhos de malha. As partículas obtidas foram classificadas nas seguintes categorias: cascalho (> 1 mm), areia grossa (500-1000 µm), areia média (250-500 µm), areia fina (125-250 µm), silte (63- 125 µm) e lama (< 63 µm), seguindo descrição de Jovem-Azevêdo et al. (2019). A matéria orgânica foi determinada pelo método gravimétrico. Uma alíquota de 0,3 g, obtida a partir da amostra de sedimento de cada site, foi incinerada a 550 °C por 4 horas em forno mufla. Em seguida, as amostras foram pesadas e calculada a diferença entre o peso inicial e o peso final de incineração (% do peso seco livre de cinzas).

Por fim, para cada local de amostragem foi realizada a caracterização da paisagem, utilizando o protocolo de avaliação de habitats físicos (United States Environmental Protection Agency - US-EPA, 2012). Esse protocolo foi inicialmente desenvolvido para lagos, mas adaptado para reservatórios (Jovem-Azevêdo et al., 2019). Na margem de cada site, foram analisadas a presença e ausência de fatores associados a modificação antropogênica da paisagem (p.ex., presença de construções, plantações de gêneros alimentícios, espécies

vegetais exóticas, depósito de esgotos). Uma extensão de 100m em cada local de amostragem é analisado, incluindo: características no canal, da zona de inundação e da zona ripária. De acordo com os distúrbios protocolados a partir de observação *in situ*, foram criados dois grupos: urbanização (cercas, linha de transmissão, residência, área de lazer e estrada) e atividade agropecuária (agricultura, irrigação, áreas de pastagem, presença de animais de criação destinados ao comércio). Para cada item avaliado foi atribuída a pontuação 0 (em caso de característica ausente) e 1 (em caso de característica presente).

Análise de dados

Para analisar a variação nas condições ambientais e na abundância da comunidade de macroinvertebrados entre as bacias hidrográficas e reservatórios estudados, realizamos a Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA, 9999 permutações; Anderson et al., 2008). Os dados ambientais foram previamente analisados através de uma série de *draftsman plot's*. Variáveis altamente correlacionadas ($>0,75$) foram excluídas para análises posteriores (como: pH, condutividade, SRP, NO_2^- e Silte). Aquelas variáveis com distribuição distorcida foram transformadas em $\log(x+1)$. Os dados de habitat foram transformados em arco-seno. Todas as variáveis ambientais foram normalizadas. A abundância da comunidade nativa foi transformada em raiz quarta e aplicado o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. A abundância de *C. largillierti* foi analisada a partir da distância euclidiana (Anderson et al., 2008). As análises foram realizadas considerando dois fatores: bacias hidrográficas (dois níveis: PJRW e PBRW) e reservatórios (quatro níveis: Barra do Juá, Sumé, Camalaú e Eptácio Pessoa). Uma análise a posteriori foi realizada para testar as diferenças entre os reservatórios a partir das combinações pareadas. Todas essas análises foram realizadas no software PRIMER + PERMANOVA 6.

Para analisar os fatores hierárquicos, diretos e indiretos, sobre a abundância de *C. largillierti*, foram construídos Modelos de Equações Estruturais – SEM (Shipley, 2009). Para a construção dos modelos explicativos foram considerados os efeitos do uso da terra sobre a abundância de *C. largillierti*, tendo como mediadores variáveis abióticas (parâmetros físicos e químicos da água e do habitat). Parâmetros bióticos (aqui consideramos a abundância do molusco invasor *M. tuberculata* e riqueza da comunidade nativa) também foram adicionados ao modelo como variáveis de resposta. Os parâmetros incluídos no modelo SEM foram pré-selecionados por modelos lineares generalizados (GLM), após exclusão de variáveis multicolineares através do fator de inflação da variância ($\text{VIF} > 4$) (Legendre & Legendre, 2012). O método de seleção *stepwise forward* e o Critério de Informação de Akaike (AIC)

(Akaike, 1974; Anderson, 2008) foram utilizados para selecionar o modelo com melhor ajuste. Todos os dados foram transformados em $\log(x+1)$. Para verificar o bom ajuste dos modelos, considerou-se o erro quadrático médio de aproximação (RMSEA) igual ou menor que 0,06, e os índices de ajuste comparativo (CFI) e Tucker-Lewis (TLI) que devem apresentar valores iguais ou maiores superior a 0,96 (Hu e Bentler, 1999; Shipley, 2009). Essas análises foram realizadas no R versão 3.6.1 (R Core Team, 2017).

Resultados

Corbicula largillerti (Philippi, 1844)

No reservatório Barra do Juá (PJRW), foram encontrados 12 espécimes (Tabela 1). Neste reservatório, a distribuição de *C. largillerti* variou numericamente entre os locais amostrados, com três exemplares no local 1 (P1) e P10, dois exemplares em P2 e apenas um exemplar em P3, P5, P7 e P11. Nos demais locais de amostragem, a espécie do molusco não-nativo não foi registrada. Na PBRW, onde *C. largillerti* teve sua ocorrência relatada pela primeira vez em 2014 (Azevêdo et al., 2014), coletamos um total de 75 exemplares durante o período de estudo (Tabela 1). O reservatório Camalaú foi o ecossistema com o maior número de indivíduos ($n = 35$; 46,67%; média = $2,33 \pm 4,47$), seguido por Epitácio Pessoa ($n = 32$; 42,67%; média = $2 \pm 2,76$) e Sumé com a menor abundância ($n = 8$; 10,67%; média = $0,53 \pm 1,19$) entre os reservatórios integrantes da bacia hidrográfica do Rio Paraíba (Tabela 1). A análise PERMANOVA indicou que a abundância de *C. largillerti* não variou significativamente entre bacias hidrográficas (Pseudo- $F_{1,60} = 1,00$; $p = 0,35$) e entre reservatórios (Pseudo- $F_{3,60} = 1,56$; $p = 0,20$).

Comunidade de macroinvertebrados

Na comunidade de macroinvertebrados, encontramos 1.587 organismos na PJRW, classificados entre 28 táxons: 14 Diptera, 6 Mollusca (incluindo espécies não nativas), 3 Ephemeroptera, 3 Tricoptera, 1 Odonata e 1 Annelida (Tabela 1). Dentre os táxons, a ordem Diptera apresentou o maior número no total ($n = 708$; 44,61%; média = $3,39 \pm 16,95$), sendo o gênero *Tanytarsus* o mais representativo ($n = 421$; 26, 53%; média = $28,07 \pm 47,77$). A ordem Ephemeroptera foi a segunda mais abundante, sendo a família Ephemeridae a que apresentou maior número de indivíduos ($n = 433$; 27,28%; média = $28,87 \pm 46,01$).

A comunidade de macroinvertebrados na PBRW foi mais abundante e diversa, quando comparada a comunidade de PJRW. Em PBRW encontramos 2.853 indivíduos, distribuídos em 31 táxons (13 Diptera, 7 Mollusca (incluindo espécies não nativas), 3 Odonata, 2

Ephemeroptera, 2 Annelida, 1 Tricoptera, 1 Coleoptera, 1 Orthoptera e 1 Crustacea) (Tabela 1). Os moluscos representam o grupo com o maior número de indivíduos registrados ($n = 2.072$; 72,63%; média = $6,43 \pm 20,50$), seguidos pelos dípteros ($n = 567$; 19, 87%; média = $0,95 \pm 7,59$). O molusco invasor *M. tuberculata* ($n = 1.475$; 51,70%; média = $32,07 \pm 41,30$) foi a espécie mais representativa e em seguida o gênero *Aedokritus* (ordem Diptera) ($n = 436$; 15,28%; média = $9,48 \pm 25,41$). Nesta bacia, o reservatório Epitácio Pessoa foi o mais representativo em termos de abundância ($n = 1.543$; 54,08%; média = $0,87 \pm 5,96$), seguido por Sumé ($n = 905$; 31,72%; média = $1,95 \pm 10,32$) e Camalaú ($n = 405$; 14,20%; média = $0,87 \pm 5,96$).

A análise PERMANOVA revelou que as comunidades de macroinvertebrados diferem significativamente entre as bacias hidrográficas (Pseudo- $F_{1,58} = 14,95$; $p = 0,0001$) e entre os reservatórios (Pseudo- $F_{3,58} = 13,79$; $p = 0,0001$). Adicionalmente, o teste *post hoc* mostrou que todos os reservatórios são diferentes nas combinações aos pares ($p = 0,0001$, para todas as combinações testadas).

Taxa	Pajeú River watershed		Paraíba River Watershed	
	Barra do Juá	Camalaú	Epitácio Pessoa	Sumé
Annelida				
Hirudinea	*	*	13 (0,84%)	6 (0,66%)
Oligochaeta	243 (15,31%)	3 (0,74%)	81 (5,25%)	72 (7,96%)
Diptera				
Chironomidae				
<i>Ablablesmyia</i>	5 (0,32)	3 (0,74%)	*	*
<i>Aedokritus</i>	1 (0,06%)	2 (0,49%)	*	434 (47,96%)
<i>Asheum</i>	5 (0,32%)	*	*	1 (0,11%)
<i>Chironomus</i>	3 (0,19%)	*	*	*
<i>Coelatanypus</i>	4 (0,25%)	*	*	11 (1,22%)
<i>Dicrotentiipes</i>	2 (0,13%)	*	3 (0,19%)	*
<i>Fissimentum</i>	18 (1,13%)	*	*	11 (1,22%)
<i>Goeldichironomus</i>	25 (1,58%)	*	*	5 (0,55%)
<i>Lauterboniella</i>	*	2 (0,49%)	*	*
<i>Parachironomus</i>	1 (0,06%)	*	7 (0,45%)	*
<i>Polypedilum</i>	218 (13,74%)	*	*	22 (2,43%)
<i>Saetheria</i>	2 (0,13%)	*	*	*
<i>Tanytarsus</i>	421 (26,53%)	*	*	43 (4,75%)
<i>Thienemanniella</i>	*	*	*	6 (0,66%)
Ceratopogonidae	2 (0,13%)	2 (0,49%)	*	15 (1,66%)

	Ortocladinae	1 (0,06%)	*	*	*
Coleoptera					
	Dystiscidae	*	*	1 (0,06%)	*
Crustacea					
	Decapoda	*	*	1 (0,06%)	*
Ephemeroptera					
	Caenidae	61 (3,84%)	*	*	*
	<i>Caenis</i>	*	*	*	25 (2,76%)
	Ephemeridae	433 (27,28%)	*	*	1 (0,11%)
	Polymirtacyidae	3 (0,19%)	*	*	*
Mollusca					
	<i>Biomphalaria</i>	*	*	121 (7,84%)	*
	<i>Corbicula largillierii</i>	12 (0,76%)	35 (8,64%)	32 (2,07%)	8 (0,88%)
	<i>Littoridina manni</i>	39 (2,46%)	*	*	*
	<i>Melanoides tuberculata</i>	51 (3,21%)	354 (87,41%)	1021 (66,17%)	100 (11,05%)
	<i>Pomacea</i>	1 (0,06%)	1 (0,25%)	3 (0,19%)	1 (0,11%)
	<i>Stenophysa</i>	*	*	173 (11,21%)	*
	<i>Pisidiun</i>	1 (0,06%)	*	*	*
	<i>Uncancylus</i>	2 (0,13%)	*	*	*
	Bulimidae	*	*	55 (3,56%)	140 (15,47%)
	Planorbidae	*	3 (0,74%)	23 (1,49%)	2 (0,22%)
Odonata					
	Coenagrionidae	*	*	1 (0,06%)	*
	Gomphidae	7 (0,44%)	*		1 (0,11%)
	Libellulidae	*	*	4 (0,26%)	*
Orthoptera					
	Gryllotalpidae	*	*	3 (0,19%)	*
Tricoptera					
	Hydroptilidae	6 (0,38%)	*	*	*
	Leptoceridae	2 (0,13%)	*	*	*
	Neotrichia	*	*	1 (0,06%)	1 (0,11%)
	Polycentropodidae	18 (1,13%)	*	*	*

Tabela 1. Abundância e frequência de ocorrência (%) da comunidade de macroinvertebrados amostrada em reservatórios nas bacias hidrográficas do rio Pajeú e do rio Paraíba, semiárido brasileiro. Não registrado (*).

Descritores ambientais, habitat e paisagem

As águas do PBRW foram mais quentes (média = $27,31 \pm 1,30$ °C) e mais oxigenadas (média = $7,78 \pm 1,56$ O₂) (Tabela 2). Enquanto encontramos altas concentrações de PT (média = $76,78 \pm 28,18$ mg/L), DIN (média = $347,30 \pm 95,47$ mg/L), NH₃⁻ (média = $52,11 \pm 21,59$

mg/L) e NO_3^- (média = $288,29 \pm 93,00$ mg/L) na PJRW (Tabela 2). Maiores concentrações de clorofila-*a* ocorreram em reservatório de PBRW (média = $14,80 \pm 2,50$ mg/L). Nessa mesma bacia hidrográfica também foram encontrados os maiores valores de teor de matéria orgânica (média = $0,24 \pm 0,20$ g) (Tabela 2). A composição granulométrica foi semelhante em PBRW e PJRW. Os sedimentos finos (composto de silte/argila) caracterizaram os locais de amostragem em ambas as bacias hidrográficas (18,22%; média = $1,54 \pm 0,02$ - PBRW) (17,05%; média = $1,54 \pm 0,01$ - PJRW). Areia média (17,27%; média = $1,46 \pm 0,08$ - PBRW) (15,99%; média = $1,45 \pm 0,05$ - PJRW) foi a segunda classe de grãos mais representativa no sedimento.

No que se refere a paisagem, observamos que na PBRW há um maior nível de urbanização (média = 0,22) e de atividade agropecuária (média = 0,63), quando comparado ao PJRW (Tabela 2). Na PBRW, a urbanização mais extensa ocorre no reservatório Camalaú (média = 0,40). Já a área com maior nível de registros de atividades agropecuárias ocorreu no reservatório Epitácio Pessoa (média = 0,75). As condições ambientais analisadas variaram significativamente tanto entre bacias hidrográficas (Pseudo- $F_{1,60} = 15,66$; $p = 0,0001$) quanto entre reservatórios (Pseudo- $F_{3,60} = 8,38$; $p = 0,0001$). A combinação de pares entre os reservatórios indica que as diferenças também ocorrem para todas as combinações entre os reservatórios ($p < 0,05$).

Environmental Parameters	Pajeú River watershed		Paraíba River watershed	
	Min – Max	Mean – SD	Min – Max	Mean – SD
Water temperature	23,30 - 25,2	24,45 ± 0,52	24,59 - 31,25	27,31 ± 1,30
Dissolved Oxygen (OD - µg/L)	3,80 - 6,5	5,39 ± 0,74	3,50 - 13,10	7,78 ± 1,56
pH	3,19 - 3,46	3,29 ± 0,09	0,09 - 9,32	8,30 ± 1,47
Electrical conductivity (mS/cm)	127,5 - 131,7	128,80 ± 1,01	0,232 - 0,707	0,45 ± 0,17
Total Phosphorus (PT - µg/L)	25,33 - 113,67	76,78 ± 28,18	2,00 - 58,67	21,70 ± 18,68
Reactive soluble phosphate (SRP - µg/L)	13,00 - 53,00	38,24 ± 12,20	1,57 - 31,57	11,48 ± 10,78
Total nitrogen (DIN - µg/L)	91,31 - 447,25	347,30 ± 95,47	19,00 - 139,14	46,98 ± 24,10
Ammonium ion (NH_3^- - µg/L)	25,68 - 111,59	52,11 ± 21,59	11,59 - 49,32	26,63 ± 8,27
Nitrate (NO_3^- - mg/L)	59,71 - 384,00	288,29 ± 93,00	2,57 - 109,71	19,37 ± 20,17
Nitrite (NO_2^- - mg/L)	3,85 - 23,56	6,91 ± 4,69	0,03 - 2,38	0,98 ± 0,50
Clorofila- <i>a</i> (Clo- <i>a</i> - µg/L)	3,00 - 39,57	15,27 ± 10,94	7,80 - 21,1	14,80 ± 2,50
Organic matter (% P.S)	0,03 - 0,27	0,12 ± 0,07	0,03 - 0,93	0,24 ± 0,20
Gravel % (63-125 µm)	0,69 - 1,57	1,21 ± 0,27	0,47 - 1,57	1,31 ± 0,25
C sand % (500–1000 µm)	1,25 - 1,48	1,36 ± 0,07	0,99 - 1,57	1,29 ± 0,14

M sand % (250–500 μm)	1,34 - 1,53	1,45 \pm 0,05	1,36 - 1,57	1,45 \pm 0,06
F sand % (125–250 μm)	1,05 - 1,52	1,39 \pm 0,12	1,15 - 1,57	1,42 \pm 0,10
Silt % (63–125 μm)	1,28 - 1,56	1,44 \pm 0,08	1,26 - 1,57	1,46 \pm 0,08
Mud % (< 63 μm)	1,53 - 1,57	1,54 \pm 0,01	1,46 - 1,57	1,54 \pm 0,02
Urb	-	0,13 \pm 0,35	-	0,22 \pm 0,42
Far	-	0,40 \pm 0,51	-	0,63 \pm 0,49

Tabela 2. Valores (mínimo, máximo, média e desvio padrão) das variáveis ambientais (físicas e químicas) medidas em reservatórios nas bacias hidrográficas do rio Pajeú e do rio Paraíba.

Efeitos de parâmetros abióticos e bióticos na ocorrência de C. largillierti.

A análise de regressão múltipla selecionou sete variáveis para compor os modelos explicativos do SEM (Figura 3). O SEM indicou que nenhuma das variáveis abióticas incluídas no modelo teve efeitos diretos na abundância de *C. largillierti* (Figura 3). A condutividade (0,45) e o fósforo total (0,35) estão direta e positivamente correlacionados com a riqueza da comunidade nativa. Houve efeitos negativos diretos do teor de areia fina (-0,76) e fósforo total (-0,57), e efeitos diretos positivos da temperatura (0,59), condutividade (0,35) e riqueza nativa (0,4, sua covariável) sobre a abundância de *M. tuberculata*.

Ao contrário das variáveis abióticas, as variáveis bióticas analisadas no presente estudo têm influência direta sobre o bivalve não nativo. A riqueza da comunidade nativa (0,29), bem como, a abundância de *M. tuberculata* (0,28) aumentaram direta e positivamente a abundância de *C. largillierti* sendo estas covariáveis (Figura 3).

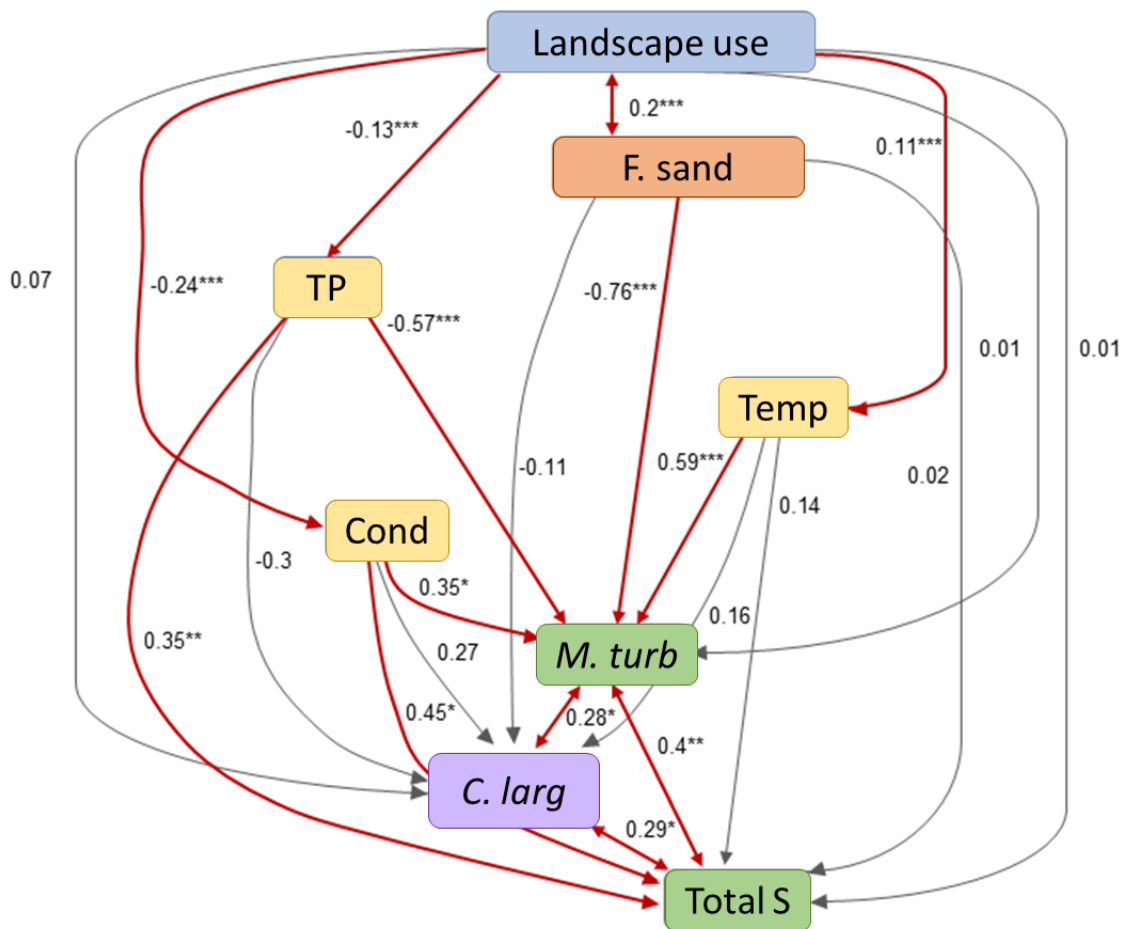


Figura 3. Modelagem de Equações Estruturais (SEM) e coeficientes de correlação dos efeitos diretos e indiretos das condições locais, analisadas por meio da paisagem, dos parâmetros biológicos, físicos e químicos da água, do habitat (Onde: F. sand = areia fina, TP = fósforo total, Temp = temperatura, Cond = Condutividade, M. turb = abundância de *M. tuberculata*, C. larg = abundância de *C. largillierti* e Total S = riqueza total da comunidade nativa) sobre a abundância de *C. largillierti* em reservatórios semiáridos nas bacias dos rios Pajeú e Paraíba. As linhas vermelhas expressam a significância entre as variáveis.

Discussão

O conjunto de dados reunido no presente estudo mostra *insights* importantes sobre o contexto das invasões. A distribuição de *C. largillierti* entre os ecossistemas estudados foi homogênea, padrão diferente daquele registrado para a comunidade nativa de macroinvertebrados e *M. tuberculata*. Os dados indicam que as variáveis bióticas variam de forma semelhante às mudanças nas condições locais. Ao contrário do que observamos para *C. largillierti*, em que sua abundância não varia significativamente em função das condições ambientais, o que corrobora com o que esperávamos. Este fato pode estar relacionado com a elevada plasticidade desta espécie invasora, o que lhe confere um conjunto de características

que lhe permitem persistir mesmo frente às flutuações das condições locais (Bodon et al., 2020; Hünicken et al., 2022; Paiva et al., 2018; Rodriguez et al., 2020). A estratégia de reprodução assexuada também potencializa o fator persistência, considerando que um único indivíduo pode estabelecer uma nova população, auxiliando no sucesso da invasão de corpos hídricos (Mansur et al., 2012; Ludwig et al., 2023).

Através da modelagem dos múltiplos fatores, encontramos que as variáveis abióticas não possuem relação direta significativa com a abundância de *C. largillierti*, resultado que reforça a ideia que para a espécie de molusco não-nativo, mesmo havendo flutuações nas condições abióticas locais, sua distribuição e adensamento é homogênea. Apesar desses resultados, temos que os fatores ambientais causam efeitos diretos significativos na riqueza da comunidade nativa e na abundância de *M. tuberculata*, variáveis que, por sua vez, estão direta e positivamente relacionadas à ocorrência de *C. largillierti*. Esses achados podem indicar que os parâmetros abióticos possuem influência indireta, sendo mediados por fatores bióticos. Isto mostra que no cenário de estabelecimento da espécie invasora, os fatores bióticos podem atuar mais fortemente para a facilitação no estabelecimento do que as condições ambientais locais. Relacionamos com o fato de que a presença de uma espécie em um determinado habitat ocorre porque as condições ambientais já selecionam um conjunto de características que permitem a sua persistência (Bogan et al., 2015; Giam et al., 2017; Jovem-Azevêdo et al., 2019), e que, nestes casos, as relações bióticas locais podem ser um fator de maior pressão seletiva sobre as flutuações populacionais (Linares et al., 2020, 2022; Medeiros et al., 2022).

O *SEM* também indicou que a riqueza da comunidade nativa e a abundância de *M. tuberculata* aumentaram diretamente a abundância de *C. largillierti*, sendo covariáveis, isto é, a abundância de *C. largillierti* também favoreceu diretamente o aumento dessas variáveis bióticas. Este resultado contrasta com as expectativas para a comunidade nativa, ao mesmo tempo que confirma a relação benéfica entre os moluscos invasores. A relação positiva mútua encontrada entre *C. largillierti* e a riqueza nativa levanta uma questão: como a maior abundância de espécies não nativas pode estar relacionada com uma maior riqueza nativa? Talvez a relação negativa entre estes parâmetros bióticos fosse mais esperada. Atribuímos esta relação ao fato de que as condições de impacto locais favorecem a chegada e a dominância de espécies igualmente tolerantes (Castro et al., 2016; Martins et al., 2015; Rosa and Dantas, 2020). Além disso, espécies de bivalves, como *C. largillierti*, capturam recursos presentes na coluna d'água (filtradores) e os disponibilizam para comunidades bentônicas, através das fezes ou “sobras” alimentares, constituindo uma importante fonte de alimento para organismos presentes no sedimento (Boltovskoy, 2017; Cataldo et al., 2012; Sardiña et al., 2011). Esta

rota alternativa abre uma nova oportunidade de nicho, resultando em novos caminhos energéticos e novas interações nas comunidades invadidas (Linares et al., 2017).

A relação interespecífica positiva entre as espécies invasoras, *C. largillierti* e *M. tuberculata* observada em nosso conjunto de dados, alerta para o risco de invasões subsequentes, uma vez que elas aumentam a taxa de estabelecimento de outras espécies igualmente semelhantes. *Melanoides tuberculata*, por sua vez, ocorre na maioria dos ecossistemas fluviais do território brasileiro, especialmente em reservatórios, onde apresenta elevada abundância (Miyahira et al., 2020; Silva et al., 2019). No caso de *C. largillierti*, o maior número de registro deste bivalve é observado na região sul, contudo, a espécie apresenta progressão na sua expansão nos corpos d'água semiárido (Sousa et al., 2024 – submetido à publicação). Estas espécies são reportadas por impactar negativamente a abundância e diversidade da comunidade nativa (Almeida et al., 2018; Jovem-Azevêdo et al., 2022; Latini et al., 2016), bem como por causar danos ao habitat invadido e à saúde humana e de outros animais (Jihad and Makawi, 2022; Rahayu and Sari, 2023). Deste modo, ambientes dominados por estes organismos invasores podem além de aumentar a taxa de estabelecimento de outras espécies invasoras, se tornar propensos a outras invasões e possivelmente resultar em um colapso ecossistêmico (Johnson; Olden; Zanden, 2008; Yang et al., 2023).

As espécies não nativas frequentemente apresentam um nicho fundamental amplo, entretanto exibem nichos diferenciados, indicando fatores diretos e indiretos distintos, como observado a partir de nossa modelagem. Jovem-Azevêdo et al., 2022, observaram que o largo adensamento de *M. tuberculata* está principalmente associado a temperatura e condutividade em reservatórios semiáridos, como também ocorreu no presente estudo. Enquanto a riqueza da comunidade nativa foi um fator com baixa explicabilidade para a distribuição da espécie. Padrão diferente do que ocorreu para *C. largillierti* em nosso estudo. A espécie-alvo aqui estudada não esteve relacionada diretamente a nenhuma variável abiótica diferenciando de outros estudos sobre a espécie (Paiva et al., 2018; Rodriguez et al., 2020; Trovante et al., 2023). Reconhecemos que há fatores chaves para a disseminação da espécie invasora, neste caso, os bióticos parecem ser determinantes.

Examinar a dinâmica e os fatores que determinam a abundância de espécies invasoras nos ecossistemas invadidos é fundamental, pois não só preenche lacunas na compreensão da ecologia desses organismos, mas também pode ser utilizado para fins de conservação, dada sua influência direta na biodiversidade nativa, no funcionamento e nos serviços ecossistêmicos (Burlakova et al., 2023; Linhares et al., 2022). Além disso, compreender e

modelar os padrões de flutuação da abundância de espécies invasoras é um passo essencial na formulação de sistemas de gestão adequados, uma vez que os fatores determinantes para a naturalização de cada espécie são distintos, como também pela dificuldade de controlar as espécies invasoras estabelecidas.

Conclusão

Através do modelo de múltiplos fatores utilizado neste estudo foi possível compreender a abundância de *C. largillierti*, integrando simultaneamente fatores bióticos e abióticos. Os dados mostram que os fatores ambientais não foram o fator crucial direto para o estabelecimento do bivalve invasor, o que provavelmente poderia estar associado à alta capacidade de plasticidade da espécie. Os parâmetros bióticos, por sua vez, apresentaram relação mútua direta e positiva com a abundância de *C. largillierti*. Esta relação implica um processo de facilitação biológica entre o bivalve invasor com a comunidade nativa e *M. tuberculata*. Assim, as relações biológicas são mais prevalentes quando comparadas às condições locais de ocorrência da espécie, pois atuam diretamente no estabelecimento da espécie invasora. No caso de *M. tuberculata*, tanto as condições ambientais como biológicas estiveram associadas à sua abundância do gastrópode invasor. Dessa forma, as espécies invasoras apresentam nichos diferenciados, indicando fatores diretos e indiretos distintos para sua abundância.

Estas informações fornecem *insights* importantes sobre o contexto das invasões e podem ser incorporadas em planos de manejo, servindo como ponto de partida para o desenvolvimento de estratégias de vigilância e controle de espécies invasoras, visando a conservação da fauna nativa e dos ecossistemas aquáticos. Além disso, são incentivados mais estudos de monitoramento e dinâmica de espécies invasoras, com foco especial em espécies-alvo, dada a distinção nos fatores determinantes para a disseminação de cada espécie. Dessa forma, além de ajudar a preencher lacunas sobre a ecologia e dinâmica desses organismos, amplia a possibilidade de antecipar o problema de novas invasões e possíveis danos de *C. largillierti* ou outras espécies invasoras nos ecossistemas aquáticos.

Declaração de financiamento

Esta pesquisa recebeu financiamento da FACEPE (número da bolsa APQ-0992-2.05/21) e da FAPESQ/PB (número da bolsa 3206/2021 e chamada FAPESQ/PELD No. 21/2020), possibilitando a compilação de conjuntos de dados dos rios Paraíba e Pajeú.

Contribuição dos autores

JHS: foi responsável pela coleta de dados, curadoria de dados, pesquisa bibliográfica, conceptualização, revisão e edição da escrita. MJF: conceptualização e revisão da escrita. BRSF: conceptualização e revisão da escrita. DJA: foi responsável pela captação de recursos, administração do projeto, recursos, coleta de dados, análise de dados, conceptualização e supervisão da revisão da escrita.

Declaração de Conflito de Interesses

Os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Agradecimentos

JHS agradece à CAPES pela concessão da bolsa de pós-graduação. DJA agradece o apoio da FACEPE (processo APQ-0992-2.05/21) e da FAPESQ/PB (processo 3206/2021), que possibilitaram a compilação de dados do rio Pajeú. Ao PELD Rio Paraíba Integrado (FAPESQ/PELD Chamada nº 21/2020) por compartilhar o banco de dados do Rio Paraíba. Ao IF Sertão Pernambucano, campus Floresta, pelo apoio na coleta. Ao Laboratório de Ecologia de Bentos - LEB e ao Laboratório de Ecologia Aquática - Leaq (UEPB) pelo suporte logístico no processamento de amostras biológicas e ambientais. Ao MZUSP por confirmar a identificação do espécime e incluí-lo em sua coleção.

Referências

Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC. Bacias Hidrográficas – Rio Pajeú. 2021. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/169-bacias-hidrograficas-rio-pajeu/202-bacia-do-rio-pajeu>. Acesso em: 22 de jun. 2023.

Agência Executiva de Gestão das Águas – AESA. Rio Paraíba. 2023. Disponível em: <https://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>. Acesso em: 22 de jun. 2022.

Akaike, H. A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723.

Almeida, A. P. R. S. et al. Effects of invasive species snails in continental aquatic bodies of Pernambuco semi-arid. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, p. e103, 5 abr. 2018.

American Public Health Association – APHA (2005). WEF-Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21.

Anderson, D. R. (2008). Model based inference in the life sciences: a primer on evidence (Vol. 31). New York: Springer.

Alvares, C. A. et al. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische zeitschrift*, 22(6), 711-728.

Azevêdo, E. L. et al. (2017). How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change?. *Environmental monitoring and assessment*, 189, 1-17.

Barbosa, J. E. D. L. et al. (2012). Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24, 103-118.

BELZ, C. E. et al. Analysis of four dispersion vectors in inland waters: the case of the invading bivalves in South America. *Journal of Shellfish Research*, v. 31, n. 3, p. 777-784, 2012.

Boltovskoy, D. et al. (2009). Significant ecosystem-wide effects of the swiftly spreading invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 636, 271-284.

Boltovskoy, D. (2017). Traits and impacts of invasive species: Myths and evidences from the perspective of introduced freshwater mussels. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 20(4), 334-343.

Burlakova, L. E. et al. (2023). Ecosystem services provided by the exotic bivalves *Dreissena polymorpha*, *D. rostriformis bugensis*, and *Limnoperna fortunei*. *Hydrobiologia*, 850(12-13), 2811-2854.

Burlakova, L. E. et al. (2012). Invasive mussels induce community changes by increasing habitat complexity. *Hydrobiologia*, 685, 121-134.

Carranza, A. et al. (2023). Socio-environmental impacts of non-native and transplanted aquatic mollusc species in South America: What do we really know?. *Hydrobiologia*, 850(5), 1001-1020.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. 1996. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita - lago Batata (Pará, Brasil). *Oecol. Bras.* 1(1):335-348.

Cortez, F. et al. (2022). Effects of prolonged drought on water quality after drying of a semiarid tropical reservoir, Brazil. *Limnologia*, 93, 125959.

Dickey, J. W. et al. (2023). More than we bargained for: Zebra mussels transported amongst European native freshwater snails. *NeoBiota*, 83, 1-10.

Guo, J. et al. (2023). A construção de barragens remodela a distribuição de poluentes sedimentares ao longo do rio Yangtze, regulando a composição dos sedimentos. *Poluição Ambiental*, 316, 120659.

Haponski, A. E., & Foighil, D. Ó. (2019). Phylogenomic analyses confirm a novel invasive North American *Corbicula* (Bivalvia: Cyrenidae) lineage. *PeerJ*, 7, e7484.

Hu, L. T., and Bentler, P. M. (1999). Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. *Structural equation modeling: a multidisciplinary journal*, 6(1), 1-55.

Hünicken, L. A. et al. (2022). Physiological and morphological assessments suggest opposite structural allocation strategies between closely related invasive clams. *Hydrobiologia*, 849(12), 2859-2875.

IPCC. 2015. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Ipcc. GianKasper PlattnerJovem-Azevêdo, D. et al. (2019). Dipteran assemblages as functional indicators of extreme droughts. *Journal of arid environments*, 164, 12-22.

Linares, M. S. et al. (2020). Why are they here? Local variables explain the distribution of invasive mollusk species in neotropical hydropower reservoirs. *Ecological Indicators*, 117, 106674.

Linares, M. S. et al. (2022). Anthropogenically physically changed habitats enable an easier propagation of invasive bivalve in neotropical headwater streams. *Biological Invasions*, 24(12), 3855-3863.

Linares, M. S. et al. (2017). Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 75, 279-285.

Lorenzen, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations 1. *Limnology and oceanography*, 12(2), 343-346.

Marengo, J. A. et al. (2017). Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 90, 1973-1985.

Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional – MDR. MDR libera águas. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/noticias/mdr-libera-aguas-do-reservatorio-do-muquem-para-a-barragem-do-jua-em-pernambuco>. Acesso em: 22 de jun. 2023.

Miyahira, I. C. et al. (2023). The introduction of *Physa acuta* (Gastropoda: Physidae) on Ilha Grande, Southeast Brazil, from initial stages to an established population. *Brazilian Journal of Biology*, 83, e243801.

Miyahira, I. C., Pereira, L. S., & dos Santos, L. N. (2020). Non-native freshwater molluscs in the Neotropics: what can be learned from Brazilian reservoirs?. *Aquatic Invasions*, 15(3).

Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos. Technical Books Editora.

PBMC. Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao Primeiro Relatório da Avaliação Nacional sobre Mudanças Climáticas. Rio de Janeiro, RJ: Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas.2014. Disponível em: http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/documentos/RAN1_completo_vol1.pdf. Acesso em: 08 nov. 2021.

Pereira, L. S. et al. (2018). Non-native species in reservoirs: how are we doing in Brazil?. *Hydrobiologia*, 817, 71-84.

Rahayu, W., and Sari, D. W. (2023). Health Risk Assessment Via the Consumption of Clam (*Corbicula largillierti*) Accumulated Heavy Metals (Pb) and Coliform Bacteria at Kapuas River, West Borneo. *Journal of Aquaculture & Fish Health*, 12(2).

Reid, A. J. et al. (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* 94, 849-873.

Ricciardi, A. (2001). Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes?. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(12), 2513-2525.

Rodriguez, F. A., Reyna, P. B., Maggioni, T., Giménez, D. R., & Torre, L. (2020). The role of temperature and oxygen availability on the distribution of *Corbicula largillierti*. *Invertebrate Biology*, 139(4), e12305.

Rosa, L. C. (2023). First record of the asian clam *Corbicula largillierti* (philippi, 1844) in the lower São Francisco river, Northeastern Brazil. *Environmental Smoke* 6(2):77-81.

Rosa, L. C. and Dantas, J. O. (2020). First record of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Cyrenidae) at Poxim-Açu River, northeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 32, e22.

Santos, A. I., & Calafate, L. (2018). Espécies invasoras. *Revista de Ciência Elementar*, 6(1).

Shipley, B. (2009). Confirmatory path analysis in a generalized multilevel context. *Ecology*, 90(2), 363-368.

Silva, E. L. et al. (2019). New records of the invasive mollusk *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Thiaridae) in the Brazilian Northeast. *Check List*, 15(3), 479-483.

Silva, E. L. D. et al. (2020). Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 20, e20190868.

Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, 1, 21-32.

Simone, L. R. L. *Land and Freshwater Molluscs of Brazil*. 1. ed. São Paulo: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP, 2006.

Sousa, R. et al. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia*, 735, 233-251.

Suguiu, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. Embrapa Solos / UEP-Recife (CNPS-UEPR), São Paulo, SP.

Tiemann, J. S. et al. (2017). First record of a putative novel invasive *Corbicula* lineage discovered in the Illinois River, Illinois, USA. *BioInvasions Record*, 6(2).

Trenberth, K. E. et al. (2014). Global warming and changes in drought. *Nature Climate Change*, 4(1), 17-22.

Trivinho, S.; Strixino, G. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros*. São Carlos, 2011.

United States Environmental Protection Agency. 2012. *National Lakes Assessment Field Operations Manual EPA 841-B-11-003*. U.S. Environmental Protection Agency Washington. DC.

Wang, L. et al. (2023). Influência do reservatório no ambiente das águas subterrâneas na área ecologicamente frágil, noroeste da China. *Jornal de Recursos Hídricos e Proteção*, 15 (6), 315-331.

Zenni, R. D. et al. (2021). The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota*, 67, 1.

Zhang, L. et al. (2015). Opportunities and challenges of interbasin water transfers: a literature review with bibliometric analysis. *Scientometrics*, 105, 279-294.

Zhang, X. et al. (2022). Revisão dos efeitos da construção de barragens nos ecossistemas do estuário do rio e nas áreas marinhas próximas. *Sustentabilidade*, 14 (10), 5974.

Zhao, Z. Y. et al. (2017). Transformation of water resource management: a case study of the South-to-North Water Diversion project. *Journal of cleaner production*, 163, 136-145.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Investigações sobre espécies invasoras são de particular interesse, pois podem fornecer pistas sobre a ecologia destas espécies e possíveis impactos no ambiente invadido. No caso de *C. largillierti*, o interesse é ainda maior, tendo em vista que não há registros de reversão de invasões da espécie, o que pode implicar em uma densidade crescente de populações estabelecidas e a possibilidade de dispersão para os corpos d'água.

O conjunto de dados obtidos a partir da execução desse trabalho permitiu compreender o potencial invasivo de *C. largillierti* em bacias hidrográficas no semiárido brasileiro e globalmente. Registramos pela primeira vez sua presença na bacia do Rio Pajeú (PJRW) e sua expansão da área de ocorrência na bacia do Rio Paraíba (PBRW) e no globo. Sugerimos, que a conexão entre as bacias hidrográficas, via Projeto de Integração com São Francisco (PISF/ Eixo Leste), a ausência de registro anterior da espécie na PJRW e a expansão na PBRW, tenha tido sua introdução facilitada pela conexão entre os ambientes. Além disso, a presença de *C. largillierti* no Rio São Francisco e ao longo do PISF (Eixo Norte) na PBRW, reforça a possibilidade de facilitação da espécie invasora pelo PISF, como também aumenta o alerta para sua contínua expansão na PBRW, o que pode também ocorrer na PJRW.

Em relação a sua expansão global, sugerimos que os fatores dispersivos e adaptativos de *C. largillierti* pode ter permitido a expansão de sua distribuição em 14 países, pertencentes a quatro continentes. Os dados também demonstram a ampla distribuição da espécie na América do Sul, principalmente no Brasil e na Argentina. Este alto número de ocorrências da espécie nos países sul-americanos pode ser atribuído à ligação territorial entre esses países, bem como às condições ambientais favoráveis que ambos proporcionam. Essas informações sugerem que a espécie invasora está bem adaptada e encontra condições favoráveis para a sua manutenção e possível expansão nos corpos hídricos desses países.

Através do conjunto de dados reunidos no presente trabalho de dissertação foi possível ainda determinar os efeitos hierárquicos diretos e indiretos dos fatores abióticos (parâmetros físicos e químicos da água e habitat) e bióticos (abundância do molusco invasor não nativo *M. tuberculata* e a riqueza da comunidade nativa de macroinvertebrados) para a distribuição e adensamento do bivalve não nativo em bacias hidrográficas semiáridas. Os fatores bióticos tiveram um efeito direto e positivo na abundância do bivalve invasor. Isso sugere que, no processo de estabelecimento da espécie invasora, os fatores bióticos podem desempenhar um papel mais relevante na facilitação do que as condições abióticas locais. Um resultado importante levantado no presente estudo é a contribuição positiva e direta de *M. tuberculata* para o adensamento de *C. largillierti*. Este resultado indica duas questões principais: i) os

fatores que influenciam significativamente o estabelecimento e distribuição de espécies de moluscos não nativos são diferenciados, e isto pode estar diretamente relacionado ao nicho das espécies. O gastrópode invasor *M. tuberculata* mostra ter seu adensamento determinado pela maior influência das condições abióticas locais (estudos prévios indicam esse padrão, o que também foi reforçado a partir da nossa modelagem), diferente de *C. largillierti* que as relações bióticas são mais importantes; ii) planos de gestão e manejo de ecossistemas com espécies exóticas e com potencial de invasão, mesmo pertencendo ao mesmo grupo (como os moluscos aqui considerados), devem ter estratégias de contenção a expansão focadas nos fatores que limitam as espécies em questão.

As informações aqui apresentadas fornecem *insights* valiosos sobre os processos de invasão e suas consequências para os ecossistemas aquáticos. A incorporação desses dados em planos de manejo, pode permitir o desenvolvimento estratégias mais eficazes de vigilância e controle de espécies invasoras. Além disso, pode contribuir para a conservação da biodiversidade nativa e ecossistemas dulcícolas, os quais são elementos cruciais na provisão de bens e serviços ecossistêmicos fundamentais para a manutenção da diversidade biológica e do bem-estar das populações humanas, especialmente no semiárido.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Reservatórios do Semiárido Brasileiro: Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação: Relatório Síntese**. 1. ed. Brasília: ANA, 2017. 88 p.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **SAR - Sistema de Acompanhamento de Reservatórios**. Nordeste e Semiárido. 2022. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/sar/nordeste-e-semiarido>. Acesso em: 17 abr. 2022.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. 1. ed. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.
- AVILA, C. et al. Would Antarctic Marine Benthos Survive Alien Species Invasions? What Chemical Ecology May Tell Us. **Marine Drugs**, v. 20, n. 9, p. 543, set. 2022.
- AZEVÊDO, E. L. *et al.* How do people gain access to water resources in the Brazilian semiarid (Caatinga) in times of climate change?. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 189, n. 8, p. 1-17, ago. 2017.
- BARBOSA, J. E. L. *et al.* Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 24, n. 1, p. 103-118, mar. 2012.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, San Mateo, v.8, n.1, p. 255-283, nov. 1977.
- BOGAN, M. T. et al. Invertebrate assemblages of pools in arid-land streams have high functional redundancy and are resistant to severe drying. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 3, p. 491–501, 2014.
- BOGAN, M. T. et al. Aquatic invertebrate communities exhibit both resistance and resilience to seasonal drying in an intermittent coastal stream. **Hydrobiologia**, v. 799, p. 123–133, 2017.
- CAMARGO, P. R. DA S. et al. Estado atual de conhecimento das principais características dos Moluscos / Current state of knowledge of the main characteristics of mollusks. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 4, p. 40950–40963, 20 abr. 2021.
- CARTER, J. L.; RESH, V. H.; HANNAFORD, M. J. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. Em: **Methods in stream ecology**. [s.l.] Elsevier, 2017. p. 293–318.
- CASTRO, D. M. P. et al. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS One**, v. 11, n. 3, p. e0150527, 2016.
- CORTEZ, F. *et al.* Effects of prolonged drought on water quality after drying of a semiarid tropical reservoir, Brazil. **Limnologia**, Amsterdã, v. 93, n. 2, p. 125951-125959, mar. 2022.
- COSTELLO, M. J.; MAY, R. M.; STORK, N. E. Can we name Earth's species before they go extinct? **science**, v. 339, n. 6118, p. 413–416, 2013.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS - DNOCS. **Nossas Histórias**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/dnocs/pt-br/assuntos/noticias/nossas-historias>. Acesso em: 17 abr. 2022.

ESTEVES, F. A. Gênese dos Ecossistemas Lacustres. *In*: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 83-107.

ESTEVES, F. A.; LEAL, J. J. F.; CALLISTO, M. Comunidade Bentônica. *In*: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 581-608.

FERNANDEZ, M. A. et al. Snail transmitters of schistosomiasis and other mollusks of medical and economic importance at the Simplício Queda Única Hydroelectric Plant, Southeast Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 51, p. 689–694, 2018.

GAGIC, V. et al. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, p. 20142620, 22 fev. 2015.

GIAM, X. et al. Hydrology drives seasonal variation in dryland stream macroinvertebrate communities. **Aquatic Sciences**, v. 79, p. 705–717, 2017.

GUSMAO, J. B. et al. Functional diversity of macrobenthic assemblages decreases in response to sewage discharges. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 65–75, 1 jul. 2016.

HAYASHI, C.; SARDINHA, D. DE S.; PAMPLIN, P. A. Z. **Ciências ambientais: recursos hídricos**. 1. ed. Ribeirão Preto: Câmara Brasileira do Livro, 2020.

HAVEL, J. E. LEE, C. E.; ZANDEN, M. J. V. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes?. *BioScience*, Herndon, v. 55, n. 6, p. 518-528, jun. 2005.

HICKMAN, C. P.; ROBERTS, L. S.; KEEN, S. L. **Princípios integrados de zoologia**. [s.l.] Grupo Gen-Guanabara Koogan, 2016.

HUANG, J.; GERGEL, S. E. Effectiveness of landscape indicators for explaining the variability of benthic macro-invertebrates in urban streams. **Journal of Environmental Management**, v. 342, p. 118130, 15 set. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Panorama**. 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>. Acesso em: 25 jun. 2022.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO - INSA. **O Semiárido Brasileiro**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/insa/semiario-brasileiro>. Acesso em: 18 fev. 2022.

JANBERG, N. **International database and gallery of structures**. Version 5.1. 2005. Disponível em: <http://en.structurae.de/>. Acesso em: 17 abr. 2022.

JEPPESSEN, E. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, p. 201–227, 2015.

- JOVEM-AZEVÊDO, D. et al. Modelling the abundance of a non-native mollusk in tropical semi-arid reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 849, n. 3, p. 625–639, 1 fev. 2022.
- LAURANCE, W. F. The race to name Earth's species. **Science**, v. 339, n. 6125, p. 1275–1275, 2013.
- MANSUR, M. C. D. **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção, controle**. 1. ed. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. 412 p.
- MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil - past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, Londres, v. 129, n. 3-4, p. 1189-1200, jun. 2016.
- MARTINS, I. et al. Ecological assessment of a southeastern Brazil reservoir. **Biota Neotropica**, v. 15, p. e20140061, 13 fev. 2015.
- MATHERS, K. L. et al. Structural and functional responses of macroinvertebrate assemblages to long-term flow variability at perennial and nonperennial sites. **Ecohydrology**, v. 12, n. 6, p. e2112, 2019.
- MEDEIROS, C. R. et al. Spatial scale drives diversity patterns of benthic macroinvertebrate communities in tropical estuaries. **Limnology and Oceanography**, v. 66, n. 3, p. 727–739, 2021.
- MELO, D. B. et al. Extreme drought scenario shapes different patterns of Chironomid coexistence in reservoirs in a semi-arid region. **Science of The Total Environment**, v. 821, p. 153053, 15 maio 2022.
- MENEZES, S.; BAIRD, D. J.; SOARES, A. M. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 711–719, 2010.
- MOLOZZI, J. et al. Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 8, p. 6591–6606, 1 ago. 2013.
- MORA, C. et al. How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? **PLOS Biology**, v. 9, n. 8, p. e1001127, 23 ago. 2011.
- MORITZ, C. et al. Disentangling the role of connectivity, environmental filtering, and spatial structure on metacommunity dynamics. **Oikos**, v. 122, n. 10, p. 1401–1410, 2013.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos**. [s.l.] Technical Books Editora, 2010.
- PAIVA, M. P. **Grandes represas do Brasil**. 1. ed. Brasília: Terra Editorial. 1982. 302 p.
- PARKHAEV, P. Y. Origin and the early evolution of the phylum Mollusca. **Paleontological Journal**, v. 51, p. 663–686, 2017.

- PETERSEN, H. C. et al. Species and genetic diversity relationships in benthic macroinvertebrate communities along a salinity gradient. **BMC Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 125, 2 nov. 2022.
- PETTS, G. E. Impounded rivers: perspectives for ecological management. In: Wiley, J. (Eds.). **Environmental Conservation**. 1th. Chichester: Wiley-Interscience, 1984. 326p.
- PIAZZA, V. et al. Reductions in body size of benthic macroinvertebrates as a precursor of the early Toarcian (Early Jurassic) extinction event in the Lusitanian Basin, Portugal. **Paleobiology**, v. 45, n. 2, p. 296–316, maio 2019.
- PITACCO, V. et al. Spatial patterns of macrobenthic alpha and beta diversity at different scales in Italian transitional waters (central Mediterranean). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 222, p. 126–138, 2019.
- SAULINO, H. H.; LEITE-ROSSI, L. A.; TRIVINHO-STRIXINO, S. The effect of small reservoirs on chironomid diversity and trait composition in Savanna streams: evidence for Serial Discontinuity Concept. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 109–119, 1 jun. 2017.
- SCHEINER, S. M.; WILLIG, M. R. **The theory of ecology**. [s.l.] University of Chicago Press, 2011.
- SCHRIEVER, T. A. et al. Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 399–409, 2015.
- SERRA, S. R. Q. et al. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 282–292, 1 fev. 2016.
- SERRA, S. R. Q. et al. Chironomidae traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 7, p. 326, jul. 2017.
- SHELL, T. M.; COLLIER, K. J. Partitioning of macroinvertebrate communities in a large New Zealand river highlights the role of multiple shore-zone habitat types. **River Research and Applications**, v. 34, n. 8, p. 993–1002, 2018.
- SILVA, E. L. *et al.* Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 20, n. 1, p. 1-8, jan. 2020.
- SILVA, E. L. *et al.* New records of the invasive mollusk *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Thiaridae) in the Brazilian Northeast. **Check List**. Sofia, v.15, n. 3, p. 479-483, jun. 2019.
- SILVA, S. A. M. et al. Microplastics altered cellular responses, physiology, behaviour, and regeneration of planarians feeding on contaminated prey. **Science of The Total Environment**, v. 875, p. 162556, 1 jun. 2023.
- SYLVIA, E. H.; JENKINS, K. M.; KINGSFORD, R. T. Diverse invertebrate fauna using dry sediment as a refuge in semi-arid and temperate Australian rivers. **Hydrobiologia**, v. 806, n. 1, p. 95–109, 1 jan. 2018.

TOLONEN, K. T. et al. Environmental filtering and spatial effects on metacommunity organisation differ among littoral macroinvertebrate groups deconstructed by biological traits. **Aquatic Ecology**, v. 52, n. 1, p. 119–131, 1 mar. 2018.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience of South America and Brazilian cases studies. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 500, n. 1, p. 231-242, jun. 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1133-1135, nov. 2008.

TUNDISI, J.G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22 n.63, p.7-16, jul. 2008.

WEERAKOON, S. N.; CHANDRASEKARA, W. U.; AMARASINGHE, U. S. Diversity and distribution of freshwater molluscan fauna in reservoirs and headwater streams of the Kala Oya river basin in Sri Lanka. v. 26, n. 2, p. 67, 15 set. 2021.

WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD). **Dams and development: a new framework for decision-making**. The report of the World Commission on Dams. 1th. London: Earthscan Publishing, 2000. 404 p.

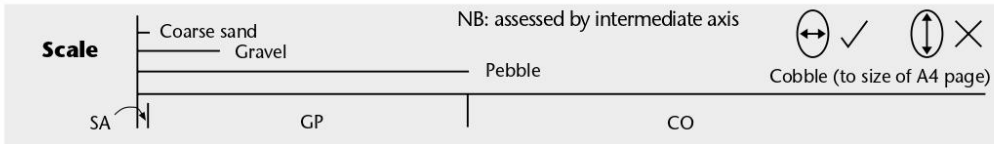
WU, A. et al. Responses of species abundance distribution patterns to spatial scaling in subtropical secondary forests. **Ecology and Evolution**, v. 9, n. 9, p. 5338–5347, 2019.

YUN, X. et al. Bioaccumulation of per- and polyfluoroalkyl substances by freshwater benthic macroinvertebrates: Impact of species and sediment organic carbon content. **Science of The Total Environment**, v. 866, p. 161208, 25 mar. 2023.

APÊNDICE A – PROTOCOLO PARA AVALIAÇÃO DE HÁBITATS FÍSICOS

RIVER HABITAT SURVEY 2003 VERSION: SITE HEALTH AND SAFETY ASSESSMENT			
Site Number ¹ :	Site Ref:	River Name:	Date:
Grid References/Co-ordinates:	Spot 1 ² :	Mid-site:	End of site ² :
Surveyor Name:		Accredited Surveyor Code:	
<small>¹ Leave blank if new site.</small>		<small>² Optional</small>	
Weather Conditions:			
Flow Conditions:			
Site details: (enter comments or circle if applicable and give details)			Risk Level (Low/Mod/High)
Access and Parking: (entry & exit)			
Conditions: comment on ground stability, footing, exposure/remoteness			
Obstacles/Hazards: fencing, stiles, dense vegetation, steep bank			
Occupied/Unoccupied: people, livestock, animals			
Activities/Land-use: agriculture, woodland, residential, industrial, construction, recreational			
Risk if lone-working			
IF THERE ARE ANY HIGH RISKS OR MORE THAN THREE MODERATE RISKS DO NOT CONTINUE WITH THE SURVEY.			
Weil's Disease (<i>Leptospirosis</i>)			
<u>Instructions to card holders</u>			
<ol style="list-style-type: none"> 1. As infection may enter through breaks in the skin, ensure that any cut, scratch or abrasion is thoroughly cleansed and covered with a waterproof plaster. 2. Avoid rubbing your eyes, nose and mouth during work. 3. Clean protective clothing, footwear and equipment etc. after use 4. After work, and particularly before taking food or drink, wash hands thoroughly. 5. Report all accidents and/or injuries, however slight. 6. Keep your card with you at all times. 			
Lyme Disease			
<ol style="list-style-type: none"> 1. Dress appropriately with skin covered up. 2. Regularly inspect for ticks when in the field. 3. Check for, and remove, any ticks as soon as possible after leaving the site. 4. Seek medical attention if bitten by a tick. 			

RIVER HABITAT SURVEY 2003 VERSION: SPOT-CHECK KEY Page 1 of 2			
PHYSICAL ATTRIBUTES (SECTION E)			
BANKS		CHANNEL	
<p>Predominant bank material</p> <p>NV = not visible</p> <p>BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GS = gravel/sand EA = earth (crumbly) PE = peat CL = sticky clay</p> <p>CC = concrete SP = sheet piling WP = wood piling GA = gabion BR = brick/laid stone RR = rip-rap TD = tipped debris FA = fabric BI = bio-engineering materials</p>	<p>Bank modifications</p> <p>NK = not known NO = none</p> <p>RS = resectioned (reprofiled) RI = reinforced PC = poached PC(B) = poached (bare) BM = artificial berm EM = embanked</p> <p>Marginal and bank features</p> <p>NV = not visible (e.g. far bank) NO = none</p> <p>EC = eroding cliff (EC if sandy substrate) SC = stable cliff (SC if sandy substrate)</p> <p>PB = unvegetated point bar VP = vegetated point bar</p> <p>SB = unvegetated side bar VS = vegetated side bar</p> <p>NB = natural berm</p>	<p>Predominant substrate</p> <p>NV = not visible</p> <p>BE = bedrock BO = boulder CO = cobble GP = gravel/pebble GP = gravel/pebble (C or P if predominant) SA = sand SI = silt CL = clay PE = peat EA = earth AR = artificial</p> <p>Predominant flow-type</p> <p>NV = not visible FF = free fall CH = chute BW = broken standing waves (white water) UW = unbroken standing waves CF = chaotic flow RP = rippled UP = upwelling SM = smooth NP = no perceptible flow DR = no flow (dry)</p>	<p>Channel modifications</p> <p>NK = not known NO = none</p> <p>CV = culverted RS = resectioned RI = reinforced DA = dam/weir/sluice FO = ford (man-made)</p> <p>Channel features</p> <p>NV = not visible NO = none</p> <p>EB = exposed bedrock RO = exposed boulders VR = vegetated rock MB = unvegetated mid-channel bar VB = vegetated mid-channel bar MI = mature island TR = Trash (urban debris)</p>
<p>FLOW-TYPES</p> <p>FF: Free fall</p> <p>CH: Chute</p> <p>BW: Broken standing waves</p> <p>UW: Unbroken standing waves</p> <p>CF: Chaotic flow</p> <p>RP: Rippled</p> <p>UP: Upwelling</p> <p>SM: Smooth</p> <p>NP: No perceptible flow</p> <p>DR: No flow (dry)</p>		<p>DESCRIPTION</p> <p>clearly separates from back-wall of vertical feature ~ associated with waterfalls</p> <p>low curving fall in contact with substrate ~ often associated with cascades</p> <p>white-water tumbling waves must be present ~ mostly associated with rapids</p> <p>upstream facing wavelets which are not broken ~ mostly associated with riffles</p> <p>a chaotic mixture of three or more of the four fast flow-types with no predominant one obvious</p> <p>no waves, but general flow direction is downstream with disturbed rippled surface ~ mostly associated with runs</p> <p>heaving water as upwellings break the surface ~ associated with boils.</p> <p>perceptible downstream movement is smooth (no eddies) ~ mostly associated with glides</p> <p>no net downstream flow ~ associated with pools, ponded reaches and marginal deadwater</p> <p>dry river bed</p>	



RIVER HABITAT SURVEY: SPOT-CHECK KEY Page 2 of 2

LEFT **Banks are determined by looking downstream** **RIGHT**

- CHANNEL MODIFICATION INDICATORS**
 One or more of the following may be indicative of resectioning:
- | | |
|--|---|
| 1. Uniform bank profile | 4. Uniform/low energy flow-types |
| 2. Straightened planform | 5. No trees/uniformly-aged trees along bank |
| 3. Bankfull width/bankfull height ratio <4:1 | 6. Intensive/urban land-use |

LAND-USE WITHIN 5m OF BANKTOP (SECTION F) & 50m (SECTION H)

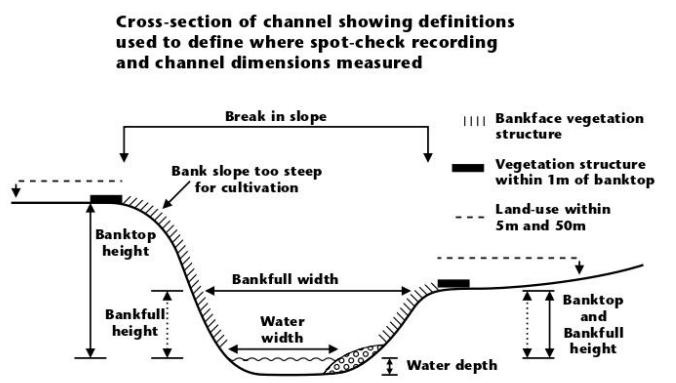
- | | | |
|---|---|---|
| BL = Broadleaf/mixed woodland (semi-natural)
BP = Broadleaf/mixed plantation
CW = Coniferous woodland (semi-natural)
CP = Coniferous plantation
SH = Scrub & shrubs
OR = Orchard
WL = Wetland (e.g. bog, marsh, fen)
MH = Moorland/heath | AW = Artificial open water
OW = Natural open water
RP = Rough unimproved grassland/pasture
IG = Improved/semi-improved grassland
TH = Tall herb/rank vegetation
RD = Rock, scree or sand dunes
SU = Suburban/urban development | TL = Tilled land
IL = Irrigated land
PG = Parkland or gardens
NV = Not visible |
|---|---|---|

BANKTOP AND BANKFACE VEGETATION STRUCTURE To be assessed within a 10m wide transect (SECTION F)

bare	B	bare earth/rock etc.	vegetation types
uniform 	U	predominantly one type (no scrub or trees)	bryophytes short/creeping herbs or grasses
simple 	S	two or three vegetation types	tall herbs/grasses scrub or shrubs
complex 	C	four or more types	saplings and trees

Channel dimensions guidance (Section L)

- Select location on uniform section.
- If riffle is present, measure there. If not, measure at straightest and shallowest point.
- **Banktop** = first major break in slope above which cultivation or development is possible.
- **Bankfull** = point where river first spills on to floodplain.



<p>ENVIRONMENT AGENCY</p>	EMERGENCY HOTLINE 0800 80 70 60
24 hour free emergency telephone line for reporting all environmental incidents relating to air, land and water.	

RIVER HABITAT SURVEY 2003 Version				Page 1 of 4				
A FIELD SURVEY DETAILS								
Site Number: <input type="text" value="leave blank if new site"/> Site Reference: Spot-check 1 Grid Ref: Spot-check 6 Grid Ref: End of site Grid Ref: Reach Reference: River name: Date / /20 Time: Surveyor name: Accredited Surveyor code:	Is the site part of a river or an artificial channel? River <input type="checkbox"/> Artificial <input type="checkbox"/> Are adverse conditions affecting survey? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/> If yes, state Is bed of river visible? barely or not <input type="checkbox"/> partially <input type="checkbox"/> ±entirely <input type="checkbox"/> Is health and safety assessment form attached? Yes <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Number of photographs taken: <input type="text"/> Photo references: Site surveyed from: left bank <input type="checkbox"/> right bank <input type="checkbox"/> channel <input type="checkbox"/>							
<input type="checkbox"/> When options shown with 'shadow boxes', tick one box only								
LEFT banks determined by facing downstream RIGHT								
B PREDOMINANT VALLEY FORM (within the horizon limit) (tick one box only)								
(tick one box only)								
<input type="checkbox"/> shallow vee	<input type="checkbox"/> deep vee	<input type="checkbox"/> gorge	<input type="checkbox"/> concave/bowl	<input type="checkbox"/> asymmetrical valley	<input type="checkbox"/> U-shape valley	<input type="checkbox"/> no obvious valley sides		
Distinct flat valley bottom? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/>				Natural terraces? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/>				
C NUMBER OF RIFFLES, POOLS AND POINT BARS (enter total number in boxes)								
Riffle(s) <input type="text"/>	Unvegetated point bar(s) <input type="text"/>							
Pool(s) <input type="text"/>	Vegetated point bar(s) <input type="text"/>							
D ARTIFICIAL FEATURES (indicate total number of occurrences of each category within the 500m site)								
If none, tick box <input type="checkbox"/>		Major	Intermediate	Minor		Major	Intermediate	Minor
	Weirs/sluices				Outfalls/intakes			
	Culverts				Fords			
	Bridges				Deflectors/groynes/croys			
	Other - state							
		Is channel obviously realigned?		No <input type="checkbox"/>	Yes, <33% of site <input type="checkbox"/>	≥33% of site		<input type="checkbox"/>
		Is channel obviously over-deepened?		No <input type="checkbox"/>	Yes, <33% of site <input type="checkbox"/>	≥33% of site		<input type="checkbox"/>
		Is water impounded by weir/dam?		No <input type="checkbox"/>	Yes, <33% of site <input type="checkbox"/>	≥33% of site		<input type="checkbox"/>

SITE REF.	RIVER HABITAT SURVEY: TEN SPOT-CHECKS										Page 2 of 4
Spot-check 1 is at: upstream end <input type="checkbox"/>	downstream end <input type="checkbox"/>	of site (tick one box)									
E PHYSICAL ATTRIBUTES (to be assessed across channel within 1m wide transect)											
When boxes 'bordered', only one entry allowed	1 GPS	2	3	4	5	6 GPS	7	8	9	10	GPS
LEFT BANK	Ring EC or SC if composed of sandy substrate										
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, FE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI											
Bank modification(s) NK, NO, RS, RI, PC(B), BM, EM											
Marginal & bank feature(s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB											
CHANNEL	GP- ring either G or P if predominant										
Channel substrate NV, BE, BO, CO, GP, SA, S1, CL, PE, EA, AR											
Flow-type NV, FF, CH, BW, UW, CF, RP, UP, SM, NP, DR											
Channel modification(s) NK, NO, CV, RS, RI, DA, FO											
Channel feature(s) NV, NO, EB, RO, VR, MB, VB, MI, TR											
For braided rivers only: number of sub-channels											
RIGHT BANK	Ring EC or SC if composed of sandy substrate										
Material NV, BE, BO, CO, GS, EA, FE, CL, CC, SP, WP, GA, BR, RR, TD, FA, BI											
Bank modification(s) NK, NO, RS, RI, PC(B), BM, EM											
Marginal & bank feature(s) NV, NO, EC, SC, PB, VP, SB, VS, NB											
F BANKTOP LAND-USE AND VEGETATION STRUCTURE (to be assessed over a 10m wide transect)											
Land-use: choose one from BL, BP, CW, CP, SH, OR, WL, MH, AW, OW, RP, IG, TH, RD, SU, TL, IL, PG, NV											
LAND-USE WITHIN 5m OF LEFT BANKTOP											
LEFT BANKTOP (structure within 1m) B/U/S/C/NV											
LEFT BANK-FACE (structure) B/U/S/C/NV											
RIGHT BANK-FACE (structure) B/U/S/C/NV											
RIGHT BANKTOP (structure within 1m) B/U/S/C/NV											
LAND-USE WITHIN 5m OF RIGHT BANKTOP											
G CHANNEL VEGETATION TYPES (to be assessed over a 10m wide transect: use E (> 33% area), ✓(present) or NV (not visible))											
None (✓) or Not Visible (NV)											
Liverworts/mosses/lichens											
Emergent broad-leaved herbs											
Emergent reeds/sedges/rushes/grasses/horsetails											
Floating-leaved (rooted)											
Free-floating											
Amphibious											
Submerged broad-leaved											
Submerged linear-leaved											
Submerged fine-leaved											
Filamentous algae											
Use end column for overall assessment over 500m, including types not occurring in spot-checks (use ✓, E or NV) ————— ↑											

↑ Enter channel substrate(s) not occurring as predominant in spot-checks but present in >1% of whole site.

SITE REF.	RIVER HABITAT SURVEY : 500m SWEEP-UP				Page 3 of 4		
H LAND-USE WITHIN 50m OF BANKTOP Use ✓ (present) or E (≥ 33% banklength)							
	L	R		L	R		
Broadleaf/mixed woodland (semi-natural) (BL)			Natural open water (OW)				
Broadleaf/mixed plantation (BP)			Rough/unimproved grassland/pasture (RP)				
Coniferous woodland (semi-natural) (CW)			Improved/semi-improved grassland (IG)				
Coniferous plantation (CP)			Tall herb/rank vegetation (TH)				
Scrub & shrubs (SH)			Rock, scree or sand dunes (RD)				
Orchard (OR)			Suburban/urban development (SU)				
Wetland (e.g. bog, marsh, fen) (WL)			Tilled land (TL)				
Moorland/heath (MH)			Irrigated land (IL)				
Artificial open water (AW)			Parkland or gardens (PG)				
			Not visible (NV)				
I BANK PROFILES Use ✓ (present) or E (≥ 33% banklength)							
Natural/unmodified			Artificial/modified				
Vertical/undercut	L	R	Resectioned (reprofiled)	L	R		
Vertical with toe			Reinforced - whole				
Steep (>45°)			Reinforced - top only				
Gentle			Reinforced - toe only				
Composite			Artificial two-stage				
Natural berm			Poached bank				
			Embanked				
			Set-back embankment				
J EXTENT OF TREES AND ASSOCIATED FEATURES *record even if <1%							
TREES (tick one box per bank)			ASSOCIATED FEATURES (tick one box per feature)				
	Left	Right		None	Present	E (≥33%)	
None	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Shading of channel	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Isolated/scattered	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Overhanging boughs	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Regularly spaced, single	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Exposed bankside roots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Occasional clumps	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Underwater tree roots	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Semi-continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Fallen trees	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
Continuous	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Large woody debris	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	
K EXTENT OF CHANNEL AND BANK FEATURES (tick one box for each feature) *record even if <1%							
	None	Present	E(≥33%)		None	Present	E (≥33%)
*Free fall flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed bedrock	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Chute flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Exposed boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Broken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated bedrock/boulders	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Unbroken standing waves	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Rippled flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated mid-channel bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
*Upwelling	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Mature island(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Smooth flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No perceptible flow	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated side bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
No flow (dry)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Unvegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Marginal deadwater	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	Vegetated point bar(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Eroding cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Unvegetated silt deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Stable cliff(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Discrete unvegetated sand deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
				*Discrete unvegetated gravel deposit(s)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

SITE REF.		RIVER HABITAT SURVEY : DIMENSIONS AND INFLUENCES Page 4 of 4	
L CHANNEL DIMENSIONS (to be measured at one location on a straight uniform section, preferably across a riffle)			
LEFT BANK		CHANNEL	RIGHT BANK
Banktop height (m)		Bankfull width (m)	Banktop height (m)
Is banktop height also bankfull height? (Y or N)		Water width (m)	Is banktop height also bankfull height? (Y or N)
Embanked height (m)		Water depth (m)	Embanked height (m)
If trashline lower than banktop, indicate: height above water (m) = width from bank to bank (m) =			
Bed material at site is: consolidated <input type="checkbox"/> unconsolidated (loose) <input type="checkbox"/> unknown <input type="checkbox"/>			
Location of measurements is: riffle <input type="checkbox"/> other <input type="checkbox"/> (state)			
M FEATURES OF SPECIAL INTEREST Use ✓ or E (≥ 33% length) *record even if <1%			
None <input type="checkbox"/>	Very large boulders (>1m) <input type="checkbox"/>	Backwater(s) <input type="checkbox"/>	Marsh(es) <input type="checkbox"/>
Braided channels <input type="checkbox"/>	*Debris dam(s) <input type="checkbox"/>	Floodplain boulder deposits <input type="checkbox"/>	Flush(es) <input type="checkbox"/>
Side channel(s) <input type="checkbox"/>	*Leafy debris <input type="checkbox"/>	Water meadow(s) <input type="checkbox"/>	Natural open water <input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) > 5m high <input type="checkbox"/>	Fringing reed-bank(s) <input type="checkbox"/>	Fen(s) <input type="checkbox"/>	Others (state) <input type="checkbox"/>
*Natural waterfall(s) < 5m high <input type="checkbox"/>	Quaking bank(s) <input type="checkbox"/>	Bog(s) <input type="checkbox"/>	
Natural cascade(s) <input type="checkbox"/>	*Sink hole(s) <input type="checkbox"/>	Wet woodland(s) <input type="checkbox"/>	
N CHOKED CHANNEL (tick one box)			
Is 33% or more of the channel choked with vegetation? No <input type="checkbox"/> Yes <input type="checkbox"/>			
O NOTABLE NUISANCE PLANT SPECIES Use ✓ or E (≥ 33% length) *record even if <1%			
None <input type="checkbox"/>	bankface <input type="checkbox"/>	banktop to 50m <input type="checkbox"/>	bankface <input type="checkbox"/>
*Giant hogweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Himalayan balsam <input type="checkbox"/>
*Japanese knotweed <input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	*Other (state)..... <input type="checkbox"/>
P OVERALL CHARACTERISTICS (Circle appropriate words, add others as necessary)			
Major impacts: landfill - tipping - litter - sewage - pollution - drought - abstraction - mill - dam - road - rail - industry - housing mining - quarrying - overdeepening - afforestation - fisheries management - silting - waterlogging - hydroelectric power			
Evidence of recent management: dredging - bank mowing - weed cutting - enhancement - river rehabilitation - gravel extraction - other (please specify)			
Animals: otter - mink - water vole - kingfisher - dipper - grey wagtail - sand martin - heron - dragonflies/damselflies			
Other significant observations: if necessary use separate sheet to describe overall characteristics and relevant observations			
Q ALDERS (tick one box in each of the two categories) *record even if <1%			
*Alders? None <input type="checkbox"/> Present <input type="checkbox"/> Extensive <input type="checkbox"/>		*Diseased Alders? None <input type="checkbox"/> Present <input type="checkbox"/> Extensive <input type="checkbox"/>	
R FIELD SURVEY QUALITY CONTROL (✓ boxes to confirm checks)			
Have you taken at least two photos that illustrate the general character of the site and additional photos of any weirs/ sluices and major/intermediate structures across the channel? <input type="checkbox"/>			
Have you completed all ten spot-checks and made entries in all boxes in E & F on page 2? <input type="checkbox"/>			
Have you completed column 11 of section G (and E if appropriate) on page 2? <input type="checkbox"/>			
Have you recorded in section C the number of riffles, pools and point bars (even if 0) on page 1? <input type="checkbox"/>			
Have you given an accurate (alphanumeric) grid reference for spot-checks 1, 6 and end of site (page 1)? <input type="checkbox"/>			
Have you stated whether spot-check 1 is at the upstream or downstream end of the site (top of page 2)? <input type="checkbox"/>			
Have you cross-checked your spot-check and sweep-up responses with the channel modification indicators given on page 2 of the spot-check key? <input type="checkbox"/>			

ANEXO A – BASE DE DADOS UTILIZADAS PARA REUNIR INFORMAÇÕES SOBRE A DISTRIBUIÇÃO ATUAL DE *Corbicula largillierti* NO MUNDO

Table S1. Databases for Table S3.

Databases	Web
Sistema Integrado de Dados Primários de Coleções Científicas – SpeciesLink	https://specieslink.net/search/index
Instituto Hórus	https://institutohorus.org.br/
Google Scholar	https://scholar.google.com/
Scientific Electronic Library Online – Scielo	https://www.scielo.br/
Scopus	https://www.scopus.com/home.uri
Web of Science	https://access.clarivate.com
PubMed	https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/
Global Biodiversity Information Facility – GBIF	http://www.gbif.org/

ANEXO B – REFERÊNCIAS DOS ESTUDOS QUE APRESENTAM REGISTRO DE *C. largillierti* NO MUNDO

Table S2. References for Table S3.

- AGUDO-PADRÓN, A.I. 2008. Listagem sistemática dos moluscos continentais ocorrentes no Estado de Santa Catarina, Brasil. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay*, **9**: 147–179.
- AGUDO-PADRÓN, A.I. 2017a. Another invader among us: first confirmed record of the invasive non-native asian clam *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Santa Catarina State, Southern Brazil. *FMCS Newsletter Ellipsaria*, **19**: 28–30.
- AGUDO-PADRÓN, A. I. 2017b. Additional record of the invasive non-native asian clam *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) in the Irani River Microbasin, Western Region of Santa Catarina State/ SC, Southern Brazil. *FMCS Newsletter Ellipsaria*, **19**: 22–24.
- AGUDO-PADRÓN, A.I. 2022. Updated and referenced inventory of invading exotic molluscs that occur in the State of Santa Catarina/SC, Central Southern Brazil region. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, **5**: 3710–3727.
- AGUDO-PADRÓN, A.I. & LUZ, J. 2016. Occurrence of limnic/freshwater mollusks in the North region (Iguaçu River Basin) of Santa Catarina State/SC, Central Southern Brazil: a preliminary report. *FMCS Newsletter Ellipsaria*, **18**: 20–22.
- ALMEIDA, A.C.C., PAZ, M.C.P. & PAZ, R.J. 2015. Occurrence of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) and *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844) (Bivalve: Corbiculidae) in Municipality of Ingá (State of Paraíba, Northeast Brazil). *Brazilian Journal of Biological Sciences*, **2**: 381–386.
- ANDRADE, J.T.M. 2014. *Malacofauna límnic na área da transposição do rio São Francisco nos estados da Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte: eixo Norte*. Monography, Instituto Oswaldo Cruz.
- AZEVÊDO, E.L., ALVES, R.R.N., DIAS, T.L.P., ÁLVARO, É.L.F., BARBOSA, J.E.L. & MOLOZZI, J. 2022. Perception of the local community: What is their relationship with environmental quality indicators of reservoirs?. *Plos one*, **17**: e0261945.
- AZEVÊDO, E.L., BARBOSA, J.E.L., VIDIGAL, T.H.D.A., CALLISTO, M. & MOLOZZI, J. 2014. First record of *Corbicula largillierti* (Philippi 1844) in the Paraíba River Basin and potential implications from water diversion of the São Francisco River. *Biota Neotropica*, **14**: e20140036.

- AZEVEDO, E.D.L., BARBOSA, J.E.D.L., VIDIGAL, T.H.D.A., MARQUES, J.C., CALLISTO, M. & MOLOZZI, J. 2016. Potential ecological distribution of alien mollusk *Corbicula largillierti* and its relationship with human disturbance in a semi-arid reservoir. *Biota Neotropica*, **16**: e0109.
- BARROSO, C.X., MATTHEWS-CASCON, H. 2009. Distribuição espacial e temporal da malacofauna no estuário do rio Ceará, Ceará, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, **4**: 79–86.
- BODON, M., LÓPEZ-SORIANO, J., QUIÑONERO-SALGADO, S., GIANBATTISTA, N., IVANO, N., CIANFANELLI, S., MAS, A., ELVIO, F., BALDESSIN, F., TURCO, F., ERCOLINI, P., G. N. B. & COSTA, S. 2020. Unravelling the complexity of *Corbicula* clam's invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae). *Advances in Oceanography and Limnology*, **56**: 127–171.
- CALLIL, C. & MANSUR, M. 2002. Corbiculidae in the Pantanal: History of invasion in southeast and central South America and biometrical data. *Amazoniana*, **17**: 153-167.
- CASTILLO, A.R., BRASIL, L.G., QUEROL, E., QUEROL, M.V.M., OLIVEIRA, É.V. & MANSUR, M.C.D. 2007. Moluscos bivalves da localidade de São Marcos, bacia do Médio rio Uruguai, Uruguaiana, Brasil. *Biotemas*, **20**: 73–79.
- CASTILLO, A., CASTRO, L. & OLIVEIRA, E. 2007. Distribuição e densidade populacional de *Corbicula fluminea* (Mueller, 1744) do Arroio Imbaá, Rio Uruguai, Uruguaiana, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, **5**: 25-29.
- DARRIGRAN, G.A. & COPPOLA, A.S. 1994. Los bivalvos invasores del Río de la Plata. *Tankay*, **7**: 150–152.
- DARRIGRAN, G.A. & MAROÑAS, M.E. 1989. Crecimiento de las poblaciones naturales de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) y *C. largillierti* (Philippi, 1814) (Bivalvia, Sphaeriacea) en el litoral de Punta Blanca, estuario del Río de la Plata, República Argentina. *Comunicaciones de la Sociedad Malacológica de Uruguay*, **7**: 56–57.
- DOUGLASS, S., REASOR, E., TIEMANN, J., STODOLA, A., MCMURRAY, S. & POULTON, B. 2020. Recent Evaluation of *Corbicula* Form D Distribution in the Midwest, U.S.A. *The American Midland Naturalist*, **183**: 136–142.
- FERNANDEZ, M.L.A. 2011. *Variação espaço-temporal da malacofauna límnic em dois reservatórios no rio Tocantins, com ênfase na transmissão da esquistossomose, no período entre junho de 2004 e outubro de 2010*. Thesis, Instituto Oswaldo Cruz.

- FERNANDEZ, M.A., MATTOS, A.C., SILVA, E.F., SANTOS, S.B. & THIENGO, S. C. 2014. A malacological survey in the Manso Power Plant, State of Mato Grosso, Brazil: new records of freshwater snails, including transmitters of schistosomiasis and exotic species. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, **47**: 498–506.
- FERNANDEZ, M. A., SILVA, E.F., ESTEVES, R.A. & THIENGO, S.C. 2018. Snail transmitters of schistosomiasis and other mollusks of medical and economic importance at the Simplício Queda Única Hydroelectric Plant, Southeast Brazil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, **51**: 689–694.
- ITUARTE, C.F. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de pelecípodos asiáticos en el área rioplatense (Mollusca, Corbiculidae). *Neotropica*, **27**: 79–82.
- ITUARTE, C.F. 1984. Aspectos biológicos de las poblaciones de *Corbicula Largillierti* Philippi (Molusca Pelecypoda) en el Río de La Plata. *Revista del Museo de la Plata*, **13**: 231–247.
- ITUARTE, C.F. 1985. Growth dynamics in a natural population of *Corbicula fluminea* (Bivalvia Sphaeriacea) at Punta Atalaya, Río de la Plata, Argentina. *Studies on neotropical fauna and environment*, **20**: 217–225.
- LABAUT, Y. 2018. *Análisis gonadal a través de cortes histológicos del bivalvo asiático Corbicula largillierti Philippi 1844 (Corbiculidae)*. Thesis, National University of Río Negro.
- LÓPEZ-SORIANO, J., QUIÑONERO-SALGADO, S., CAPPELLETTI, C., FACCENDA, F. & CIUTTI, F. 2018. Unraveling the complexity of *Corbicula* clam's invasion in Lake Garda (Italy). *Advances in Oceanography and Limnology*, **9**: 97–104.
- MANSUR, M.C. & PEREIRA, D. 2006. Bivalves límnicos da bacia rio dos Sinos, io dos Sinos, io dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Unionoidea, Veneroidea e Mytiloidea). *Revista Brasileira de Zoologia*, **23**: 1123–1147.
- MARTELLO, A.R. 2013. *Distribuição espacial e fidelidade quantitativa de associações vivas x mortas de moluscos da bacia do rio Ibicuí, Brasil*. Thesis, Universidade Federal de Santa Maria.
- MARTELLO, A.R., KOTZIAN, C.B. & ERTHAL, F. 2018. The role of topography, river size and riverbed grain size on the preservation of riverine mollusk shells. *Journal of paleolimnology*, **59**: 309–327.

- MARTELLO, A.R., KOTZIAN, C.B. & SIMÕES, M. G. 2006. Quantitative fidelity of Recent freshwater mollusk assemblages from the Touro Passo River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Série Zoologia*, **96**: 453–465.
- MARTINS, D.S., VEITENHEIMER-MENDES, I.L. & FACCIÓNI-HEUSER, M.C. 2004. *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidae) em simpatria no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, **12**: 129–138.
- MARTINS, D. S., VEITENHEIMER-MENDES, I.L. & FACCIÓNI-HEUSER, M.C. 2006. Aspectos morfológicos e de incubação em três espécies de *Corbicula* Mühlfeld, no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). *Biota Neotropica*, **6**: 1–11.
- MATTOS, H.L. 2017. *Diversidade de espécies e helmintofauna associada à moluscos límnicos do Município de lagoa Santa, Minas Gerais, Brasil: uma atualização*. Monography, Universidade Federal do Rio Grande Do Sul.
- MEDEIROS, I.P.M., FARIA, S.C. & SOUZA, M. M. 2020. Osmoionic homeostasis in bivalve mollusks from different osmotic niches: Physiological patterns and evolutionary perspectives. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **240**: 110582.
- MELO, Í.F.L. 2018. *Levantamento da malacofauna límnic e helmintofauna associada aos moluscos dulcícolas do município de Nossa Senhora de Lourdes, Sergipe*. Dissertation, Universidade Federal de Sergipe.
- MIYAHIRA, I.C., CARNEIRO, J.B., GONÇALVES, I.C.B., LACERDA, L.E.M., OLIVEIRA, J.L., VASCONCELOS, M.C. & SANTOS, S.B. 2017. Freshwater mollusks and environmental assessment of Guandu River, Rio de Janeiro, Brazil. *Biota Neotropica*, **17**: e20170342.
- MIYAHIRA, I.C., MANSUR, M.C.D., LACERDA, L.E.M., GONÇALVES, I.C.B., SANT'ANNA, G.G. & SANTOS, S.B. 2023. Protected areas and native freshwater bivalves are not in the same place in south-east Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **33**: 102–114.
- NESEMANN, H.F. 2018. *Corbicula largillierti* im Oberrhein (Hessen), neu erkannt in Deutschland. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft*, **98**: 65–68.
- PAIVA, F.F., GOMES, W.I.A., MEDEIROS, C.R., ÁLVARO, É. L.F., RIBEIRO, I.M.S. & MOLOZZI, J. 2018. Environmental factors influencing the occurrence of alien mollusks in semi-arid reservoirs. *Limnetica*, **37**: 187–198.

- PEREIRA, D., ARRUDA, J.O., MENEGAT, R., PORTO, M.L., SCHWARZBOLD, A. & HARTZ, S.M. 2011. Guildas tróficas, composição e distribuição de espécies de moluscos límnicos no gradiente fluvial de um riacho subtropical brasileiro. *Biotemas*, **24**: 21–36.
- PERIZZOLO, R. 2003. *Distribuição longitudinal de Mollusca (Bivalvia) no Rio Lajeado São José, Chapecó - SC*. Monography. Universidade Comunitária Regional de Chapecó.
- QUIÑONERO-SALGADO, S. & LÓPEZ-SORIANO, J. 2016. El género *Corbicula* Mühlfeld, 1811 (Corbiculidae: Bivalvia) en el bajo Ebro (NE de la península Ibérica). *Nemus: revista de l'Ateneu de Natura*, **6**: 9–33.
- RAHAYU, W., ARFIATI, D. & KURNIAWAN, A. 2021. Difference time of depuration toward pb and coliform contents in *Corbicula largillierti* from Kapuas River, Pontianak, West Kalimantan. *International Journal of Scientific & Technology Research*, **10**: 199–201.
- RAHAYU, W. & SARI, D.W. 2023. Health risk assessment via the consumption of clam (*Corbicula largillierti*) accumulated heavy metals (pb) and coliform bacteria at Kapuas River, West Borneo. *Journal of Aquaculture & Fish Health*, **12**: 281–288.
- REYNA, P.B. ALBÁ, M.L., RODRIGUEZ, F.A., GONZALEZ, M., PEGORARO, C., HUED, A.C., TATIAN, M. & BALLESTEROS, M.L. 2021. What does the freshwater clam, *Corbicula largillierti*, have to tell us about chlorothalonil effects?. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **208**: 111603.
- REYNA, P. B., BALLESTEROS, M.L., ALBÁ, M.L., BERTRAND, L., GONZÁLEZ, M., MIGLIORANZA, K.S.B., TATIÁN, M. & HUED, A.C. 2019. A multilevel response approach reveals the Asian clam *Corbicula largillierti* as a mirror of aquatic pollution. *Science of The Total Environment*, **692**: 175–187.
- REYNA, P.B., MORÁN, A.G. & TATIÁN, M. 2013. Taxonomy, distribution and population structure of invasive Corbiculidae (Mollusca, Bivalvia) in the Suquía River basin, Córdoba, Argentina. *Iheringia Série Zoologia*, **103**: 77–84.
- RODRIGUEZ, F.A., REYNA, P.B., MAGGIONI, T., GIMÉNEZ, D.R. & TORRE, L. 2020. The role of temperature and oxygen availability on the distribution of *Corbicula largillierti*. *Invertebrate Biology*, **139**: e12305.
- ROSA, L.C. 2023. First record of the asian clam *Corbicula largillierti* (philippi, 1844) in the lower São Francisco river, Northeastern Brazil. *Environmental Smoke*, **6**: 77–81.

SILVA, E.C. & BARROS, F. 2011. Macrofauna bentônica introduzida do Brasil: lista de espécies marinhas e dulcícolas e distribuição atual.

Oecologia Australis, **15**: 326–344.

THIENGO, S.C., SILVA, E.F., LEAL, R.S. & FERNANDEZ, M.A. 2017. Major water projects and the dispersal of alien molluscs: the São Francisco River large-scale water transposition project in the semi-arid Northeast region of Brasil. *Tentacle*, **25**: 11–14.

TORRE, L. & REYNA, P. 2013. Bivalvia, Veneroidea, Corbiculidae, *Corbicula largillierti* (Philippi, 1844): new distribution record in the Del Valle Central basin, Catamarca province, Argentina. *Check List*, **9**: 165–166.

ULRICH, T.D. 2011. *Ocorrência e distribuição de Bivalvia (Mollusca) no rio Irani, Santa Catarina, Brasil*. Dissertation. Universidade Comunitária Regional de Chapecó.

WANG, G.P. ZHANG, T., ZHANG, J., LI, D.L. & XIAO, T.Y. 2014. Morphological and molecular differentiation of genus *Corbicula* suggests that two species are sympatrically distributed in Datong Lake in the Central Yangtze River Basin. *Zoological Studies*, **53**: 1–8.

ZHANG, H., LEI, G., CHANG, F., PU, Y., FAN, H., LEI, Y., YANG, M., ZHANG, W. & YANG, L. 2008. Chronology of the shell bar section and a discussion on the ages of the Late Pleistocene lacustrine deposits in the paleolake Qarhan, Qaidam basin. *Frontiers of Earth Science in China*, **2**: 225–235.

ZILLI, F.L. & MARCHESE, M.R. 2011. Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales: Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river. *Hydrobiologia*, **663**: 245–257.

ANEXO C – Distribuição de *Corbicula largillierti* no mundo

Table S3. Distribution of *Corbicula largillierti* worldwide.

Continent	Country	Region	State	City	Habitat	Environment	Database or Author(s) and Year	Coordinate	
								Longitude_x	Latitude_y
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	River	Lotic	GBIF, 1844	121.1413890	31.7866670
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	River	Lotic	GBIF, 1844	121.1413890	31.7866670
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Lake	Lentic	GBIF, 1881	117.5186490	31.5549350
North America	Mexico	Unavailable	Veracruz	San Rafael Mata Negra	Unavailable	Unavailable	GBIF, 1972	-98.1878500	21.5959100
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Ensenada	River	Lotic	GBIF, 1979	-58.0151240	-34.7857120
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Ensenada	River	Lotic	GBIF, 1979	-58.0113600	-34.7825110
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Atalaya	Unavailable	Unavailable	GBIF, 1980	-57.5210800	-35.0233580
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Ensenada	River	Lotic	GBIF, 1981	-57.9746000	-34.8132810
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Vicente López	Unavailable	Unavailable	GBIF, 1981	-58.4741840	-34.5029430
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	Estuary	Lotic	Ituarte, 1981	-58.4389900	-34.4377570
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Ensenada	River	Lotic	GBIF, 1983	-57.9746000	-34.8132810
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF, 1983	-57.6833330	-34.9336110
South America	Argentina	Unavailable	Corrientes	Paso de la Patria	Unavailable	Unavailable	GBIF, 1984	-58.5755740	-27.3204900
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	Estuary	Lotic	Ituarte, 1984	-57.9635710	-34.8204130
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	Estuary	Lotic	Ituarte, 1985	-58.2166670	-34.4833330

South America	Argentina	Unavailable	Corrientes	Santo Tomé	River	Lotic	GBIF, 1988	-56.0282730	-28.5448950
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	São Borja	River	Lotic	SpeciesLink, 1988	-55.9780556	-28.6541667
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Chascomús	Lake	Lentic	GBIF, 1989	-58.0213040	-35.5908930
South America	Argentina	Unavailable	Entre Ríos	Villa Paranacito	River	Lotic	GBIF, 1989	-58.6504150	-33.8085660
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	São Borja	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 1989	-55.9780556	-28.6541667
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Magdalena	Estuary	Lotic	Darriganm & Maroñas, 1989	-57.6666670	-34.9500000
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 1990	-58.4167000	-34.6500000
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 1990	-58.5199490	-34.4208780
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Triunfo	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 1990	-51.7069444	-29.9119444
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	River	Lotic	GBIF	121.1413890	31.7866670
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Gravataí	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 1992	-50.9919014	-29.9444008
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	Estuary	Lotic	Darrigran & Coppola, 1994	-58.0854370	-34.6810010
South America	Argentina	Unavailable	Misiones	Unavailable	River	Lotic	GBIF	-54.4421030	-25.6881710
South America	Argentina	Unavailable	Salta	Guachipas	Unavailable	Unavailable	GBIF	-65.4500000	-25.4500000
South America	Argentina	Unavailable	Tucumán	El Cadillal	Lake	Lentic	GBIF	-65.1932400	-26.6160130
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Bagé	River	Lotic	SpeciesLink, 1995	-53.4841944	-30.9693611
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	São Lourenço do Sul	River	Lotic	SpeciesLink, 1995	-51.9782982	-31.3652992
South America	Argentina	Unavailable	Tucumán	Graneros	River	Lotic	GBIF	-65.4197120	-27.6852050
South America	Argentina	Unavailable	Corrientes	La Cruz	River	Lotic	GBIF	-56.6349200	-29.1822270

South America	Paraguay	Unavailable	Unavailable	Concepción	River	Lotic	SpeciesLink, 1997	-57.4379000	-23.4226960
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Rosário do Oeste	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 1998	-56.4302778	-14.8346944
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Rosário do Oeste	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 1998	-56.4302778	-14.8346944
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Parobé	River	Lotic	SpeciesLink, 1999	-50.8227778	-29.6305556
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Várzea Grande	River	Lotic	SpeciesLink, 1999	-56.1222222	-15.6494444
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguiana	Dam	Lentic	SpeciesLink, 1999	-57.1019444	-29.8166667
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Táquera	River	Lotic	SpeciesLink, 1999	-50.7930556	-29.5633333
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Arana	River	Lotic	GBIF, 2000	-57.7769440	-34.9602780
South America	Argentina	Unavailable	Corrientes	Alvear	River	Lotic	GBIF, 2000	-56.5467680	-29.0935190
South America	Argentina	Unavailable	Corrientes	Monte Caseros	River	Lotic	GBIF, 2000	-57.6211990	-30.2543310
South America	Argentina	Unavailable	Misiones	Puerto Iguazú	River	Lotic	GBIF, 2000	-54.4989480	-25.6157240
South America	Argentina	Unavailable	Misiones	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2000	-54.4660790	-25.6422650
South America	Argentina	Unavailable	Unavailable	Salta	Lake	Lentic	GBIF, 2000	-65.3334720	-25.2689170
South America	Uruguay	Unavailable	Artigas	Calnu	River	Lotic	GBIF, 2000	-57.6306820	-30.3263040
South America	Uruguay	Unavailable	Salto	Constitución	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2000	-57.8595430	-31.0640420
South America	Uruguay	Unavailable	Salto	El Espinillar	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2000	-57.7955200	-30.9533360
South America	Uruguay	Unavailable	Salto	El Espinillar	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2000	-57.8381610	-30.9531240
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	São Lourenço do Sul	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 2001	-51.9872222	-31.3536111
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Porto Alegre	Beach	Lotic	SpeciesLink, 2001	-51.2299995	-30.0331001
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Azul	River	Lotic	GBIF	-59.9233330	-36.8844440

South America	Argentina	Unavailable	Misiones	Puerto Bossetti	Dam	Lentic	GBIF	-54.5585750	-25.8767710
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Porto Alegre	Lake	Lentic	SpeciesLink, 2002	-51.2263889	-30.0141667
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Porto Alegre	Lake	Lentic	SpeciesLink, 2002	-51.2300000	-30.0331000
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	São Fidélis	River	Lotic	GBIF, 2002	-41.8439630	-21.5924040
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Rosário do Oeste	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-56.4227700	-14.8482950
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Várzea Grande	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-56.1366740	-15.6540900
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Joaçaba	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-51.5055670	-27.1751800
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Piratuba	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-51.7751300	-27.4202670
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Marcelino Ramos	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-51.9082070	-27.4659840
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Itaqui	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-56.5546960	-29.1298550
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	São Borja	River	Lotic	Callil; Mansur, 2002	-56.0060320	-28.6615770
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Olavarría	River	Lotic	GBIF, 2003	-60.3241480	-36.8890240
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Villa del Dique	River	Lotic	GBIF, 2003	-64.4593860	-32.2042870
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguaiana	Dam	Lentic	SpeciesLink, 2003	-56.8338889	-29.5602778
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguaiana	Dam	Lentic	SpeciesLink, 2003	-57.1019444	-29.8397222
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Palmares do Sul	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 2003	-50.6422222	-30.4700000
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Nova Santa Rita	River	Lotic	SpeciesLink, 2003	-51.2750000	-29.8441667
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Piratuba	River	Lotic	SpeciesLink, 2003	-51.7719002	-27.4197006
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Chapecó	River	Lotic	Perizzolo, 2003	-52.6583190	-27.0941290
South America	Brazil	South	Santa Catarina	São João do Sul	River	Lotic	SpeciesLink, 2004	-49.8100014	-29.2233009

South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Palmares do Sul	Lagoon	Lentic	SpeciesLink, 2004	-50.6422222	-30.4700000
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Viamão	Lake	Lentic	Martins; Veitenheimer-Mendes; Faccioni-Heuser, 2004	-51.2731260	-30.1480280
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	São Fidélis	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2004	-41.7436110	-21.6438890
South America	Argentina	Unavailable	Entre Ríos	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2005	-58.2477780	-32.3288890
Asia	China	Unavailable	Fujian	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2005	118.2587790	26.5951120
Asia	China	Unavailable	Jiangsu	Unavailable	Lake	Lentic	GBIF, 2005	120.0997490	31.2143960
Asia	China	Unavailable	Liaoning	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2005	125.5723070	40.7808510
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Guaíba	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 2005	-51.3250008	-30.1138992
South America	Brazil	Northeast	Ceará	Camocim	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2005	-40.8547220	-2.9008330
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Poconé	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2005	-56.6263890	-16.2663890
South America	Brazil	Southeast	Mato Grosso	Santo Antônio do Leverger	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2005	-55.3141670	-16.7816670
South America	Brazil	Southeast	Minas Gerais	Belo Horizonte	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2005	-43.9350000	-19.9244440
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Campos dos Goytacazes	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2005	-41.3183330	-21.7625000
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Rio Pardo	River	Lotic	SpeciesLink, 2006	-52.3769444	-29.9963889
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Rio Grande	Lagoon	Lentic	SpeciesLink, 2006	-52.5941667	-32.5080556
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Esteio	River	Lotic	SpeciesLink, 2006	-51.1791667	-29.8616667
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Porto União	River	Lotic	SpeciesLink, 2006	-51.0783000	-26.2381000
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Viamão	Lake	Lentic	Martins; Veitenheimer-Mendes; Faccioni-	-51.1548620	-30.2994340

							Heuser, 2006		
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Unavailable	River	Lotic	Mansur; Perreira, 2006	-50.8141190	-29.6848050
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguaiiana	River	Lotic	Martello; Kotzian; Simões, 2006	-56.7536950	-29.7024280
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Barra do Quaraí	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2006	-57.5530560	-30.2088890
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	River	Lotic	GBIF, 2007	121.1413890	31.7866670
South America	Brazil	South	Paraná	Londrina	Lake	Lentic	SpeciesLink, 2007	-51.1628000	-23.3103000
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Porto União	River	Lotic	SpeciesLink, 2007	-51.0783000	-26.2381000
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Porto União	River	Lotic	SpeciesLink, 2007	-51.0744444	-26.2425000
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Piraf	River	Lotic	SpeciesLink, 2007	-43.9034940	-22.6283630
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguaiiana	Creek	Lotic	Castillo; Bortoluzzi; Oliveira, 2007	-57.0865670	-29.7596750
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Uruguaiiana	River	Lotic	Castillo et al., 2007	-56.8436210	-29.5137860
South America	Argentina	Unavailable	Entre Ríos	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2008	-58.9950000	-31.2826330
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Apiuna	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2008	-49.3872500	-27.0339710
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Itajaí	Unavailable	Unavailable	Agudo-Padrón, 2008	-48.6862230	-26.9133650
South America	Brazil	South	Santa Catarina	São João do Sul	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2008	-49.8102360	-29.2248450
South America	Brazil	South	Santa Catarina	São Francisco do Sul	Unavailable	Unavailable	Agudo-Padrón, 2008	-48.6263110	-26.2499440
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Tunápolis	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2008	-53.6401920	-26.9724600
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Qinghai	Lake	Lentic	Zang et al., 2008	96.2000000	36.5000000
South America	Argentina	Unavailable	Santa Fé	Luis Palacios	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2009	-60.9398500	-32.7913000

South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Malvinas Argentinas	River	Lotic	GBIF, 2009	-64.0828790	-31.4093390
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Villa Carlos Paz	River	Lotic	GBIF, 2009	-64.5263320	-31.3947690
South America	Brazil	Northeast	Ceará	Caucaia	Estuary	Lotic	Barroso; Matthews-Cascon, 2009	-38.6232220	-3.7364170
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Cosquín	River	Lotic	GBIF, 2010	-64.4711380	-31.2352120
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Blumenau	River	Lotic	SpeciesLink, 2010	-49.0661011	-26.9193993
South America	Brazil	Southeast	Espírito Santo	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Silva; Francisco Barros, 2011	-40.4613740	-20.3506170
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Unavailable	Creek	Lotic	Pereira et al.; 2011	-51.5294140	-30.8417990
South America	Brazil	North	Tocantins	Peixe	Dam	Lentic	Fernandez, 2011	-48.5421944	-12.0367222
South America	Brazil	North	Tocantins	Paraná	Dam	Lentic	Fernandez, 2011	-47.8699680	-12.6195900
South America	Brazil	North	Tocantins	São Salvador do Tocantins	Dam	Lentic	Fernandez, 2011	-48.2365340	-12.7492120
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Chapecó	River	Lotic	Ulrich, 2011	-52.5465000	-27.2335920
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Arvoredo	River	Lotic	Ulrich, 2011	-52.4362750	-27.0294420
South America	Argentina	Unavailable	Santa Fé	Unavailable	River	Lotic	Zilli; Marchese, 2011	-60.5500000	-31.6666670
South America	Argentina	Unavailable	Catamarca	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2012	-65.8037920	-28.4599940
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Derrubadas	Waterfall	Lotic	SpeciesLink, 2012	-53.8608017	-27.2646999
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Iraí	Unavailable	Unavailable	SpeciesLink, 2012	-53.2505989	-27.1935997
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Unavailable	River	Lotic	Martello, 2013	-55.7935670	-29.4213030
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Arroio Grande	Lagoon	Lentic	Hórus, 2013	-53.0866670	-32.2330560

South America	Argentina	Unavailable	Catamarca	Unavailable	River	Lotic	Torre; Reyna, 2013	-65.7833330	-28.4666670
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Córdoba	River	Lotic	Reyna et al.,2013	-64.1853040	-31.4286480
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Córdoba	Reservoir	Lentic	Reyna et al.,2013	-64.1853040	-31.4286480
South America	Argentina	Unavailable	Tucumán	La Calera	River	Lotic	GBIF, 2014	-65.6950000	-27.6211110
North America	Mexico	Unavailable	Chihuahua	El Paradero	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2014	-104.5083020	29.6222060
South America	Brazil	Midwest	Mato Grosso	Cuiabá	Dam	Lentic	Fernandez et al., 2014	-56.0969440	-15.5958330
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Azevêdo et al., 2014	-36.1740670	-7.5017350
South America	Brazil	Northeast	Rio Grande do Norte	Jucurutu	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-37.0182800	-6.0352440
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Aparecida	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-38.0829520	-6.7882970
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Paulista	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-37.6239070	-6.5982520
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Pombal	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-37.7980680	-6.7720340
South America	Brazil	Northeast	Bahia	Juazeiro	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-40.5082010	-9.4335240
South America	Brazil	Northeast	Bahia	Sobradinho	Channels	Lentic	Andrade, 2014	-40.7961790	-9.4699420
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Angra do Reis	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2014	-44.1666670	-23.1666670
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Silva Jardim	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2014	-42.2780560	-22.5438890
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2014	-43.5263890	-23.0497220
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Saquarema	Unavailable	Unavailable	Hórus, 2014	-42.4805560	-22.9405560
Asia	China	Hunan Province	Unavailable	Unavailable	Lake	Lentic	Wang et al., 2014	112.5833330	29.2666670
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Morris	River	Lotic	GBIF, 2015	-88.5131000	41.3307000

South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Ingá	Stream	Lotic	Almeida; Paz; Paz, 2015	-35.6086110	-7.2905560
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Azevêdo et al., 2016	-36.1756630	-7.5023080
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Mafra	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2016	-49.8050000	-26.1108330
Europe	Spain	Unavailable	Unavailable	Unavailable	River	Lotic	Quiñonero Salgado, López Soriano, 2016	0.5636710	40.8359590
Europe	Spain	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Reservoir	Lentic	Quiñonero Salgado, López Soriano, 2016	0.1323410	41.3889760
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	River	Lotic	GBIF, 2017	121.1413890	31.7866670
Europe	Germany	Unavailable	Hesse	Trebur	River	Lotic	GBIF, 2017	8.4043840	49.9202100
Europe	Germany	Unavailable	Hesse	Trebur	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2017	8.3563330	49.9190830
Europe	Germany	Unavailable	Hesse	Wiesbaden	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2017	8.2726170	50.0162170
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	La Reja	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2017	-58.8697240	-34.6758530
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Villa Carlos Paz	River	Lotic	GBIF, 2017	-64.5095640	-31.3994760
South America	Brazil	South	Santa Catarina	São Domingos	Dam	Lentic	Agudo-Padrón, 2017	-52.5319440	-26.5577780
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Iguaçu	Dam	Lentic	Agudo-Padrón, 2017	-52.4550000	-26.6308330
South America	Brazil	Southeast	Minas Gerais	Lagoa Santa	Lake	Lentic	Mattos, 2017	-43.8891310	-19.6288640
South America	Brazil	Southeast	Minas Gerais	Lagoa Santa	Lake	Lentic	Mattos, 2017	-43.9121420	-19.6456810
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Pirafá	River	Lotic	Miyahiraet et al., 2017	-43.8163800	-22.6816500
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Nova Iguaçu	Reservoir	Lentic	Miyahiraet et al., 2017	-43.6247300	-22.8067500
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Arvoredo	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2017	-52.4558330	-27.0738890

South America	Brazil	Northeast	Rio Grande do Norte	Açu	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-36.9158910	-5.5764220
South America	Brazil	Northeast	Rio Grande do Norte	Jucurutu	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-37.0172070	-6.0346460
South America	Brazil	Northeast	Rio Grande do Norte	Caicó	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-37.0941660	-6.4630110
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	São Bento	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-37.4498320	-6.4904900
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Paulista	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-37.6236900	-6.5975280
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Pombal	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-37.7988410	-6.7721190
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Aparecida	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-38.0837740	-6.7871730
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Sousa	Channels	Lentic	Thiengo et al., 2017	-38.2311420	-6.7616620
North America	Mexico	Unavailable	Chihuahua	Temósachic	River	Lotic	GBIF, 2018	-108.0971350	28.7454770
North America	United States of America	Unavailable	Florida	Unavailable	River	Lotic	GBIF, 2018	-81.6072730	26.7261130
North America	United States of America	Unavailable	New Mexico	Taos	River	Lotic	GBIF, 2018	-105.8415760	36.2377050
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.1535000	-5.3515440
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.2065060	-5.3515440
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.2369940	-5.2996030
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.2625330	-5.2556810
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.3179530	-5.1283610
South America	Brazil	North	Pará	Marabá	River	Lotic	GBIF, 2018	-49.2065060	-5.3374330
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Medeiros et al., 2018	-36.1931730	-7.5012870
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Paiva <i>et al.</i> , 2018	-36.1744690	-7.5013210

South America	Brazil	Northeast	Sergipe	Nossa Sr ^a . de Lourdes	Stream	Lotic	Melo, 2018	-37.0577780	-10.0788890
South America	Brazil	Northeast	Sergipe	Nossa Sr ^a . de Lourdes	River	Lotic	Melo, 2018	-37.0577780	-10.0788890
South America	Brazil	Southeast	Minas Gerais	Além Paraíba	Dam	Lentic	Fernandez et al., 2018	-42.6949760	-21.8790110
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Jamapar	Dam	Lentic	Fernandez et al., 2018	-42.7055940	-21.8915170
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Sapucaia	Dam	Lentic	Fernandez et al., 2018	-42.9146320	-21.9937940
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Unavailable	Stream	Lotic	Martello; Kotzian; Erthal, 2018	-55.6572880	-29.5581430
Europe	Germany	Unavailable	Hessen	Unavailable	River	Lotic	Nesemann, 2018	8.31392500	49.98252000
Europe	Italy	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Lake	Lentic	López-Soriano et al., 2018	10.6935030	45.6578010
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	River	Lotic	Labaut et al, 2018	-21,946,714	-66,051,648
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Punilla	River	Lotic	GBIF, 2019	-64.5109880	-31.0699300
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Cosqun	River	Lotic	Reyna et al.,2019	-64.5208360	-31.2394310
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	La Calera	Lake	Lentic	Reyna et al.,2019	-64.4061220	-31.3457310
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Córdoba	River	Lotic	Reyna et al.,2019	-64.2024030	-31.3964440
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Río Primero	River	Lotic	Reyna et al.,2019	-63.6093140	-31.3385250
South America	Argentina	Unavailable	Santa F	Rosario	River	Lotic	GBIF, 2020	-60.7730140	-33.0690940
South America	Brazil	South	Rio Grande do Sul	Rio Grande	Estuary	Lotic	Medeiros; Faria; Souza, 2020	-52.1020850	-32.0434540
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Villa Carlos Paz	Lake	Lentic	Rodriguez et ala., 2020	-64.5000000	-31.4000000
Europe	Italy	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Lake	Lentic	Bodon et al.,2020	9.6952390	45.0647100

Europe	Italy	Unavailable	Unavailable	Unavailable	River	Lotic	Bodon et al.,2020	10.6965290	45.6626890
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Altorf	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-87.9786110	41.1997220
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Marseilles	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.6908330	41.3150000
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Ottawa	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.8400000	41.3433330
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Channahon	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.2858330	41.3991670
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Channahon	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.2405560	41.3836110
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Channahon	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.2183330	41.4088890
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Channahon	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.2211110	41.4133330
North America	United States of America	Unavailable	Illinois	Channahon	River	Lotic	Douglas et al., 2020	-88.2277780	41.4216670
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Calamuchita	River	Lotic	GBIF, 2021	-64.5700940	-31.9095310
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Punilla	River	Lotic	GBIF, 2021	-64.4620650	-31.2341210
South America	Argentina	Unavailable	Santa Fe	San Jerónimo	River	Lotic	GBIF, 2021	-60.9608940	-32.0209460
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Unavailable	Creek	Lotic	Reyna et al.,2021	-64.5637380	-31.3944470
Asia	Indonesia	Kalimantan	Pontianak	Pontianak	River	Lotic	Rahayu,Arfiati & Kurniawan, 2021	111.2416480	0.1256030
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Bahía Blanca	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2022	-62.2641217	-38.6958117
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Calamuchita	River	Lotic	GBIF, 2022	-64.5653510	-31.9007860

South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	La Bolsa	River	Lotic	GBIF, 2022	-64.4324140	-31.7246890
South America	Argentina	Unavailable	Misiones	Posadas	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2022	-55.9008750	-27.3621370
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Punilla	River	Lotic	GBIF, 2022	-64.4558070	-31.2355440
North America	Mexico	Unavailable	Durango	El Mulato	River	Lotic	GBIF, 2022	-103.7520880	25.3202820
North America	Mexico	Unavailable	Sinaloa	Elota	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2022	-106.7583330	24.0883330
North America	United States of America	Unavailable	Utah	Laketown	Lake	Lentic	GBIF, 2022	-111.3880700	41.9388370
North America	United States of America	Unavailable	California	San Diego	Lake	Lentic	GBIF, 2022	-117.0380990	32.7863840
North America	United States of America	Unavailable	Texas	Williamson	River	Lotic	GBIF, 2022	-97.6944430	30.5124830
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Sumé	Reservoir	Lentic	Azevêdo et al., 2022	-36.9071030	-7.6707940
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Xanxerê	Waterfall	Lotic	Agudo-Padrón, 2022	-52.4669440	-26.7625000
South America	Brazil	South	Santa Catarina	Caçador	River	Lotic	Agudo-Padrón, 2022	-51.0150000	-26.7750000
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Campos dos Goytacazes	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-41.5165400	-21.7668910
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-43.6873350	-22.3574460
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Silva Jardim	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-42.2679940	-22.5029350
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Silva Jardim	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-42.3239080	-22.5719420
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Seropédica	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-43.6890280	-22.7859230
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Quissamã	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-41.4651050	-22.1241450
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Três Rios	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-43.2076030	-22.1266100

South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Areal	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-43.1030270	-22.2406730
South America	Brazil	Southeast	Rio de Janeiro	Carmo	Unavailable	Unavailable	Miyahiraet et al., 2023	-42.6078520	-21.9310430
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Calamuchita	River	Lotic	GBIF, 2023	-64.5683150	-31.8896490
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Villa Cura Brochero	River	Lotic	GBIF, 2023	-65.0250900	-31.6986270
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	Punilla	River	Lotic	GBIF, 2023	-64.5183930	-31.3407150
North America	United States of America	Unavailable	Texas	Austin	Unavailable	Unavailable	GBIF, 2023	-97.7752220	30.2717630
North America	United States of America	Unavailable	Texas	Bryan	River	Lotic	GBIF, 2023	-96.5431220	30.6278740
North America	United States of America	Unavailable	California	Temecula	River	Lotic	GBIF, 2023	-117.1716920	33.4555630
Asia	Indonesia	Unavailable	Unavailable	Pontianak	River	Lotic	Rahayu, Sari, 2023	111.2347640	0.1198050
South America	Brazil	Northeast	Sergipe	Unavailable	Reservoir	Lentic	Rosa, 2023	-37.974444	-9.537500
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.14147731	-7.490371888
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.15704539	-7.506094162
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.20226105	-7.502662038
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.17391229	-7.497538409
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.17039794	-7.506216547
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.17161823	-7.48547993
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.15508976	-7.481027644
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.14707378	-7.485899811

South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Boqueirão	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.14085578	-7.485732987
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.83440073	-7.886331422
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.84374965	-7.890838143
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.85039791	-7.888836446
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.86524332	-7.882648052
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.85553132	-7.884903498
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Camalaú	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.85108174	-7.886326994
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Sumé	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.90692877	-7.674238046
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Sumé	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.90834371	-7.673964697
South America	Brazil	Northeast	Paraíba	Sumé	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-36.91467657	-7.67048799
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0835170	-8.4324525
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0805569	-8.4272215
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0694090	-8.4360276
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0545722	-8.4299687
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0613639	-8.4410276
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0388742	-8.4570208
South America	Brazil	Northeast	Pernambuco	Floresta	Reservoir	Lentic	Sousa et al., 2024	-38.0497343	-8.4497726
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Magdalena	River	Lotic	GBIF	-57.5180180	-35.0819510
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Pergamino	River	Lotic	GBIF	-60.5751720	-33.9034000
South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Vicente López	River	Lotic	GBIF	-58.4788790	-34.4940140

South America	Argentina	Unavailable	Buenos Aires	Unavailable	River	Lotic	GBIF	-58.5465370	-34.7565990
South America	Argentina	Unavailable	Catamarca	El Alto	Reservoir	Lentic	GBIF	-65.3022720	-28.3357130
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	La Calera	Reservoir	Lentic	GBIF	-64.4321830	-31.3731470
South America	Argentina	Unavailable	Córdoba	La Calera	River	Lotic	GBIF	-64.3293560	-31.3406490
South America	Argentina	Unavailable	Entre Ríos	Concordia	River	Lotic	GBIF	-57.9385700	-31.2747350
Asia	China	Unavailable	Jiangsu	Nanquim	River	Lotic	GBIF	118.7777780	32.0616670
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	Unavailable	Unavailable	GBIF	121.4425310	31.0863860
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	Unavailable	Unavailable	GBIF	121.1413890	31.7866670
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	Unavailable	Unavailable	GBIF	121.1413890	31.7866670
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Shanghai	Unavailable	Unavailable	GBIF	121.4709590	31.2931040
Asia	China	Unavailable	Zhejiang	Hangzhou	Unavailable	Unavailable	GBIF	120.1525800	30.2849710
Asia	China	Unavailable	Kiangsu	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	120.1214680	31.1929590
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.4788100	33.5700230
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	104.8850590	35.4528560
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	104.0500990	34.2629080
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	120.5415410	26.0919550
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	102.8635750	33.8624500
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	105.4124030	35.7387260
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	102.9514660	35.8100340
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	101.9846690	33.9354020

Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	104.6213880	35.4528560
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.6545910	35.5244200
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.6516630	34.8474320
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.6540370	35.1000340
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	104.5334970	33.8624500
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.3909190	33.9354020
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	103.6545910	34.3899290
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	112.6501800	29.7186890
Asia	China	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	101.8967780	33.9354020
Asia	Japan	Unavailable	Unavailable	Hondo	Unavailable	Unavailable	GBIF	135.6596350	34.6015080
Asia	Japan	Unavailable	Unavailable	Kobe	Unavailable	Unavailable	GBIF	135.1846440	34.6733230
Asia	Korea, Republic of (South)	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	Unavailable	GBIF	127.7709790	36.3531320
Asia	Philippines	Unavailable	Unavailable	Manila	Unavailable	Unavailable	GBIF	121.0859500	14.6066590

ANEXO D – NORMAS DA REVISTA JOURNAL OF MOLLUSCAN STUDIES

