



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

MARIELE PASUCH DE CAMARGO

Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais

Maringá
2022

MARIELE PASUCH DE CAMARGO

Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais

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

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Coorientador: Prof. Dr. Almir Manoel Cunico

Maringá
2022

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

C172e

Camargo, Mariele Pasuch de, 1992-

Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais / Mariele Pasuch de Camargo. -- Maringá, 2022.

79 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

Coorientador: Prof. Dr. Almir Manoel Cunico.

1. Peixes de riachos, Assembleia de - Bioinvasões - Composição taxonômica e funcional - Região Neotropical. 2. Peixes de água doce - Invasões biológicas - Ecologia - Impactos. 3. *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) - Potencial invasor - Produção aquícola - Pressão de Propágulos. 4. Piscicultura - Tanques escavados - Escapes e solturas - Ocupação aquícola - Região Neotropical. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD23. ed.– 597.17641809816

MARIELE PASUCH DE CAMARGO

Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes (Presidente)
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Ângelo Antonio Agostinho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Diego Côrrea Alves
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Prof. Dr. Mário Luis Orsi
Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Prof.^a Dr.^a Natalia Carneiro Lacerda dos Santos (Suplente)
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Dr. Fernando Miranda Lansac-Tôha (Suplente)
Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutorando UEM/PEA)

Aprovada em: 25 de fevereiro de 2022

Local da defesa: Auditório do Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho aos familiares e amigos que de perto me acompanharam nessa jornada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pelo dom da vida e por guiar os meus passos até aqui. Quando olho para a minha jornada, tenho muitos motivos para louvar e agradecer por tantas graças recebidas.

Ao meu esposo e melhor amigo, Paulo André Cremonez. Noivamos e nos casamos durante o meu doutorado, enfrentamos juntos uma pandemia e uma rotina de *home-office*, engravidei também nesse período. Você foi a pessoa que acompanhou mais de perto essa louca jornada, aquele que segurou a minha mão e me arrancou sorrisos mesmo nos dias mais difíceis, meu grande incentivador, meu porto seguro. Palavras nunca serão suficientes para expressar sua importância na minha vida, mas espero que eu possa demonstrar todos os dias.

Ao meu filho Lucas, que mesmo ainda em meu ventre já mudou completamente a minha vida, despertou o melhor em mim e me fez enxergar tudo de uma maneira diferente. É por você que quero ser sempre uma pessoa e uma profissional melhor.

Aos meus pais, Antônio e Mirtes, por sempre valorizarem os meus estudos e por me apoiarem em minhas decisões. Tenho certeza que mesmo sem entenderem muitas vezes, falam cheios de orgulho que a filha deles faz doutorado. Eu amo vocês!

Aos meus irmãos Diego e Maiara, cunhados Nyelen, Adriel, Sara, João, Ana, Matheus, Filipe e Eduarda, pelo convívio leve, pelo diálogo e conselhos, e às sobrinhas Elena, Lara, Alice e Lívia que enchem meus dias de alegria. Aos meus sogros Vicente e Vera pelo suporte em muitas ocasiões. Sou muito agraciada por conviver de perto com as duas famílias. Talvez não saibam, mas em muitos momentos tornaram o fardo mais leve pelo simples fato de estarem ali.

Ao meu orientador, Dr. Luiz Carlos Gomes, por ter aceitado me orientar mesmo sem me conhecer. Sempre lembrarei com carinho de encontrar sua sala com a porta aberta, disponível aos seus alunos, e dos seus valiosos conselhos sobre a vida acadêmica. Ao meu coorientador, Dr. Almir Manoel Cunico por todas as nossas conversas e por todo o conhecimento dividido nesse período. Te considero um grande profissional! Ainda que tenhamos enfrentado uma pandemia e um distanciamento social, aprendi muito contigo.

Aos colegas de ambos os laboratórios, pois tive a feliz experiência de encontrar pessoas maravilhosas e que me acolheram com muito carinho, tanto em Maringá como em Palotina. Aos colegas do laboratório de Ictioestatística pelo companheirismo e pelos cafés diários, ainda que por um período breve de quando morei em Maringá, e de forma especial à Carolina Mendes Muniz pelo suporte nas análises funcionais. Aos companheiros do LEPI

pelas intensas coletas e biometrias, pelas histórias e perrengues, mas sobretudo pela amizade e pelos laços construídos. Não posso deixar de citar as pessoas que mais de perto acompanharam o desenvolvimento da minha tese: Fabrício Dutra, Sandra Forneck e Leonardo Ribas. Faço um agradecimento especial à Sandra por nossas valiosas conversas e desabafos, as vezes sobre a tese, mas muitas vezes sobre a vida. Você se tornou uma grande amiga, além de ser uma grande profissional.

As amigadas do 403 Ariadne e Grasielle. Morar com pessoas que eu não conhecia foi certamente um grande desafio, mas cheguei em Maringá e encontrei vocês. Guardo na memória e no coração o nosso convívio, os filmes natalinos com pipoca, os passeios, as faxinas e as risadas.

Aos meus grandes amigos Charles e Camila Celant, Rafael Pelin e Bruna Peracchi, Matheus e Caroline Rodrigues, Eduardo Rauber e Eloísa Moscon, padre Manoel de Pierri Primo e Daniel Werle. Ainda que hoje sejamos “velhos” para o grupo de jovens Arcanjos, vocês marcaram uma fase muito importante da minha vida. E a tantas pessoas especiais com quem tenho o privilégio de conviver. De maneiras muito particulares vocês me inspiram e me fazem ir mais longe.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela qualidade, transparência e comprometimento com a ciência. Sou grata pelas excelentes disciplinas, cursos e oportunidades que o programa ofereceu, mesmo em difíceis tempos de trabalho remoto. A todos os funcionários do PEA e NUPELIA, em especial a secretária Bete que sempre muito prontamente e com muita paciência me ajudou em diferentes situações. Agradeço também as pós-doutorandas do programa Danielle Petsch e Louizi Braghin pelo auxílio em análises estatísticas e por me ajudarem a solucionar problemas com o programa R.

Ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida.

Aos membros da banca por aceitarem o convite e pelas valiosas contribuições a essa pesquisa.

Escrever os agradecimentos fez com que um filme passasse na minha cabeça, mas fica a certeza de que tudo valeu a pena. Agradeço a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho, e peço sinceras desculpas se esqueci de mencionar alguém. O mais bonito e mais gratificante dessa jornada foi, sem dúvidas, dividi-la com pessoas especiais e que torcem por mim. Obrigada!

*"Isto é uma ordem: sê firme e corajoso.
Não te atemorizes, não tenhas medo,
porque o Senhor está contigo em
qualquer parte para onde fores"*

(Josué 1, 9)

Efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a estrutura taxonômica e funcional de assembleias de peixes em riachos Neotropicais

RESUMO

Os processos de invasão biológica são fenômenos complexos e compreendem um dos maiores desafios para a conservação da biodiversidade em ambientes aquáticos continentais. Dentre os diferentes mecanismos envolvidos nesses processos, a pressão de propágulos, isto é, o número de indivíduos não nativos liberados e o número de eventos de liberação são determinantes no sucesso de estabelecimento de espécies não nativas. Neste cenário, a aquicultura se insere como uma importante fonte de propágulos de espécies com alto potencial invasor, a exemplo da Tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, uma vez que os escapes acidentais e as solturas intencionais dos tanques de produção são recorrentes. A fim de avaliar a influência da aquicultura sobre as assembleias de peixes em riachos Neotropicais, nove riachos de pequena ordem, afluentes do rio Piquiri foram amostrados. Estes riachos diferem quanto a porcentagem de ocupação aquícola em suas microbacias, sendo essa diferença utilizada como um *proxy* da pressão de propágulos de *O. niloticus* para ambientes naturais. Sendo assim, a presente pesquisa teve como objetivos avaliar os efeitos de diferentes intensidades de produção aquícola da tilápia sobre os padrões de riqueza, composição e estrutura da ictiofauna, testando-se a hipótese de que o aumento da pressão de propágulos dessa espécie altera os padrões de ocorrência e de abundância das assembleias, bem como discutir os efeitos dessa mesma espécie sobre a estrutura funcional da ictiofauna, observando-se a influência da ocupação aquícola nas respostas dos índices de diversidade funcional e nos padrões de dissimilaridade entre os diferentes riachos. Os resultados indicaram que riachos sem ocupação aquícola e sem a presença de *O. niloticus* foram mais similares em suas composições e diferiram nos padrões de ocorrência e distribuição da ictiofauna dos riachos com atividade aquícola. Observou-se também a presença da espécie alterou os índices de diversidade funcional entre os riachos, por apresentar traços mais extremos que lhe permitem aumentar o espaço funcional dos ambientes receptores e promover maior diferenciação de nicho. Os resultados reforçam o potencial da aquicultura como uma fonte importante de propágulos de espécies não nativas para ambientes naturais e atentam para o poder estruturador da tilápia sobre a composição taxonômica e funcional da ictiofauna nativa.

Palavras-chave: Invasão Biológica. Pressão de Propágulos. Aquicultura. *Oreochromis niloticus*.

Effects of different intensities of aquaculture occupation on the taxonomic and functional structure of fish assemblages in neotropical streams

ABSTRACT

Biological invasion processes are complex phenomena and comprise one of the greatest challenges for the conservation of biodiversity in continental aquatic environments. The pressure of propagules, i.e., the number of non-native individuals released and the number of release events, is among the different mechanisms involved in these decisive processes for the successful establishment of non-native species. In this scenario, aquaculture is an important source of propagules of species with high invasive potential, such as Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*), as accidental escapes and intentional releases from production ponds are recurrent. Nine small streams, tributaries of the Piquiri River (Paraná, Brazil), were sampled to evaluate the effect of aquaculture on fish assemblages in neotropical streams. The watersheds of these streams differ in percentage of aquaculture occupation, and this difference was used as a proxy for propagule pressure of *O. niloticus* in natural environments. Therefore, the present research aimed to evaluate the effects of different intensities of aquaculture production of tilapia on the richness patterns, composition and structure of the ichthyofauna, testing the hypothesis that the increase in propagule pressure of this species alters the patterns of occurrence and abundance of assemblages, as well as discuss the effects of this species on the functional structure of ichthyofauna, observing the effect of aquaculture occupation on responses of functional diversity indexes and on dissimilarity patterns among the different streams. The results indicated that streams with no aquaculture occupation and with no presence of *O. Niloticus* had more similar compositions and differed in patterns of occurrence and distribution of ichthyofauna from streams under aquaculture activity. In addition, the presence of tilapia altered the functional diversity indexes in the streams, as the species presented more extreme traits that allow it to increase the functional space of receptor environments and promote greater niche differentiation. The results reinforce the potential of aquaculture as an important source of propagules of non-native species for natural environments and raise attention to the structuring power of tilapia on the taxonomic and functional composition of native ichthyofauna.

Keywords: Biological Invasion. Propagule Pressure. Aquaculture. *Oreochromis niloticus*.

Tese elaborada e formatada conforme as normas de publicações científicas: *Ecology of Freshwater Fish e Biological Invasions*.

Disponíveis em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/page/journal/16000633/homepage/forauthors.html>>

<<https://www.springer.com/journal/10530/submission-guidelines>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	14
REFERÊNCIAS	16
2 ESCAPES DE <i>Oreochromis niloticus</i> DE TANQUES DE PISCICULTURA ALTERAM A COMPOSIÇÃO E A ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA EM RIACHOS NEOTROPICAIS	19
ABSTRACT.....	19
2.1 Introdução	20
2.2 Material e Métodos.....	21
2.2.1 Área de Estudo	21
2.2.2 <i>Proxy</i> para a pressão de propágulos e coleta dos dados	22
2.2.3 Análise dos dados	24
2.3 Resultados	26
2.4 Discussão	29
2.5 Conclusão	31
REFERÊNCIAS	31
MATERIAL SUPLEMENTAR	37
Apêndice S1 - Lista de espécies, abundância total e origem dos peixes coletados em riachos de pequena ordem no rio Piquiri, Bacia do alto Paraná, Brasil.	37
Apêndice S2 – Estimativas de densidade pelo Método de Máxima Verossimilhança de Zippin nos riachos amostrados.....	43
3 EFEITOS DE DIFERENTES INTENSIDADES DE OCUPAÇÃO AQUÍCOLA PARA PRODUÇÃO DE <i>Oreochromis niloticus</i> SOBRE A ESTRUTURA FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM RIACHOS NEOTROPICAIS	45
ABSTRACT.....	45
3.1 Introdução	46
3.2 Metodologia.....	47
3.2.1 Área de estudo	47

3.2.2 Amostragem da ictiofauna e caracterização funcional	47
3.2.3 Análise dos dados	49
3.3 Resultados	51
3.4 Discussão	54
3.5 Conclusão	56
REFERÊNCIAS	56
MATERIAL SUPLEMENTAR	61
Apêndice S1 – Traços funcionais de guilda trófica, fecundação, cuidado parental, tolerância, migração, microhabitat e comprimento padrão das 70 espécies capturadas nos nove riachos amostrados neste estudo	61
Apêndice S2 - Lista de espécies, abundância total e origem dos peixes coletados em riachos de pequena ordem no rio Piquiri, Bacia do alto Paraná, Brasil.	71
Apêndice S3 – Estimativas de densidade pelo Método de Máxima Verossimilhança de Zippin nos riachos amostrados.....	77
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79

1 INTRODUÇÃO GERAL

Ambientes de água doce em regiões Neotropicais estão sendo cada vez mais ameaçados por atividades humanas, cujos impactos resultam, sobretudo, no rápido declínio no número de espécies (Albert et al., 2020). Entre as principais ameaças, destacam-se os processos de invasão biológica, os quais caracterizam-se como importantes componentes da mudança global, responsáveis por grandes alterações nos padrões de biodiversidade (Pysek et al., 2010; Simberloff et al., 2013; Shuai et al., 2018). Tais processos associam-se a mudanças ecológicas substanciais que podem levar ao aumento da homogeneização biótica em grandes escalas espaciais (Villéger et al., 2011).

Com a crescente globalização, espécies não nativas passaram a compor as comunidades biológicas em todo o mundo, das quais, muitas dessas espécies tornaram-se invasoras bem sucedidas (Seebens et al., 2017) e provocaram uma série de impactos ambientais. No entanto, o processo de invasão biológica, embora cada vez mais comum, envolve etapas complexas para que os indivíduos introduzidos tenham sucesso nos novos ambientes. Essas etapas compreendem não somente o transporte e a introdução em novos ecossistemas, como também o estabelecimento e a capacidade de dispersão (Cassey et al., 2004; Blackburn et al., 2020) sendo que, em cada uma dessas etapas, barreiras ambientais e biológicas são impostas aos novos indivíduos.

Associado a essas diferentes barreiras, sabe-se que o número de indivíduos não nativos liberados em um novo ambiente se insere também como uma variável importante no entendimento do sucesso de estabelecimento de espécies invasoras, principalmente em casos de introduções acidentais (Lockwood et al., 2005). Essa medida, chamada de pressão de propágulo, define o número de indivíduos introduzidos (tamanho do propágulo) e sua frequência de introdução (número de propágulos) como fatores importantes para a etapa de estabelecimento (Lockwood et al., 2009; Britton e Gozlan, 2013; Cassey et al., 2018).

Neste cenário, destaca-se a atividade aquícola como uma relevante fonte de propágulos de espécies não nativas para ambientes aquáticos de água doce (Queiroz-Sousa et al., 2018; Lima-Junior et al., 2018). Os escapes acidentais, as liberações intencionais e a negligência no manejo de táxons não nativos dos tanques de produção para os corpos d'água adjacentes são vias importantes de introdução (Casimiro et al., 2018; Bezerra et al., 2019). Essa realidade se intensifica no Brasil, onde grande parte da produção se concentra em pacotes tecnológicos de espécies não nativas, como *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), conhecida popularmente como Tilápia do Nilo.

Apesar dos muitos impactos ambientais e ecológicos já reportados para essa espécie em diferentes regiões do planeta, ela continua sendo uma das mais produzidas e introduzidas do mundo (Gu et al., 2015). *Oreochromis niloticus* tolera uma ampla gama de condições ambientais ligadas a salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido, tem elevado potencial reprodutivo, hábitos alimentares onívoros e comportamento agressivo (Attayde et al., 2011; Camargo-dos-Santos et al., 2021), o que favorece sua introdução e, conseqüentemente, seu posterior estabelecimento em ambientes aquáticos.

Aliada à produção de táxons não nativos com alto potencial invasor, a exemplo da tilápia, e a rápida expansão da aquicultura nos últimos anos, o manejo inadequado dos tanques de produção e os inevitáveis escapes durante as etapas de cultivo desencadeiam problemas ambientais como alteração de *habitats*, alterações na cadeia trófica, aumento da produção de híbridos interespecíficos e a introdução de parasitas não nativos transmitidos a hospedeiros nativos (Nobile et al., 2019). Outro importante impacto consiste nas alterações nos padrões de ocorrência e de distribuição dos táxons nativos, uma vez que as respostas da comunidade frente aos processos de invasão não são aleatórias, pois as espécies não nativas tendem a afetar espécies com exigências ecológicas semelhantes que passam a competir por recursos (Mouillot et al., 2013).

Ressalta-se que não somente alterações na composição taxonômica das assembleias, estudos têm demonstrado também alterações na estrutura funcional em ambientes invadidos. Abordagens baseadas nos traços de vida das espécies se tornaram um tema central em ecologia de comunidades, pois permitem inferir sobre os mecanismos que conduzem diferentes respostas frente a variações ambientais (Winemiller et al., 2015). Alguns traços apresentam funções bem estabelecidas e podem exibir variações previsíveis ao longo de gradientes ambientais (Poff et al., 2010; Mims e Olden, 2012).

Nesse sentido, as características ligadas a biologia e ecologia das espécies merecem destaque no contexto das bioinvasões, considerando que quando se tornam invasoras bem sucedidas, algumas dessas espécies podem romper *links* ecológicos entre táxons nativos e alterar o funcionamento dos ecossistemas (Gaertner et al., 2014). Ademais, destaca-se que algumas espécies são intrinsecamente mais invasivas do que outras por apresentarem traços que lhe conferem vantagens competitivas no ambiente receptor (van Kleunen et al., 2010; Carboni et al., 2018). Isso é particularmente importante para *O. niloticus*, cujas características biológicas lhe conferem alto potencial invasor quando introduzida em novos ambientes.

Diante do apresentado, torna-se necessário avaliar os efeitos da introdução de *O. niloticus* sobre a estrutura taxonômica e funcional das assembleias nativas, sobretudo em

ambientes continentais que se encontram fortemente ameaçados por atividades antrópicas, a exemplo da aquicultura. Sendo assim, a presente pesquisa teve como objetivos avaliar os efeitos de diferentes intensidades de ocupação aquícola sobre a composição e a estrutura taxonômica da ictiofauna em riachos Neotropicais, testando-se a hipótese que a pressão de propágulos gerada pela atividade altera os padrões de ocorrência e de distribuição das assembleias. A influência da sazonalidade e das variáveis ambientais foram também avaliadas, tendo em vista que podem ser responsáveis por alterar os padrões da biodiversidade aquática. Considerando que abordagens funcionais podem ser complementares a abordagens taxonômicas e oferecer respostas importantes frente a processos de invasão biológica, avaliou-se também a influência da atividade aquícola e da pressão de propágulos da tilápia sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes, testando-se as métricas clássicas de diversidade funcional em riachos invadidos e não invadidos, bem como os padrões de dissimilaridade funcional entre os diferentes locais de amostragem.

REFERÊNCIAS

- Albert JS, Tagliacollo V & Dagosta F (2020). Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51: 27-53.
- Attayde JL, Brasil J & Menescal RA (2011). Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 18: 437–443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>
- Bezerra LAV, Freitas MO, Daga VS, Occhi TTV, Faria L, Costa APL, et al. (2019). A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish and Fisheries*, 20: 620– 639. <https://doi.org/10.1111/faf.12365>
- Blackburn TM, Cassey P & Duncan R (2020). Colonization pressure: a second null model for invasion biology. *Biol Invasions*, 22: 1221-1233. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02183-7>
- Britton JR & Gozlan RE (2013). How many founders for a biological invasion? Predicting introduction outcomes from propagule pressure. *Ecology*, 94(11): 2558-2566.
- Camargo-dos-Santos B, Rossi VS, Gonçalves BB, Leutz JACM, Giaquinto PC & Zanuzzo FS (2021). The impact of catch-and-release on feeding responses and aggressive behavior in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 54(3): 133-148. <https://doi.org/10.1080/10236244.2021.1953380>

- Carboni M, Calderon-Sanou I, Pollock L, Violle C, Consortium D & Thuiller W (2018). Functional traits modulate the response of alien plants along abiotic and biotic gradients. *Global Ecology and Biogeography*, 1-13. <https://doi.org/10.1111/geb.12775>
- Casimiro ACR, Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Britton JR, Agostinho AA, Almeida FS & Orsi ML (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia*, 35: e14638. <https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e14638>
- Cassey P, Blackburn TM, Jones KE & Lockwood JL (2004). Mistakes in the analysis of exotic species establishment: source pool designation and correlates of introduction success among parrots (Aves: Psittaciformes) of the world. *Journal of Biogeography*, 31: 277–284. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00979.x>
- Cassey P, Delean S, Lockwood JL, et al. (2018). Dissecting the null model for biological invasions: a meta-analysis of the propagule pressure effect. *PLoS Biol*, 16: e2005987. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005987>
- Gaertner M, Biggs R, Te Beest M, Hui C, Molofsky J & Richardson DM (2014). Invasive plants and drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distribution*, 20: 733–744. <https://doi.org/10.1111/ddi.12182>
- Gu, DE; Ma, GM & Zhu YJ (2015). The impacts of invasive Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the fisheries in the main rivers of Guangdong Province, China. *Biochemical Systematics and Ecology*, 59: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.bse.2015.01.004>
- Lima-Júnior DP, Magalhães ALB, Pelicice FM, Vitule JRS, Azevedo-Santos VM, Orsi ML, et al. (2018). Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio*, 47(4): 427– 440. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1001-z>
- Lockwood JL, Cassey P & Blackburn T (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 223–228.
- Lockwood JL, Cassey P & Blackburn T (2009). The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 15: 904–910. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>
- Mims MC & Olden JD (2012). Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology*, 93: 35–45. <https://doi.org/10.1890/11-0370.1>
- Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, et al. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3): 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

- Nobile AB, Cunico AM, Vitule JRS, Queiroz J, Vidotto-Magnoni AP, Garcia DAZ, Orsi ML, Lima FP, Acosta AA, Silva RJ, Prado FD, Porto-Foresti F, Brandão H, Foresti F, Oliveira C & Ramos IP (2019). Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Reviews in Aquaculture*: 1-23. <https://doi.org/10.1111/raq.12393>.
- Poff NL, Pyne MI, Bledsoe BP, Cuhaciyan CC & Carlisle DM (2010). Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1441–1458. <https://doi.org/10.1899/10-030.1>
- Pysek P, Jarosik V, Hulme PE, Kühn I, Wilda J, Arianoutsou M, Bacher S, Chiron F, Didžiulis V, Essl F, Genovesi P, Gherardi F, Hejda M, Kark S, Lambdon PW, Desprez-Loustau ML, Nentwig W, Pergl J, Poboljšaj K, Rabitsch W, Roques A, Roy DB, Shirley S, Solarz W, Vilà M & Winter M (2010). Disentangling the role of environmental and human pressures on biological invasions across Europe. *PNAS*, 107(27):12157–12162. <https://doi.org/10.1073/pnas.1002314107>
- Queiroz-Sousa J, Brambilla EM, Garcia-Ayala JR, Travassos FA, Daga VS, Padial AA. et al. (2018). Biology, ecology and biogeography of the South American silver croaker, an important Neotropical fish species in South America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 693– 714. <https://doi.org/10.1007/s11160-018-9526-1>
- Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, et al. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8: 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Shuai F, Lek S, Li Z & Zhao T (2018). Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river. *Biological Invasions*, 20: 2981-2996. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1751-y>
- Simberloff D, Martin J, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E & Vilà M (2013). Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 8(8): 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- van Kleunen M, Weber E & Fischer M (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13: 235–245. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>
- Villéger S, Blanchet S, Beauchard O, Oberdorff T & Brosse S (2011). Homogenization patterns of the world’s freshwater fish fauna. *PNAS*, 108: 18003-18008. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107614108>
- Winemiller KO, Fitzgerald DB, Bower LM & Pianka E (2015) Functional traits, convergent evolution, and periodic tables of niches. *Ecology Letters*, 18: 737–751. <https://doi.org/10.1111/ele.12462>

2 ESCAPES DE *Oreochromis niloticus* DE TANQUES DE PISCICULTURA ALTERAM A COMPOSIÇÃO E A ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA EM RIACHOS NEOTROPICAIS

Escapes de *Oreochromis niloticus* alteram padrões da ictiofauna em riachos

ESCAPES OF *Oreochromis niloticus* FROM AQUACULTURE PONDS ALTER THE ICHTHYOFAUNA COMPOSITION AND STRUCTURE IN NEOTROPICAL STREAMS

***Oreochromis niloticus* escapes alter patterns of ichthyofauna in streams**

ABSTRACT

Escapes from aquaculture ponds is an important source of introduction of non-native species into aquatic environments. The objective of this research was to evaluate the effects of different intensities of aquaculture production of *Oreochromis niloticus* on the ichthyofauna composition and structure in nine Neotropical streams. The differences in percentage of occupation of drainage areas by aquaculture activity were used as a proxy for the propagule pressure of the species in natural environments and allowed for the classification of the streams into three propagule pressure categories: no propagule, moderate and intense. The fish were caught using electric fishing, sorted and identified. Environmental variables were also measured. Data of presence and absence, and density of species were used to test the effect of the activity on the composition and structure of fish assemblages, performing a Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA) between the different categories and months of collection, combined with PCoA graphical exploration. These same analyses were carried out for environmental variables. Seventy species were sampled. *O. niloticus* was captured only in streams under the effect of aquaculture ponds. PERMANOVA showed that the occurrence and densities of the ichthyofauna differed significantly between the aquaculture occupation categories. There was no effect of collection periods and environmental variables on the patterns, isolating the effect of aquaculture activity. The results reinforce the importance of aquaculture as a source of introduction of species with high invasive potential into aquatic environments. The expansion of the activity can promote the dispersion of these species and negative impacts.

Keywords: Introductions; Non-native species; Aquatic environments; Aquaculture production; Propagule pressure; Neotropical ichthyofauna.

2.1 Introdução

Espécies aquáticas invasoras destacam-se como uma das principais ameaças para a conservação de ecossistemas aquáticos em todo o mundo (Panlasigui et al., 2018; Reid et al., 2018). Embora tenha-se conhecimento que nem todas as espécies introduzidas se estabelecem com sucesso em ambientes distintos de sua área original (Williamson, 2006; Simberloff, 2009), e que uma grande fração das que se estabelecem acarretam poucos efeitos em seus novos ecossistemas, algumas estão associadas a importantes impactos ecológicos, evolutivos e econômicos (Gu et al., 2018; 2020).

O processo de invasão biológica reconhece que quando uma espécie é introduzida em um novo local, deve ultrapassar diferentes estágios para invadir com sucesso o novo ambiente e ao invadir, pode levar ao declínio de populações nativas e modificar os padrões de ocorrência das espécies (Villéger et al., 2011), bem como ocasionar eventos de hibridização, competição, predação, parasitismo, alterações na estrutura trófica e na ciclagem de nutrientes (Simberloff e Rajmánek 2011; Gubiani et al., 2018). Neste cenário, a difícil detecção dos impactos ecológicos desse processo em suas fases iniciais subestima os efeitos dos eventos de introdução, tendo em vista que esses se tornam evidentes somente a longo prazo (Simberloff, 2014; Jeschke e Starzer, 2018; Raj et al., 2021).

Apesar da complexidade e dos diferentes mecanismos envolvidos em cada uma das etapas da invasão, há uma crescente discussão sobre a influência do número de indivíduos não nativos liberados e do número de eventos de liberação como fatores determinantes no sucesso de invasão. Essa medida, chamada de pressão de propágulos, considera que a pressão aumenta em função do número de eventos e de indivíduos liberados (número e tamanho de propágulos, respectivamente), sendo então o número mínimo de indivíduos não nativos introduzidos fundamental para o estabelecimento de suas populações (Lockwood et al., 2005; Britton e Gozlan, 2013; Blackburn et al., 2015).

Em ambientes aquáticos continentais, particularmente vulneráveis à invasão biológica (Vitule et al., 2019), os eventos de invasão decorrentes de intensa pressão de propágulos têm sido cada vez mais comuns (Darragh et al., 2013), e a aquicultura se insere como o principal vetor (Forneck et al., 2016; Lima et al., 2018). No mundo, estima-se que tal atividade seja responsável por mais de 40% das introduções intencionais (Vitule, 2009), sendo que no Brasil figura como a principal fonte de propágulos de espécies não nativas para ambientes aquáticos (Lima-Junior et al., 2018; Nobile et al., 2019; Forneck et al., 2020).

Dentre as espécies mundialmente introduzidas pela aquicultura, destaca-se

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758), conhecida como Tilápia do Nilo. Essa espécie é uma das mais populares da atividade, dada sua capacidade de tolerar uma ampla gama de condições ambientais, seu elevado *fitness* reprodutivo e hábitos alimentares onívoros, o que a torna uma das espécies mais introduzidas no mundo (Martin et al., 2010; Attayde et al., 2011; Gu et al., 2015). No entanto, os escapes acidentais e as solturas intencionais de *O. niloticus* dos tanques de piscicultura constituem-se como importantes fontes de propágulos para o seu estabelecimento em diferentes regiões do mundo (Azevedo-Santos et al., 2011). O Brasil atualmente se destaca como o quarto maior produtor mundial dessa espécie (Nobile et al., 2019) e o maior produtor das Américas (El-Sayed et al., 2020), sendo provavelmente o país com a maior pressão de propágulos do continente americano (Forneck et al., 2020).

Tendo em vista que a introdução de espécies não nativas decorrente da aquicultura é uma realidade mundial, especialmente em países em desenvolvimento como o Brasil (Pelicice et al., 2014; 2017), avaliar a pressão de propágulos dessa atividade sobre a estrutura da ictiofauna torna-se fundamental para se propor ações de manejo. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo avaliar os efeitos de diferentes intensidades de produção aquícola de *Oreochromis niloticus* sobre os padrões de riqueza, composição e estrutura da ictiofauna em riachos Neotropicais. Testou-se a hipótese de que o aumento da pressão de propágulos dessa espécie em ambientes naturais representa um fator determinante na estrutura das comunidades, alterando os padrões de ocorrência e de abundância das espécies.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido em nove riachos de segunda e terceira ordem (Strahler, 1957) pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Piquiri, Ecorregião do Alto rio Paraná (Abell et al., 2008), compreendendo uma área de drenagem de 31.000 km² em um dos últimos tributários livres de barragens do rio Paraná, o que a insere em um ecossistema com alta relevância ecológica (Gubiani et al., 2010). Da mesma forma, sua área de abrangência destaca nacionalmente a produção aquícola, o que garante que os riachos selecionados sejam também bons modelos para compreender os efeitos da pressão de propágulos oriundos de escapes de pisciculturas sobre os ambientes aquáticos continentais. Em riachos sob forte influência da atividade na referida bacia, *Oreochromis niloticus* apresentou evidências de

estabelecimento, com predomínio de fêmeas e com alta captura de indivíduos jovens, o que sugere o sucesso reprodutivo da espécie (Forneck et al., 2020).

2.2.2 *Proxy* para a pressão de propágulos e coleta dos dados

Os nove riachos amostrados (Figura 1) diferem quanto a porcentagem de ocupação de sua área de drenagem pela atividade de aquicultura, utilizada neste estudo como um *proxy* para a pressão de propágulos de *O. niloticus* em ambientes naturais. A porcentagem de ocupação se deu a partir do cálculo do somatório da área de cada tanque em relação a área total de cada microbacia, sendo:

$$\%OA = \frac{\sum At}{Amb}$$

%OA = Porcentagem de ocupação aquícola

$\sum At$ = Somatório da área de cada tanque de aquicultura (lâmina d'água) localizado na microbacia (m²)

Amb = Área total da microbacia (m²)

A área de cada tanque foi mensurada a partir de imagens do software Google Earth Pro® durante o período de janeiro a junho de 2017. Os pontos amostrais foram selecionados após visita *in loco* a cada um dos trechos previamente selecionados pelas imagens de satélite. As nove microbacias foram então classificadas em três categorias de ocupação aquícola: pressão de propágulo ausente (sem atividade de aquicultura), pressão de propágulo moderada (ocupação aquícola de 0,27 a 0,37%) e pressão de propágulo intensa (0,60 a 0,84% de ocupação), o que representa pelo menos o dobro de ocupação em relação a categoria moderada. Ressalta-se que adotar um percentual de ocupação aquícola visou tornar a amostragem das microbacias mais padronizadas, uma vez suas áreas totais de drenagem são muito variáveis e o impacto de uma mesma área de lâmina d'água não é o mesmo em bacias cujas áreas são muito distintas. Cada uma das categorias teve três riachos amostrados, conforme apresentado na Tabela 1.

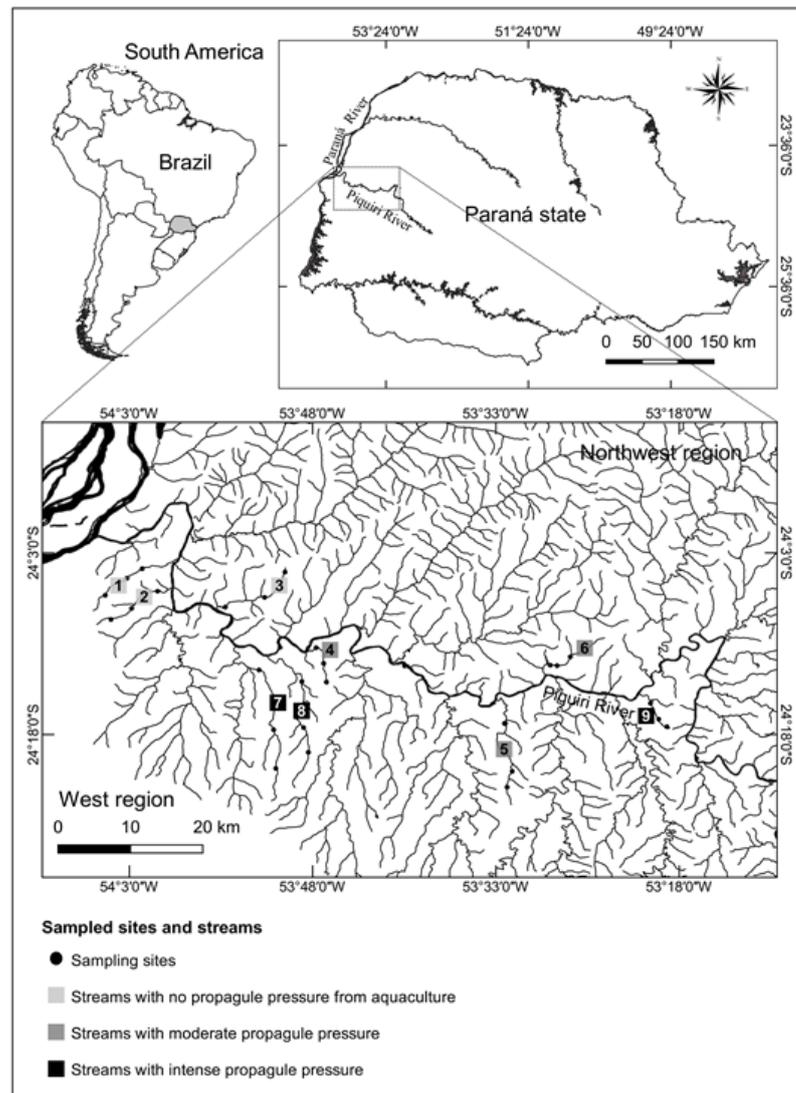


Figura 1. Riachos amostrados na Bacia do rio Piquiri, Paraná, Brasil: 1) Córrego Tapera; 2) Córrego Taquari; 3) Rio do Bagre; 4) Sanga 16 de Janeiro; 5) Rio Baiano; 6) Rio das Antas; 7) Arroio Santa Fé; 8) Arroio Pioneiro; e 9) Córrego Tatu. Fonte: Forneck et al. (2020).

Tabela 1. Categorias de pressão de propágulos, área total de drenagem das microbacias, área de lâmina d'água em cada microbacia e percentual de ocupação aquícola nos riachos avaliados

Riacho	Pressão de propágulo	Área da microbacia (m ²)	Área da lâmina d'água (m ²)	% de ocupação aquícola
Tapera	Ausente	41.243,024	0	-
Taquari	Ausente	39.838,907	0	-
Bagre	Ausente	76.782,673	0	-
Baiano	Moderada	72.036,167	196.097	0,27
16 de janeiro	Moderada	15.664,225	57.900	0,37
Antas	Moderada	49.457,328	181.062	0,37
Santa Fé	Intensa	85.490,000	511.651	0,60
Tatu	Intensa	24.555,289	189.679	0,77
Pioneiro	Intensa	95.320,000	804.039	0,84

As assembleias de peixes foram coletadas em três pontos de amostragem em cada um dos riachos (cabeceira, meio e foz), totalizando 27 pontos amostrais. Os peixes foram capturados trimestralmente durante o período de dezembro/2017 a setembro/2018, utilizando-se equipamento portátil de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2.5kW, 400V, 2A), com três capturas sucessivas no sentido jusante-montante em um trecho de 50 metros delimitado por rede de multifilamento com malha de 0,5 cm.

Os peixes capturados foram anestesiados em solução de Eugenol (100 mg L⁻¹), eutanasiados e preservados em solução de formaldeído 10%. Em laboratório, os espécimes foram triados e identificados segundo Ota et al. (2018). Exemplares conservados em solução de álcool 70% foram depositados na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM), estado do Paraná, Brasil. As coletas de material biológico foram autorizadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO, Licença nº 24680-1) e os protocolos adotados para captura e eutanásia dos indivíduos foram aprovados pelo Comitê de Ética sobre o Uso de Animais da Universidade Federal do Paraná, cidade de Palotina, Brasil (CEUA – UFPR, protocolo nº 01/2018).

Dados de variáveis ambientais também foram amostrados em cada um dos pontos de coleta, a partir de três transectos equidistantes estabelecidos na área determinada para a pesca elétrica. Foram mensuradas as variáveis profundidade (m), largura (m) e fluxo (m s⁻¹), bem como dados complementares de pH, condutividade elétrica (µS cm⁻¹), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) e temperatura da água (°C), utilizando-se equipamentos portáteis.

2.2.3 Análise dos dados

A fim de testar a hipótese de que as diferentes intensidades de ocupação aquícola são fatores determinantes na composição das assembleias, uma matriz contendo os dados de presença e ausência das espécies foi utilizada para gerar uma matriz de parença, a partir da métrica de distância de *Jaccard*. Essa matriz foi então submetida à análise da PERMDISP (*Permutational Analysis of Multivariate Dispersions* - Anderson, 2006), associada ao PERMUTEST (*Permutation Test of Multivariate Homogeneity of Groups Dispersions* - Anderson et al., 2006) com 999 aleatorizações e significância de 5%, com o intuito de testar o pressuposto da homoscedasticidade entre as três categorias de ocupação aquícola. De maneira complementar, dados de riqueza das espécies entre as três categorias foram também comparados por meio de uma Análise de Variância (ANOVA), com teste *post-hoc* pelo

método “*hsd*” e significância de 5%. Os pressupostos de normalidade (Teste de Shapiro-Wilk) e de homoscedasticidade (Teste de Levene) foram testados para a realização da ANOVA.

Visando testar a hipótese de que as diferentes intensidades de aquicultura alteram também a estrutura das assembleias, os dados de abundância total das espécies foram convertidos em estimativas de densidade pelo método da Máxima Verossimilhança de Zippin (1956), o qual considera três sucessivas remoções em cada um dos trechos amostrados. Esse método supõe que o esforço é constante nas capturas sucessivas, sendo então apropriado para depleção em ambientes delimitados. Nos casos de restrição ao uso dessa metodologia, ou seja, $0 < R < (s-1)/2$, onde R é o índice de restrição e s o número de capturas, a correção proposta por Agostinho e Penczak (1995) foi utilizada.

Após a obtenção dessas estimativas, uma matriz contendo as estimativas de densidade das espécies por hectare foi utilizada para gerar uma segunda matriz. Visando remover o efeito de espécies muito abundantes da amostra, os dados foram primeiramente padronizados pela transformação de *Hellinger* e então submetidos à métrica de distância de *Bray-Curtis*. As análises de pressuposto realizadas para avaliar a composição das assembleias foram repetidas (PERMDISP e PERMUTEST). A matriz de dissimilaridade de *Bray-Curtis* foi também utilizada para ordenar os dados em uma *Principal Coordinate Analysis* (PCoA).

Associado à exploração gráfica da PCoA, testou-se a hipótese de que as diferentes intensidades de aquicultura influenciam a ocorrência (presença e ausência) e a estrutura (estimativas de densidade) das assembleias. Para isso, ainda que o pressuposto da homogeneidade de variâncias entre as categorias tenha sido violado ($p = 0,001$), realizou-se uma PERMANOVA bifatorial (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*) com 999 permutações e significância de 5%, tendo como fatores as categorias de ocupação aquícola e os períodos de coleta, visando avaliar o efeito das estações do ano sobre as assembleias. Essa análise é considerada robusta e menos sensível à heterogeneidade de variâncias quando o delineamento é balanceado (Anderson e Walsh, 2013).

Embora a presente pesquisa não tenha como objetivo avaliar a influência das variáveis ambientais sobre os padrões de ocorrência das assembleias, essas foram também avaliadas, visando-se isolar o efeito da aquicultura sobre os padrões observados. Dessa forma, uma matriz de dissimilaridade com as variáveis ambientais foi criada a partir da métrica de distância Euclidiana. Para as variáveis largura do canal, profundidade e vazão foram utilizados valores médios, pois estes foram mensurados em três transectos nos locais de amostragem. Essas variáveis foram então padronizadas e submetidas à PERMANOVA com

999 permutações, comparando-se as categorias de ocupação aquícola. Essa mesma matriz foi também utilizada para explorar graficamente os dados em uma PCoA.

Todas as análises foram realizadas no software R versão 4.1.2 (R Core Team, 2021), utilizando-se os pacotes “vegan”, “stats”, “car”, “DescTools” e “ggplot2” (Wickham, 2016; Oksanen et al., 2019; Fox e Weisber 2019; Signorell et al., 2021). Um resumo dos procedimentos estatísticos pode ser visualizado a partir da Figura 2.

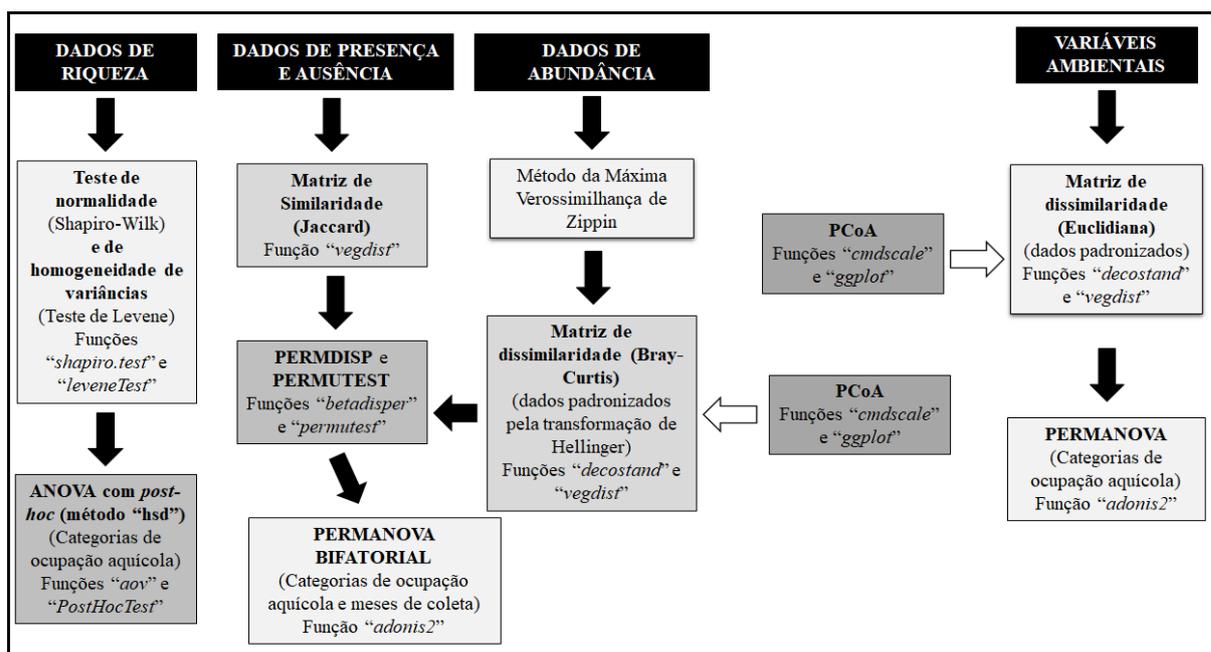


Figura 2. Resumo dos procedimentos estatísticos adotados para os dados de presença e ausência, abundância e variáveis ambientais.

2.3 Resultados

Foram coletados 14.507 indivíduos nos nove riachos amostrados, pertencentes a seis ordens, 20 famílias, 46 gêneros e 70 espécies (Material Suplementar; Apêndice S1). Essa captura corresponde à densidade estimada por hectare, segundo o método da Máxima Verossimilhança de Zippin, de 2.687.322 indivíduos (Material Suplementar; Apêndice S2). *Oreochromis niloticus* e outras 13 espécies não nativas foram amostradas.

A estimativa de densidade para *O. niloticus* foi de 23.511 indivíduos/ha (Apêndice S2), destacando-se que em riachos sem a presença de atividade aquícola não houve captura da espécie. Os pressupostos para a realização da ANOVA foram atendidos (Shapiro-Wilk, $p = 0,36$; Teste de Levene, $p = 0,13$) e os dados de riqueza das espécies mostraram diferenças estatísticas significativas entre as três categorias de ocupação aquícola ($p < 0,01$), sendo que a

categoria ausente diferiu das demais ($p < 0,01$ para ausente \times moderada e ausente \times intensa) (Figura 3).

As análises de variâncias multivariadas realizadas com os dados de ocorrência e com os dados de densidade das espécies também diferiram significativamente entre as categorias de ocupação aquícola, corroborando a hipótese de que o aumento da pressão de propágulos dessa espécie é um fator determinante na composição e na estrutura das assembleias. Em contrapartida, a PERMANOVA realizada entre os diferentes meses de coleta não apresentou resultados estatísticos significativos, ou seja, os períodos de amostragem não interferiram nos padrões de ocorrência e distribuição observados, o que permite discutir isoladamente a influência da aquicultura (Tabelas 2 e 3).

Em relação às ordenações, a PCoA mostrou que os riachos sem ocupação aquícola são mais semelhantes nas densidades das espécies, o que ficou evidente no agrupamento formado no espaço multidimensional da ordenação (Figura 4). Estes riachos apresentaram também as maiores riquezas de espécies (riachos sem aquicultura com 48 e 42 espécies; ver Material Suplementar).

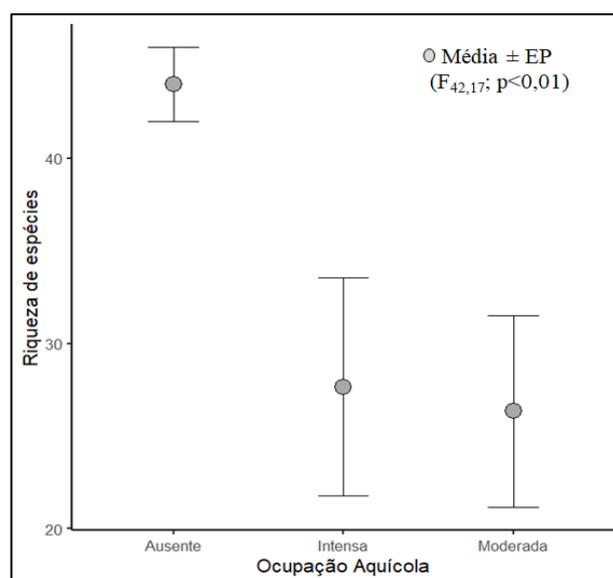


Figura 3. Média e erro padrão para os valores de riqueza obtidos entre as categorias de ocupação aquícola. A ANOVA foi significativa, mostrando que a categoria ausente difere das demais.

Tabela 2. Resumo estatístico da PERMANOVA entre as categorias de ocupação aquícola e os períodos de coleta, a partir dos dados de ocorrência (presença e ausência) das espécies.

	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Pseudo F	valor de p(perm)
Categorias de Ocupação Aquícola	2	4,15	8,63	0,001
Períodos de coleta	3	0,54	0,76	0,89
Interação	6	0,94	0,65	0,99
Resíduos	96	23,08		
Total	107	28,71		

Tabela 3. Resumo estatístico da PERMANOVA entre as categorias de ocupação aquícola e os períodos de coleta, a partir dos dados de estimativas de densidade das espécies.

	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Pseudo F	valor de p(perm)
Categorias de Ocupação Aquícola	2	4,13	9,06	0,001
Períodos de coleta	3	0,59	0,86	0,71
Interação	6	0,64	0,47	1,00
Resíduos	96	21,90		
Total	107	27,27		

Já a PERMANOVA realizada com as variáveis ambientais mostrou que esses dados não diferem entre as categorias de ocupação aquícola (Tabela 4). Da mesma forma, a ordenação resultante da PCoA não apresentou padrões evidentes de dissimilaridade entre as diferentes intensidades de aquicultura, o que também sustenta a hipótese de que as diferenças na ocorrência e na estrutura das assembleias são explicadas pelo *proxy* da pressão de propágulos (Figura 5).

Tabela 4. Resumo estatístico da PERMANOVA entre as categorias de ocupação aquícola, a partir das variáveis ambientais

	Graus de Liberdade	Soma dos Quadrados	Pseudo F	valor de p(perm)
Categorias de Ocupação Aquícola	2	11,74	0,97	0,454
Resíduos	97	582,26		
Total	99	594,00		

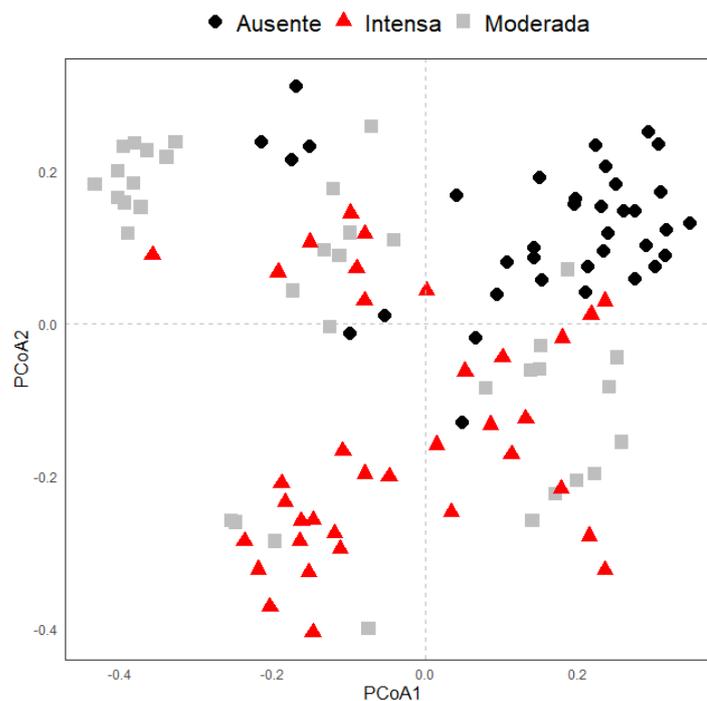


Figura 4. Análise de Coordenadas Principais realizada com os dados de estimativas de densidade das espécies entre as categorias de ocupação aquícola. Riachos sem a presença da aquicultura (ausência de propágulos) mostraram-se mais similares em sua estrutura.

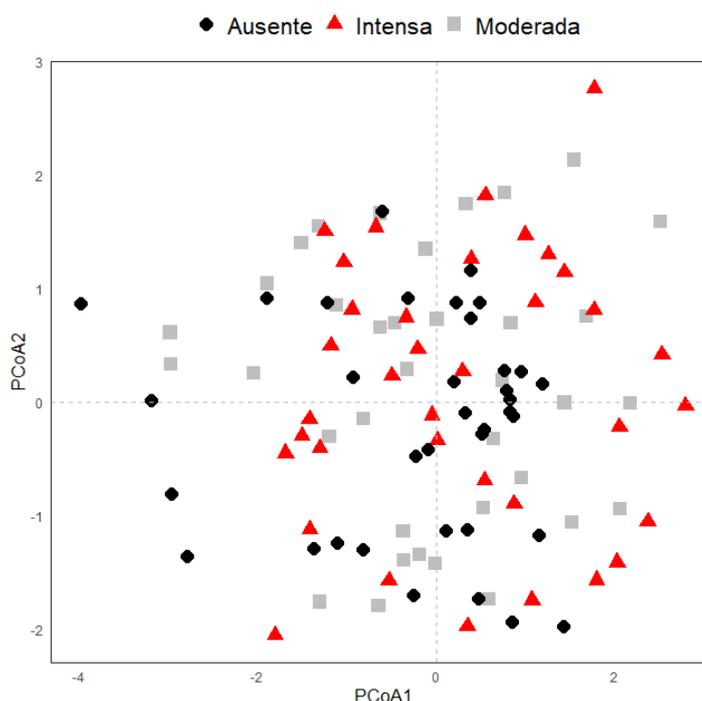


Figura 5. Análise de Coordenadas Principais realizada com as variáveis ambientais. As diferentes categorias de atividade de aquicultura não mostraram padrões evidentes quanto as características ambientais dos riachos.

2.4 Discussão

Associada às complexas etapas que envolvem o processo de invasão (transporte, introdução, sobrevivência, reprodução e dispersão), as características biológicas das espécies introduzidas destacam-se como fundamentais em seu potencial invasor (Holle e Simberloff, 2005; Carey e Wahl, 2010; Gu et al., 2014) e comumente compartilham atributos zootécnicos que predispõem muitas espécies utilizadas pelo setor aquícola a tornarem-se invasoras caso venham a escapar dos sistemas de cultivo (Diana, 2009; Forneck et al., 2016).

Os resultados corroboram tal tendência, evidenciando a ocorrência de *Oreochromis niloticus* apenas em riachos caracterizados pela presença de atividade de piscicultura, assim como por demonstrar diferenças significativas na composição e na estrutura das assembleias de peixes entre riachos com e sem atividade aquícola em suas microbacias. Destaca-se também que a riqueza de espécies foi menor em riachos com a presença dos tanques de piscicultura, sugerindo que ambientes invadidos são taxonomicamente menos diversos. É reconhecido que os processos acarretados por espécies não nativas na estruturação das comunidades são dependentes de diferentes escalas temporais e espaciais, podendo levar a homogeneização ou diferenciação biótica, no entanto, ambos os processos tendem a responder com o aumento da riqueza de espécies não nativas e com a diminuição da riqueza de nativas (Harris et al., 2011; Daga et al., 2015). Embora fatores extrínsecos do ambiente, como os

impactos sinérgicos e a influência da sazonalidade também influenciem a reestruturação das comunidades aquáticas, a ausência de diferenças entre os períodos de coleta e variáveis ambientais mensuradas, associadas aos menores valores de riqueza em riachos com atividade aquícola, reforçam o poder reestruturador da espécie sobre as assembleias nativas.

Conforme já reportado, *O. niloticus* se destaca por seu hábito onívoro, sua ampla tolerância a oscilações ambientais, curto ciclo de vida e rápido crescimento (Attayde et al., 2011), o que favorece seu estabelecimento em ambientes introduzidos, alterando funções ecossistêmicas (Zengeya et al., 2013; Shuai et al., 2019) e padrões de distribuição da comunidade nativa. Neste sentido, torna-se evidente o efeito direto da pressão de propágulos em diferentes intensidades decorrentes de escapes de tanques de pisciculturas e o sucesso de invasão da espécie. As categorias de atividade aquícola moderada e intensa não foram significativamente diferentes para explicar os padrões de ocorrência e de densidades observados, o que indica que mesmo intensidades menores de produção são responsáveis por sucessivos escapes e conseqüentemente, por favorecer a introdução da espécie. Associado a este fator, destaca-se que o *proxy* para pressão de propágulos utilizado neste estudo se refere a uma medida indireta dos escapes da tilápia para ambientes naturais, e as categorias não refletem diretamente um aumento gradativo na pressão de propágulos, o que pode explicar a ausência de padrões claros entre as duas categorias de atividade aquícola. Ainda assim, ressalta-se que os padrões de distribuição das assembleias demonstram que a atividade acarreta em eventos de liberação de propágulos e em subseqüentes e potenciais impactos, mesmo que a área de lâmina d'água destinada à produção seja menor.

Nesse contexto, o estudo reforça o papel da aquicultura como uma importante fonte de propágulos de táxons não nativos em ambientes aquáticos (Lima et al., 2018) e aponta para a problemática dos constantes escapes acidentais e de solturas intencionais desses táxons para ambientes naturais. A densidade de *O. niloticus* nos riachos amostrados resulta desses escapes, os quais são amplamente descritos na literatura e cujos mecanismos de liberação de propágulos diferem de acordo com a forma de produção (Casimiro et al., 2018).

Na área de estudo, a atividade aquícola ocorre por meio de tanques escavados, nos quais, não apenas a proximidade com os corpos d'água, práticas como drenagens e bombeamentos das lagoas, bem como a permanência de alguns peixes nos tanques após a despesca, aumentam as chances de escape (Nobile et al., 2019). Tais problemas relacionam-se ao crescimento da aquicultura brasileira que enfrenta problemas ambientais ainda pouco explorados, tendo em vista que o desenvolvimento da atividade não segue princípios de

sustentabilidade e sistemas de gestão ambiental, negligenciando premissas ambientais e sociais básicas (Pelicice et al., 2017).

Cabe destacar que embora os pontos de coleta e os riachos amostrados sejam geograficamente próximos, a não captura de *O. niloticus* nos riachos sem a presença de tanques aquícolas sugere, assim como observado por Forneck et al. (2020), uma baixa capacidade de dispersão da espécie. A mesma tende a formar populações próximas ao local de introdução, sendo considerada sedentária e com forte afinidade ao substrato (Bezault et al., 2011), o que pode ser um aliado no controle e no manejo da espécie para áreas nas quais ainda não foi introduzida. Ressalta-se, entretanto, que a expansão desordenada da atividade, a falta de fiscalização e a negligência perante os escapes e as introduções de novos propágulos podem desencadear a dispersão da espécie e impactos negativos em uma escala ainda mais ampla.

2.5 Conclusão

Riachos sem ocupação aquícola e sem a presença de *Oreochromis niloticus* mostraram-se mais similares em suas composições, apresentaram maior riqueza de espécies e diferiram dos padrões de ocorrência e distribuição da ictiofauna dos riachos cuja atividade aquícola era moderada ou intensa. Esses resultados reforçam o potencial da aquicultura como uma importante fonte de propágulos de *O. niloticus* para ambientes naturais, mesmo em intensidades menores de produção.

Os aumentos constantes no número de indivíduos liberados e no número de eventos de liberação propiciados pelos escapes dos tanques de piscicultura tendem a favorecer o estabelecimento e a posterior invasão da tilápia nos riachos Neotropicais, causando efeitos ecológicos e ambientais em diferentes escalas.

REFERÊNCIAS

- Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., et al. (2008). Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58, 403–414. doi: 10.1641/B580507
- Agostinho, A. A., & Penczak, T. (1995). Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná, Brazil. *Hydrobiologia*, 312, 153-166.
- Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245–253. doi: 10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x.

- Anderson, M. J., Ellingsen, K. E., & McArdle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9(6), 683–693. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- Anderson, M.J., Walsh, D. C. I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecology Monographs*, 83(4), 557-574. doi: 10.1890/12-2010.1
- Attayde, J. L., Brasil, J., & Menescal, R. A. (2011). Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 18, 437–443. doi: 10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x
- Azevedo-Santos, V. M., Rigolin-Sá, O., & Pelicice, F. M. (2011). Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of nonnative fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9, 915-919. doi: 10.1590/S1679-62252011000400024
- Bezault, E., Balaresque, P., Toguyeni, A., Fermon, Y., Araki, H., Baroiller, J. F., & Rognon, X. (2011). Spatial and temporal variation in population genetic structure of wild Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) across Africa. *BMC Genetics*, 12 (102), 1-16.
- Blackburn, T. M., Lockwood, J. L., & Cassey, P. (2015). The influence of numbers on invasion success. *Molecular Ecology*, 24, 1942-1953. doi: 10.1111/mec.13075
- Britton, J. R., & Gozlan, R. E. (2013). How many founders for a biological invasion? Predicting introduction outcomes from propagule pressure. *Ecology*, 94(11), 2558–2566.
- Carey, M. P., & Wahl, D.H. (2010). Native fish diversity alters the effects of an invasive species on food webs. *Ecology*, 91, 2965–2974. doi: 10.1890/09-1213.1
- Casimiro, A. C. R., Garcia, D. A. Z., Vidotto-Magnoni, A. P., Britton, J. R., Agostinho, A. A., Almeida, F. S., & Orsi, M. L. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia*, 35, e14638. doi: 10.3897/zoologia.35.e14638
- Daga, V. S., Skóra, F., Padial, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, E. A., & Vitule, J. R. S. (2015). Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746, 327-347. doi: 10.1007/s10750-014-2032-0
- Darragh, J. W., Hui, C., Richardson, D.M., et al. (2013). Propagule pressure drives establishment of introduced freshwater fish: quantitative evidence from an irrigation network. *Ecological Applications*, 23, 1926-1937. doi: 10.1890/12-1262.1
- Diana, J.S. (2009). Aquaculture production and biodiversity conservation. *BioScience*, 59, 27–38.
- El-Sayed, A. F. M. (2020). *Tilapia Culture*. Academic Press, Cambridge.

- Forneck, S. C., Dutra, F. M., Zacarkim, C. E., & Cunico, A. M. (2016). Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. *Hydrobiologia*, 773, 193-205. doi: 10.1007/s10750-016-2699-5
- Forneck, S. C., Dutra, F. M., Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. (2020). Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 848, 1955-1966. doi: 10.1007/s10750-020-04430-8
- Fox, J., Weisber, S. (2019). An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Gu, D. E., Luo, D., Xu, M., Ma, G. M., Mu, X. D., Luo, J. R., & Hu, Y.C. (2014). Species diversity defends against the invasion of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 414(7), 1-11. doi: 10.1051/kmae/2014018
- Gu, D. E., Ma, G. M., & Zhu, Y. J. (2015). The impacts of invasive Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) on the fisheries in the main rivers of Guangdong Province, China. *Biochemical Systematics and Ecology*, 59, 1-7. doi: 10.1016/j.bse.2015.01.004
- Gu, D. E., Hu, Y. C., Xu, M., Wei, H., Luo, D., Yang, Y. X., Yu, F. D., & Mu, X. D. (2018). Fish invasion in the river systems of Guangdong Province, South China: Possible indicators of their success. *Fisheries Management and Ecology* 25, 44–53. doi: 10.1111/FME.12265
- Gu, D. E., Yu, F. D., Hu, Y. C., Wang, J. W., Xu, M., Mu, X. D., Yang, Y. X., Luo, D., Wei, H., Shen, Z. X., Li, G. J., Tong, Y. A., & Cao, W. X. (2020). The Species Composition and Distribution Patterns of Non-Native Fishes in the Main Rivers of South China. *Sustainability*, 12, 4566. doi: 10.3390/su12114566
- Gubiani, E. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A., & Baumgartner, G. (2010). Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná River, Brazil: a comparison between pre and post-closure phases of dams. *River Research and Applications*, 26, 848-865. doi: 10.1002/rra.1298
- Gubiani, E. A., Ruano, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bonogi, R. F., Lira, A. D., Cavalli, D., Piana, P. A., & Graça, W. J. (2018). Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia*, 817, 57-69. doi: 10.1007/s10750-018-3617-9
- Harris, D. J., Smith, K. G., & Hanly, P. J. (2011). Occupancy is nine-tenths of the law: occupancy rates determine the homogenizing and differentiating effects of exotic species. *The American Naturalist*, 177, 535–543. doi: 10.1086/658990
- Holle, B. V., & Simberloff D. (2005). Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, 86, 3212–3218. doi: 10.1890/05-0427
- Jeschke, J. M., & Starzer, J. (2018). *Propagule Pressure Hypothesis*. In: Jeschke JM, Heger T (eds) *Invasion biology: hypotheses and evidence*. CAB International, Wallingford, pp 147–156.

Lima, L. B., Oliveira, F. J. M., Giacomini, H. C., & Lima-Junior, D. P. (2018). Expansion of aquaculture parks and the increasing risk of non-native species invasions in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 10, 111-122. doi: 10.1111/raq.12150

Lima Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., Azevedo-Santos, V. M., Orsi, M. L., Simberloff, D., & Agostinho, A. A. (2018). Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio*, 47, 427-440. doi: 10.1007/s13280-017-1001-z

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

Martin, C. W., Valentine, M. M., & Valentine, JF. (2010). Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: the potential for altered trophic exchange and modification of food webs. *Plos One*, 5(12), e14395. doi: 10.1371/journal.pone.0014395

Nobile, A. B., Cunico, A. M., Vitule, J. R. S., Queiroz, J., Vidotto-Magnoni, A. P., Garcia, D. A. Z., Orsi, M. L., Lima, F. P., Acosta, A. A., Silva, R. J., Prado, F. D., Porto-Foresti, F., Brandão, H., Foresti, F., Oliveira, C., & Ramos, I. P. (2019). Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. *Reviews in Aquaculture*, 1-23. doi: 10.1111/raq.12393.

Oksanen, J., Blanchet, G. F., Friendly, M., Roeland, K., Legendre, P., Dan McGlinn, P. R., Minchin, R. B., O'Hara, G. L., Simpson, P. S., Henrym, M., Stevens, H., Szoecs, E., & Helene, W. (2020). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ota, R. R., Deprá, G. C., Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16, e170094. doi: 10.1590/1982-0224-20170094

Panlasigui, S., Davis, A. J. S., Mangiante, M. J., & Darling, J. A. (2018). Assessing threats of non-native species to native freshwater biodiversity: Conservation priorities for the United States. *Biological Conservation*, 224, 199-208. doi: 10.1016/j.biocon.2018.05.019

Pelicice, FM; Vitule, JRS; Lima Junior, DP., et al. (2014). A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters* 7(1): 55-60. doi: 10.1111/conl.12029

Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L., Lima-Junior, D. P., Magalhães, A. L. B., Pompeu, P. S., & Petrere-Junior, M., et al. (2017). Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18, 1119–1133. doi: 10.1111/faf.12228

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>.

- Raj, S., Tharian, J., & Raghavan, R. (2021). Illegal and unmanaged aquaculture, unregulated fisheries and extreme climatic events combine to trigger invasions in a global biodiversity hotspot. *Biological Invasions*, 23, 2373-2380. doi: 10.1007/s10530-021-02525-4
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K., MacCormack, T. J., Olde, J. D., et al. (2018). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94, 849-873. doi: 10.1111/brv.12480
- Shuai, F., Li, X., Liu, Q., Zhu, S., Wu, Z., & Zhang, Y. (2019). Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) invasions disrupt the functional patterns of fish community in a large subtropical river in China. *Fish Management and Ecology*, 26, 578-589. doi:10.1111/fme.12368
- Simberloff, D. (2009). The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 81-102.
- Signorell, A., et al. (2021). DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.44.
- Simberloff, D., & Rejmánek, M. (2011). *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, California.
- Simberloff, D. (2014). Biological invasions: What's worth fighting and what can be won? *Ecological Engineering*, 65, 112-121. doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.08.004
- Strahler, A. N. (1957). *Quantitative analysis of watershed geomorphology*. New Haven. Transactions: American Geophysical Union 38, 913-920.
- Villéger, S., Blanchet, S., Beauchard, O., et al. (2011). Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 18003-18008. doi: 10.1073/pnas.1107614108
- Vitule, J. R. S. (2009). Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. *Neotropical Biology and Conservation*, 4, 111-122. doi: 10.4013/5123
- Vitule, J. R. S., Occhi, T. V. T., Kang, B., Matsuzaki, S. I., Bezerra, L. A., Daga, V. S., Faria, L., Frehse, F. A., Walter, F., & Padial, A. A. (2019). Intra-country introductions unraveling global hotspots of alien fish species. *Biodiversity and Conservation*, 28, 3037-3043. doi: 10.1007/s10531-019-01815-7
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Williamson, M. (2006). Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. *Biological Invasions*, 8, 1561-1568. doi: 10.1007/s10530-005-5849-7

Zengeya, T. A., Robertson, M. P., Booth, A. J., & Chimimba, C. T. (2013). Ecological niche modeling of the invasive potential of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* in African river systems: Concerns and implications for the conservation of indigenous congeners. *Biological Invasions*, 15, 1507–1521. doi: 10.1007/s10530-012-0386-7

Zippin, C. (1956). An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics*, 12, 163–169.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice S1 - Lista de espécies, abundância total e origem dos peixes coletados em riachos de pequena ordem no rio Piquiri, Bacia do alto Paraná, Brasil. 1) Sanga 16 de Janeiro; 2) Rio das Antas; 3) Rio do Bage; 4) Rio Baiano; 5) Arroio Pioneiro; 6) Arroio Santa Fé; 7) Córrego Tapera; 8) Córrego Taquari; e 9) Córrego Tatu. Um asterisco (*) representa espécies não nativas para a bacia do Alto rio Paraná. Dois asteriscos (**) representam possíveis espécies não nativas (Ota et al., 2018)

TÁXON	1	2	3	4	5	6	7	8	9	VETOR DE INTRODUÇÃO	VOUCHER
ACTINOPTERI											
CHARACIFORMES											
Anostomidae											
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	3							4			NUP22551, 22475
Characidae											
Characinae											
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)							1				NUP22361
Cheirodontinae											
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)			24	6	10	4	24	53			NUP22525, 22415, 22382, 22484
Stethaprioninae											
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	281		30	30	129	68	85	188	46		NUP22534, 22494, 22391, 22570, 22348, 22454, 22418
<i>Moenkhausia australe</i> (Eigenmann, 1908)**	2						13			Itaipu	NUP22552, 22368
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro, Sabino, 2004							2	21			NUP22369, 22476
<i>Moenkhausia cf. gracilima</i> Eigenmann, 1908							1				NUP22370
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)			2				5	4			NUP22516, 22371, 22477
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes, Géry, 1983			5				8				NUP22517, 22372
<i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos, 1945					1	2	17	6			NUP22373, 22478
<i>Psalidodon bockmanni</i> (Vari, Castro, 2007)		3	1				1				NUP22493, 22347
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	53		48	63	15	168	260	102			NUP22532, 22491, 22389, 22569, 22345, 22452
<i>Psalidodon aff. paranae</i> (Eigenmann, 1914)	7	1095	20	17	5	34	5	10			NUP22533, 22434, 22492, 22390, 22559, 22453

Parodontidae

<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)								1		3		NUP22490, 22450
<i>Apareiodon</i> cf. <i>piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	22			11	6	1				9	76	NUP22530, 22489, 22387, 22342, 22449
<i>Apareiodon vladii</i> Pavanelli, 2006	4										1	NUP22531
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	7			1	2					19	20	NUP22554, 22519, 22410, 22375

Prochilodontidae

<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)										5	2	NUP22482
--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	---	----------

GYMNOTIFORMES**Apterodontidae**

<i>Apterodontus</i> aff. <i>albifrons</i> (Linnaeus, 1766)**										1		Itaipu	NUP22343
<i>Apterodontus</i> cf. <i>caudimaculosus</i> Santana, 2003**										1	16	Itaipu**	NUP2388, 22344, 22451

Gymnotidae

<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	71	134	39	125	135	61	36	65	35				NUP22544, 22438, 22506, 22401, 22362, 22468, 22422
<i>Gymnotus pantanal</i> Fernandes, Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005*	33	1	17	5	13	14	8	18	14			Isca	NUP22545, 22439, 22507, 22402, 22564, 22576, 22363, 22469, 22423
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert, Fernandes-Matioli, 1999		35	6	7	3			13	27				NUP22440, 22508, 22403, 22364, 22470

Sternopygidae

<i>Eigenmannia trilineata</i> López, Castello, 1966											1	3	NUP22504, 22465
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch, Schneider, 1801)											9	6	NUP22526, 22486

SILURIFORMES**Auchenipteridae**

<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)											6	2	NUP22528, 22385
-------------------------------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	---	---	-----------------

Callichthyidae

<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	1			5		6				3	3		NUP22537, 22498, 22561, 22351, 22457
---	---	--	--	---	--	---	--	--	--	---	---	--	---

<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	247	7	8		8	16	59	154		NUP22540, 22502, 22399, 22573, 22356, 22462, 22419
Cetopsidae										
<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1858		1	1					1		NUP22396, 22459
Heptapteridae										
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart, Gomes, 1959	10	51	3	11	5	92	32			NUP22538, 22500, 22397, 22353, 22460
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	1									NUP22549
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	11	31	27	155	7	338	284			NUP22550, 22515, 22408, 22582, 22367, 22474
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	169			1903	10	47	70			NUP22556, 22588, 22379, 22481
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)				4		1				
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)		18	8	11	9	7	2			NUP22521, 22411, 22377, 22479
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy, Gaimard, 1824)	130	78	75	14	40	83	44	79	30	NUP22557, 22446, 22524, 22414, 22590, 22381, 22483, 22431
Loricariidae										
Hypostominae										
<i>Ancistrus</i> sp.						1				NUP22568
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	52	88	179	65	22	36	60	58	37	NUP22548, 22443, 22512, 22405, 22366, 22473, 22426
<i>Hypostomus</i> sp.1						1				NUP22581
<i>Hypostomus</i> sp.2			8	16	45	264			14	NUP22514, 22407, 22580, 22427
<i>Hypostomus</i> cf. <i>tietensis</i> (Ihering, 1905)			58	6	110	347				NUP22513, 22406, 22579
Loricariinae										
<i>Farlowella hahni</i> Meinken, 1937*							6	12		Itaipu NUP22360, 22467
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker, Nijssen, 1979*						7				Itaipu NUP22583
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900)				9	15					NUP22567, 22591
Otothyriinae										

<i>Otothyropsis polyodon</i> Calegari, Lehmann A., Reis, 2013						71				3				NUP22518, 22374	
Trichomycteridae															
<i>Cambeva</i> aff. <i>davisi</i> (Haseman, 1911)						29	73			15	5	2		NUP22435, 22499, 22572, 22352, 22458	
SYNBRANCHIFORMES															
Synbranchidae															
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795						2	10	11	115	20	19	8	32	2	NUP22447, 22527, 22416, 22593, 22384, 22487, 22432
CICHLIFORMES															
Cichlidae															
<i>Aequidens plagiozonatus</i> Kullander, 1984*						4	82	13	4	7	3	6	7	2	Ornamental NUP22529, 22433, 22488, 22386, 22341, 22448, 22417
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)*							11			1				Aquicultura NUP22437, 22562	
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982						12		10		12	4	23	14	10	NUP22541, 22503, 22574, 22357, 22463, 22420
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911											11				NUP22575
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*						29	2		5	210	18			6	Aquicultura NUP22553, 22444, 22409, 22566, 22584, 22428
CYPRINODONTIFORMES															
Poeciliidae															
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008						2	530	4			3	22		2	NUP22429, 22445, 22520, 22584, 22376, 22429
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*											9			712	Controle de mosquitos/aquarismo NUP22589, 22430
ABUNDÂNCIA TOTAL						1367	2136	1201	579	3128	1306	1662	2052	1076	
RIQUEZA						32	16	42	31	32	35	48	42	16	

Fonte: Adaptado de Camargo et al. (2021); Vetores de introdução: Ota et al., 2018; Cavalli et al., 2018; Reis et al., 2020.

REFERÊNCIAS

- Camargo, M. P., Forneck, S. C., Dutra, F. M., Ribas, L. B., & Cunico, A. M. (2020). Fish fauna in low-order streams of the Piquiri River, Upper Paraná River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 21(4), e20211217. doi: 10.1590/1676-0611-BN-2021-1217
- Cavalli, D., Frota, A., Lira, A. D., Gubiani, E. A., Margarido, V. P., & Graça, W. J. (2018). Update on the ichthyofauna of the Piquiri River basin, Parana, Brazil: a conservation priority area. *Biota Neotropica*, 18(2), e20170350. doi: 10.1590/1676-0611-bn-2017-0350
- Ota, R. R., Deprá, G. C., Graça, W. J., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotropical Ichthyology*, 16, e170094. doi: 10.1590/1982-0224-20170094
- Reis, R. B., Frota, A., Deprá, G. C., Ota, R. R., & Graça, W. J. (2020). Freshwater fishes from Paraná State, Brazil: an annotated list, with comments on biogeographic patterns, threats, and future perspectives. *Zootaxa*, 4868(4), 451-494. doi: 10.11646/zootaxa.4868

Apêndice S2 – Estimativas de densidade pelo Método de Máxima Verossimilhança de Zippin nos riachos amostrados

Espécie	16 de Janeiro	Rio das Antas	Rio do Bagre	Rio Baiano	Arroio Pioneiro	Santa Fé	Córrego Tapera	Córrego Taquari	Córrego Tatu
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	169	28.188	1.142	194	448	105	296	791	131
<i>Ancistrus</i> sp.	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Apareiodon affinis</i>	0	0	30	0	0	0	0	179	0
<i>Apareiodon</i> cf. <i>piracicabae</i>	1195	0	496	282	55	0	556	5.936	0
<i>Apareiodon vladii</i>	187	0	0	0	0	0	0	46	0
<i>Apteronotus</i> aff. <i>albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0
<i>Apteronotus</i> cf. <i>caudimaculosus</i>	0	0	0	37	0	0	49	899	0
<i>Astyanax lacustris</i>	24.682	0	1.461	1.231	26.926	2.722	6.297	17.994	5.368
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i>	0	0	3.801	649	340	1.926	753	0	0
<i>Bryconamericus coeruleus</i>	0	0	0	50	0	0	0	0	0
<i>Bryconamericus exodon</i>	1616	0	1.618	211	0	0	14.440	41.529	0
<i>Bryconamericus turiuba</i>	14.595	0	13.207	520	23.020	526	13.378	24.751	0
<i>Callichthys callichthys</i>	42	0	490	0	368	0	149	144	0
<i>Cambeva</i> aff. <i>davisi</i>	0	1.594	9.995	0	0	653	250	255	0
<i>Cetopsis gobioides</i>	0	0	30	37	0	0	0	64	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	536	0	6.070	141	10.377	181	7.560	3.014	0
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	331	1.390	2.259	138	0	0	2.130	14.368	0
<i>Characidium gomesi</i>	0	0	0	0	0	0	1.111	0	0
<i>Coptodon rendalli</i>	0	1.454	0	0	75	0	0	0	0
<i>Corydoras aeneus</i>	69.245	0	444	460	0	453	784	10.607	14.338
<i>Crenicichla britskii</i>	559	0	423	0	664	133	1.369	1.340	702
<i>Cyphocharax modestus</i>	46	0	0	0	176	0	150	46	0
<i>Eigenmannia trilineata</i>	0	0	49	0	0	0	0	379	0
<i>Erythrinus erythrinus</i>	345	0	568	37	0	0	51	171	65
<i>Farlowella hahni</i>	0	0	0	0	0	0	317	938	0
<i>Galeocharax gulo</i>	0	0	0	0	0	0	47	0	0
<i>Geophagus iporangensis</i>	0	0	0	0	0	377	0	0	0
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	8266	19.715	2.387	13.820	14.580	5.381	2.592	8.263	3.842
<i>Gymnotus pantanal</i>	6061	50	1.388	225	1.258	665	443	1.528	1.529
<i>Gymnotus sylvius</i>	0	2.652	243	339	132	0	645	3.152	0
<i>Hoplias mbigua</i>	386	190	180	0	55	25	47	407	256
<i>Hoplias misionera</i>	48	231	576	0	422	98	157	226	510
<i>Hoplias</i> sp.2	0	0	162	37	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	12.799	5.951	37.770	6.845	1.374	1350	4.397	7.844	5.210
<i>Hypostomus</i> cf. <i>tietensis</i>	0	0	2.920	311	16.363	18.962	0	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.1	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.2	0	0	277	899	28.703	20.321	0	0	1.655
<i>Imparfinis mirini</i>	42	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Imparfinis schubarti</i>	528	0	2.821	2.023	72.498	217	38.261	33.240	0
<i>Leporinus friderici</i>	129	0	0	0	0	0	0	209	0
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	0	0	0	0	0	247	0	0	0
<i>Moenkhausia australe</i>	82	0	0	0	0	0	652	0	0
<i>Moenkhausia bonita</i>	0	0	0	0	0	0	108	2.378	0
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>gracilima</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0

Espécie	16 de Janeiro	Rio das Antas	Rio do Bagre	Rio Baiano	Arroio Pioneiro	Santa Fé	Córrego Tapera	Córrego Taquari	Córrego Tatu
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	0	0	193	0	0	0	270	225	0
<i>Oligosarcus paranensis</i>	0	0	395	0	0	0	389	0	0
<i>Oligosarcus pintoii</i>	0	0	0	0	50	74	851	737	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	1729	122	0	187	20.424	713	0	0	336
<i>Otothyropsis polyodon</i>	0	0	10.471	0	0	0	136	0	0
<i>Parodon nasus</i>	320	0	49	99	0	0	950	1.822	0
<i>Phalloceros harpagos</i>	88	147.638	362	0	0	79	1.470	0	100
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0	0	958	328	411	321	333	120	0
<i>Piabarchus stramineus</i>	0	0	1.549	356	1.413	875	344	223	0
<i>Piabina argentea</i>	0	0	4.336	74	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	15.528	0	0	0	994.418	601	3.317	6.410	0
<i>Pimelodella gracilis</i>	0	0	0	0	197	0	50	0	0
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	0	0	250	0	0	235.058
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0	0	0	0	167	0	101	0
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	2861	0	2.973	3.618	860	10.553	19.313	10.709	0
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	482	180.053	3.010	948	224	1.421	414	663	0
<i>Psalidodon bockmanni</i>	0	90	49	0	0	0	57	0	0
<i>Pyrrhulina australis</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	14.273	5.226	8.093	713	2.652	4.129	3.116	9.282	2.090
<i>Rineloricaria latirostris</i>	0	0	0	0	480	1.205	0	0	0
<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	0	2.977	222	680	128	1.471	7.278	0
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	40	0	0	0	0	0	148	0	0
<i>Steindachnerina insculpta</i>	44	0	0	0	106	65	0	584	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	419	0	0	0	0	317	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	257	559	858	13.027	16.283	612	375	6.285	131
<i>Tatia neivai</i>	0	0	498	0	0	0	112	0	0
Estimativa total de densidade	177.511	395.103	127.997	48.058	1.236.032	75.585	130.261	225.454	271.321

3 EFEITOS DE DIFERENTES INTENSIDADES DE OCUPAÇÃO AQUÍCOLA PARA PRODUÇÃO DE *Oreochromis niloticus* SOBRE A ESTRUTURA FUNCIONAL DA ICTIOFAUNA EM RIACHOS NEOTROPICAIS

EFFECTS OF DIFFERENT AQUACULTURE OCCUPATION INTENSITIES TO PRODUCTION OF *Oreochromis niloticus* ON THE FUNCTIONAL STRUCTURE OF ICHTHYOFAUNA IN NEOTROPICAL STREAMS

ABSTRACT

Introductions of non-native species are recurrent in neotropical regions, and the aquaculture is an important vector. In addition to changes in taxonomic structure, these introductions can lead to changes in the functional structure of assemblages. The study aims to evaluate the impacts of *Oreochromis niloticus* on the functional structure of the ichthyofauna of nine neotropical streams and determine the traits of native species most sensitive to propagule pressure of *O. niloticus*. These streams differ in percentage of occupation by aquaculture, and their propagule pressures were categorized into no propagule, moderate and intense. After capture by electric fishing, the fishes were identified and classified considering their different functional traits. Richness, evenness, dispersion and functional divergence indexes were calculated and compared by null models, and the different sampling sites were ordered using Principal Coordinate Analysis. The ordering axes were correlated with the functional matrix to obtain the most important traits. The richness, evenness and functional dispersion indexes differed significantly between the categories of aquaculture occupation, and were higher in streams with aquaculture activity, except for richness index. The ordering groupings indicated a greater similarity of functional traits in streams with no presence of aquaculture ponds. The results indicated that streams with no presence of *O. niloticus* are more functionally similar, and that native species intolerant to poor habitat quality, with no parental care, nektonic, small and insectivorous are more sensitive to the introduction of tilapia.

Keywords: Functional traits; Aquaculture occupation; Non-native species; Neotropical Ichthyofauna; Tilapia.

3.1 Introdução

Os complexos processos de invasões biológicas acarretam grandes mudanças na estrutura taxonômica dos ambientes receptores, alteram padrões de ocorrência e de distribuição das assembleias, podendo levar ao desaparecimento de alguns táxons (Simberloff et al. 2013; Shuai et al. 2018). No entanto, sabe-se que as contribuições de cada espécie para o funcionamento dos ecossistemas não são iguais, e, mais do que suas identidades taxonômicas, suas características funcionais são também fatores importantes para compreender padrões que determinam a estrutura das comunidades (Villéger et al. 2010; Mouillot et al. 2013).

As diferentes funções que as espécies desempenham no ambiente merecem destaque no contexto das invasões biológicas, uma vez que as espécies não nativas, quando inseridas em um novo ambiente, podem ocupar o espaço filogenético e funcional preenchido por táxons nativos, ocupar espaços multidimensionais disponíveis ou ainda excluir traços de espécies nativas (Loiola et al. 2018; Dalle Fratte et al. 2019; Bolpagni, 2021). De maneira geral, espécies invasoras são capazes de romper *links* entre táxons nativos, o que pode acarretar gradativamente em perda funcional, afetando serviços e funções ecossistêmicas (Gaertner et al. 2014).

Em ambientes aquáticos de água doce, introduções de espécies não nativas caracterizam-se como uma das principais ameaças à biodiversidade (Toussaint et al. 2016; Reid et al. 2019), alterando a estrutura, bem como as funções e serviços desses ecossistemas. Abordagens que consideram os traços biológicos e ecológicos das espécies (reprodução, alimentação, estratégias de sobrevivência, entre outras) têm sido amplamente utilizadas, uma vez que podem oferecer respostas a pressões específicas (Lavorel et al. 2008; Stefani et al. 2020). Neste cenário, a atividade aquícola se destaca como o principal vetor de espécies não nativas em ambientes aquáticos no mundo, com elevados riscos de invasão (Vitule, 2009; Ortega et al. 2015; Forneck et al. 2016).

Dentre as espécies importantes para a aquicultura, ressalta-se a intensa produção da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) (Linnaeus, 1758), cujos escapes dos tanques de produção têm sido fonte contínua de propágulos, promovendo a introdução e o posterior estabelecimento dessa espécie (Ortega et al. 2015; Forneck et al. 2020). *Oreochromis niloticus* é uma das espécies mais introduzidas no mundo (Gu et al. 2014), sendo que sua alta tolerância a condições ambientais (flutuações de salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura), aliada a alta fecundidade, rápidas taxas de crescimento, hábitos onívoros e comportamento agressivo contribuem para o sucesso de invasões em ambientes aquáticos (Camargo-dos-Santos et al. 2021).

Em uma abordagem funcional, estudos prévios mostraram que a tilápia alterou, ao longo do tempo, o tamanho corporal dos peixes nativos em um grande rio subtropical da China. Nesse caso, a escolha por traços funcionais ofereceu respostas mais sensíveis às alterações do ambiente do que os índices clássicos de diversidade taxonômica (Shuai et al. 2019). Por outro lado, em pesquisa desenvolvida por Jere et al. (2021), os índices funcionais não se alteraram significativamente entre ambientes invadidos e não invadidos por *O. niloticus*, sugerindo que a espécie esteja utilizando espaços funcionais ainda disponíveis.

Considerando os diferentes resultados obtidos em abordagens funcionais com *O. niloticus* e as consequentes lacunas ainda existentes no entendimento dos efeitos da introdução da tilápia sobre a estrutura funcional dos ambientes receptores, esse trabalho tem como objetivos avaliar e discutir os impactos da introdução dessa espécie não nativa sobre a estrutura funcional da ictiofauna em riachos Neotropicais, bem como determinar os traços das espécies nativas mais sensíveis a pressão de propágulos dessa espécie. Para isso, testou-se a hipótese de que a diversidade funcional das assembleias de peixes de riachos é influenciada pelo aumento da

pressão de propágulos ocasionada pela produção de *O. niloticus*, sendo os índices funcionais menores em ambientes cuja atividade aquícola é intensa.

3.2 Metodologia

3.2.1 Área de estudo

Foram amostrados nove riachos de segunda e terceira ordem, pertencentes a bacia hidrográfica do rio Piquiri, Ecorregião do Alto rio Paraná (Abell et al. 2008). Essa área tem grande importância ecológica, uma vez que a bacia do rio Piquiri compreende um dos últimos tributários livres de barragens na bacia do Alto rio Paraná, onde está presente uma elevada diversidade de peixes (Cavalli et al. 2018; Reis et al. 2020; Camargo et al. 2021). Ademais, a área de estudo se destaca no cenário nacional pela produção da tilápia *Oreochromis niloticus*, tendo evidências de estabelecimento dessa espécie em alguns trechos da bacia, dado o elevado número de fêmeas e de juvenis capturados (Forneck et al. 2020). Nesse sentido, a área de estudo representa um bom modelo para compreender os efeitos da pressão de propágulos dessa espécie provenientes dos escapes dos tanques de piscicultura sobre a estrutura funcional da ictiofauna de riachos.

3.2.2 Amostragem da ictiofauna e caracterização funcional

Os nove riachos selecionados diferem quanto a porcentagem de ocupação aquícola na área total de sua microbacia, sendo essa diferença utilizada como um *proxy* para a pressão de propágulos de *O. niloticus* nesses riachos (Figura 1).

Para categorizar a atividade de aquicultura e, conseqüentemente, obter uma medida indireta da pressão de propágulos, a porcentagem de ocupação foi calculada a partir do somatório da área de cada tanque presente na microbacia, em relação a sua área total. O cálculo foi realizado para cada riacho, resultando em três categorias que representam diferentes intensidades da atividade aquícola, sendo: pressão de propágulos ausente (ausência de aquicultura), moderada (ocupação aquícola de 0,27% a 0,37%) e intensa (0,60 a 0,84% de ocupação aquícola). Cabe destacar que a categoria de ocupação aquícola intensa representou pelo menos o dobro da ocupação observada na categoria moderada (Tabela 1). A utilização de um percentual de ocupação aquícola para categorizar a pressão de propágulos de *O. niloticus* nos ambientes buscou padronizar as amostragens e melhor comparar os riachos, tendo em vista que as áreas totais de drenagem das microbacias são muito distintas.

A área de cada tanque utilizada para o cálculo da porcentagem de ocupação foi mensurada a partir de imagens de satélite obtidas pelo Google Earth Pro®, durante o período de janeiro a junho de 2017. Após obter as imagens de satélite e previamente selecionar os pontos de coleta, esses locais foram visitados, buscando-se validar os resultados dos cálculos.

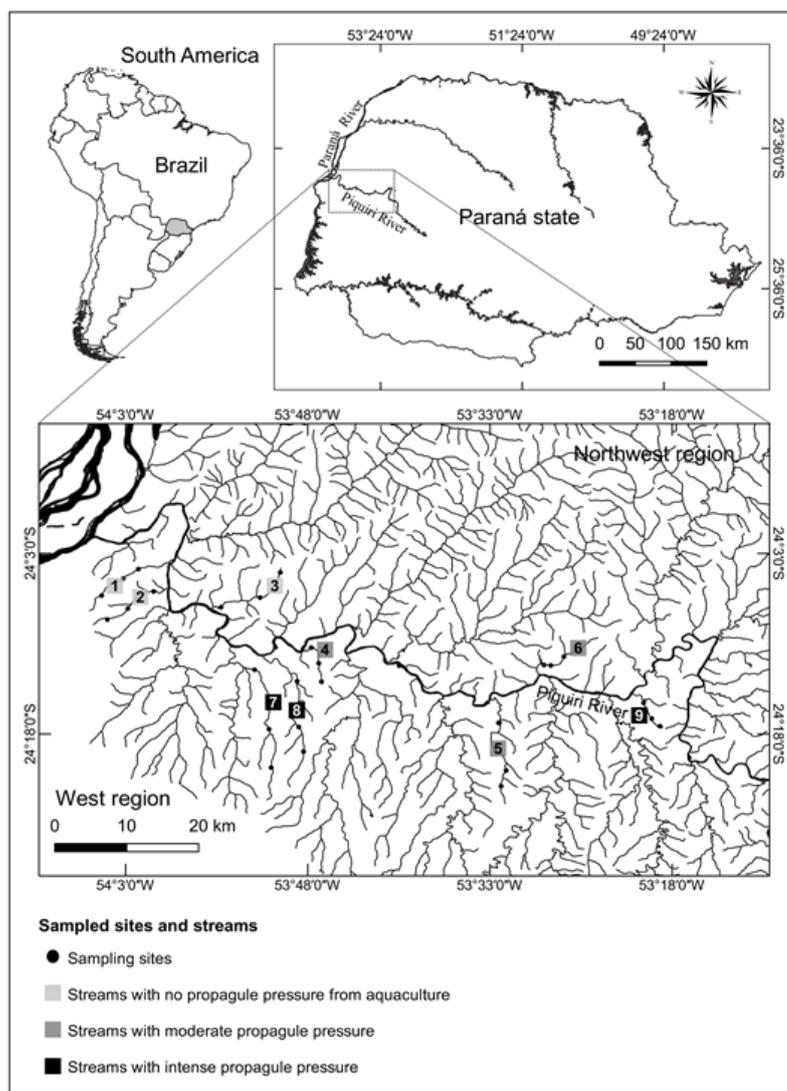


Figura 1. Riachos amostrados na Bacia do rio Piquiri, Paraná, Brasil: 1) Córrego Tapera; 2) Córrego Taquari; 3) Rio do Bagre; 4) Sanga 16 de Janeiro; 5) Rio Baiano; 6) Rio das Antas; 7) Arroio Santa Fé; 8) Arroio Pioneiro; e 9) Córrego Tatu. Fonte: Forneck et al. (2020).

Tabela 1. Categorias de pressão de propágulos, área total de drenagem das microbacias, área de lâmina d'água em cada microbacia e percentual de ocupação aquícola nos riachos avaliados

Riacho	Pressão de propágulo	Área da microbacia (m ²)	Área da lâmina d'água (m ²)	% de ocupação aquícola
Tapera	Ausente	41.243,024	0	-
Taquari	Ausente	39.838,907	0	-
Bagre	Ausente	76.782,673	0	-
Baiano	Moderada	72.036,167	196.097	0,27
16 de janeiro	Moderada	15.664,225	57.900	0,37
Antas	Moderada	49.457,328	181.062	0,37
Santa Fé	Intensa	85.490,000	511.651	0,60
Tatu	Intensa	24.555,289	189.679	0,77
Pioneiro	Intensa	95.320,000	804.039	0,84

As assembleias de peixes foram amostradas trimestralmente durante o período de dezembro de 2017 a setembro de 2018, em três pontos de coleta em cada um dos nove riachos (cabeceira, meio e foz), totalizando 27 pontos (amostras em cada mês). A captura dos peixes foi realizada utilizando-se equipamento de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2.5kW, 400V, 2A), em três capturas sucessivas no sentido jusante-montante, em um trecho de 50 metros delimitado por rede de multifilamento com malha de 0,5 cm. A coleta de material biológico foi autorizada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO, Licença nº 24680-1).

Os indivíduos coletados foram anestesiados em solução de Eugenol (100 mg L⁻¹), eutanasiados e preservados em solução de formaldeído 10% (protocolo de captura e eutanásia aprovado pelo Comitê de Ética sobre o Uso de Animais da Universidade Federal do Paraná – nº 01/2018). Em laboratório, os indivíduos foram identificados segundo Ota et al. (2018), sendo que alguns exemplares de cada espécie foram conservados em solução de álcool 70% e depositados na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA), da Universidade Estadual de Maringá (UEM), estado do Paraná, Brasil.

Após as etapas de identificação e confirmação taxonômica, as espécies capturadas foram classificadas quanto aos seus traços funcionais, utilizando-se informações sobre: guilda trófica (categorias: onívora, herbívora, insetívora, carnívora e detritívora); fecundação (interna ou externa); cuidado parental (presença ou ausência); migração (espécies não migradoras/migradoras de curta distância ou migradoras de longa distância); tolerância (espécies tolerantes ou sensíveis); microhabitat (espécies bentônicas, nectônicas ou nectobentônicas) e comprimento padrão máximo (cm).

Os traços funcionais selecionados, com exceção do microhabitat, são considerados traços de resposta, pois podem fornecer explicações sobre alterações nas assembleias frente a perturbações (Rosado et al. 2013), refletindo diferentes exigências das espécies quanto ao uso dos recursos ambientais e se relacionando com processos ecológicos por meio de resistência e resiliência (Muniz et al. 2021). As categorias tróficas relacionam-se ao recurso alimentar disponível, a fecundação e o cuidado parental sugerem a presença de substratos adequados para que as espécies completem seu ciclo reprodutivo, o hábito migrador à dinâmica ambiental necessária para completar o ciclo de vida, os microhabitats relacionam-se a disponibilidade de espaço, refletindo características ecomorfológicas que permitem ocupação diferencial no ambiente (Casatti e Castro, 2006), e o comprimento padrão está ligado a capacidade suporte do ambiente, sendo compreendido como um atributo chave relacionado ao metabolismo dos indivíduos (Blanchet et al. 2010; Toussaint et al. 2018).

Para o levantamento dos traços funcionais foi utilizada literatura especializada (artigos científicos, relatórios e bancos de dados especializados), sendo que na ausência de informações para a espécie, foram utilizadas informações disponíveis para o grupo taxonômico mais próximo (espécies de mesmo gênero). Os atributos funcionais dos táxons capturados estão disponíveis no Material Suplementar (Apêndice S1).

3.2.3 Análise dos dados

Para testar a hipótese de que os índices de diversidade funcional se alteram à medida em que se aumenta a intensidade da aquicultura e, conseqüentemente, a pressão de propágulos de *O. niloticus* nos riachos, foram estabelecidas duas matrizes. A primeira matriz foi a de estimativas de densidade, obtida pelo método da Máxima Verossimilhança de Zippin (1956), calculada a partir dos dados de abundância total das espécies. Esse método é

indicado para ambientes delimitados, nos quais são realizadas três remoções sucessivas em cada um dos pontos amostrados, supondo que o esforço de captura é constante nas sucessivas remoções. Nos casos de restrição ao uso dessa metodologia, isto é, $0 < R < (s-1) / 2$, onde R é o índice de restrição e s o número de capturas, a correção proposta por Agostinho e Penczak (1995) foi utilizada. A segunda matriz contemplou os atributos funcionais das espécies, e com exceção de comprimento padrão, o qual refere-se a um traço contínuo, todos os demais traços foram categóricos. Os traços categóricos foram transformados em presença e ausência (0 e 1), ou variáveis *dummy*.

A partir dessas duas matrizes, foi gerada uma matriz transversa - função “*matrix.t*” do pacote “SYNCSA” (Debastini e Pillar, 2012), relacionando as unidades amostrais e os traços funcionais, a qual contém a média dos traços a nível de comunidade (Pillar et al. 2009). Sobre essa matriz transversa foi aplicada a métrica de distância de *Gower*, visando obter uma matriz de parença com a distância funcional entre os diferentes locais de amostragem.

Com a dissimilaridade funcional entre as unidades amostrais na matriz transversa, foi possível calcular os índices de diversidade funcional (Villéger et al. 2008; Mouillot et al. 2013), utilizando a função “*dbFD*” do pacote FD (Laliberté e Legendre, 2010). Os índices calculados foram: i) Riqueza funcional (FRiq), que representa o espaço funcional ocupado pela comunidade; ii) Equitabilidade Funcional (Feve), que representa o quão regularmente se distribuem as espécies no espaço funcional para uma comunidade; iii) Divergência Funcional (FDiv), que é a proporção da abundância total suportada pela espécie, com os traços mais extremos em uma comunidade e que aumenta quando a complementariedade de nicho promove maior abundância relativa das espécies; e iv) Dispersão funcional (FDis), que expressa a distância média das espécies em relação ao centróide da comunidade e que se associa com o grau de diferenciação de nicho entre as espécies (Laliberté e Legendre, 2010). Com exceção da FRiq, os demais índices foram calculados ponderando-se as estimativas de densidade das espécies.

Cada um dos índices de diversidade funcional foi calculado para cada mês de amostragem e para cada riacho (por amostra). As variações nos valores desses índices foram testadas separadamente considerando as categorias de ocupação aquícola (ausente, moderada ou intensa), usando modelos nulos - função “*aovp*” do pacote “*lmPerm*” (Wheeler e Torchiano, 2016). Ou seja, foi realizada uma ANOVA e sua significância ($p < 0,05$) foi testada por modelos nulos, uma vez que os pressupostos da ANOVA paramétrica não foram atendidos. As comparações a posteriori (*post-hoc*) também foram conduzidas com testes de permutações, através da função “*pairwisePermutationTest*” do pacote “*rcompanion*” (Mangiafico, 2021).

Para identificar quais os traços que mais explicavam as diferenças nas intensidades de aquicultura, a dissimilaridade funcional obtida na *matriz t* foi sumarizada em uma *Principal Coordinate Analysis* (PCoA) (Anderson et al. 2006). Os escores dos dois primeiros eixos da PCoA, que representam a maior parte da variabilidade dos dados, foram correlacionados com cada traço na matriz funcional por meio de correlações de Spearman (ρ). Essa correlação permitiu identificar quais os traços que mais contribuíram para as tendências observadas na ordenação gerada pela PCoA. Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade nas análises, apenas foram considerados os traços com fortes correlações para cada eixo ($-0,5 > \rho > 0,5$).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R versão 4.1.2 (R Core Team, 2021) e um resumo dos procedimentos adotados pode ser visualizado na Figura 2.

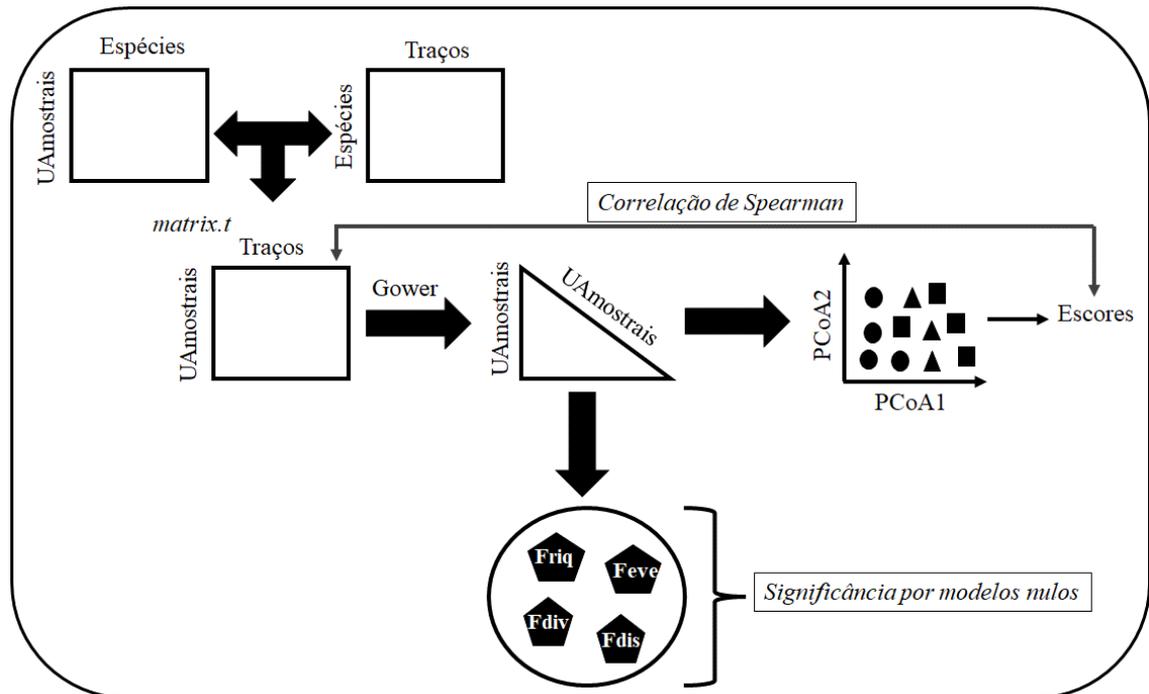


Figura 2. Resumo dos procedimentos estatísticos utilizados para testar a hipótese de que os traços e índices funcionais respondem às diferentes intensidades de pressão de propágulo promovidas pela aquicultura.

3.3 Resultados

Ao todo, durante as coletas, foram registradas 70 espécies, pertencentes a seis ordens, 20 famílias e 46 gêneros (Material Suplementar; Apêndice S2), sendo que *Oreochromis niloticus* foi coletada apenas em riachos com a presença de atividade aquícola (categorias moderada e intensa). Os índices de diversidade funcional, calculados separadamente para cada riacho e cada mês de coleta e que apresentaram diferenças significativas entre as intensidades de atividades aquícolas foram a riqueza, equitabilidade e dispersão funcional (ANOVA modelos nulos; $p < 0,04$) (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados dos modelos nulos realizados separadamente para cada índice de diversidade funcional, considerando os diferentes riachos e meses de coleta. Valores de p em negrito correspondem às diferenças significativas ao nível de 5% entre os grupos com diferentes atividades aquícolas

Índices	Soma dos quadrados	Iterações	pvalor
Riqueza funcional	0,009	5000	< 0,001
Equitabilidade funcional	0,04	5000	0,03
Divergência funcional	0,003	698	0,45
Dispersão funcional	0,004	5000	0,01

Os resultados dos testes de permutação *a posteriori* obtidos para o índice de riqueza funcional indicaram diferenças nas médias entre as três categorias de ocupação aquícola ($p < 0,001$), sendo esse índice superior na categoria de ausência de propágulos (Figura 3A). Isso demonstra que os riachos sem a presença de atividade aquícola em suas microbacias apresentaram maior número de traços funcionais.

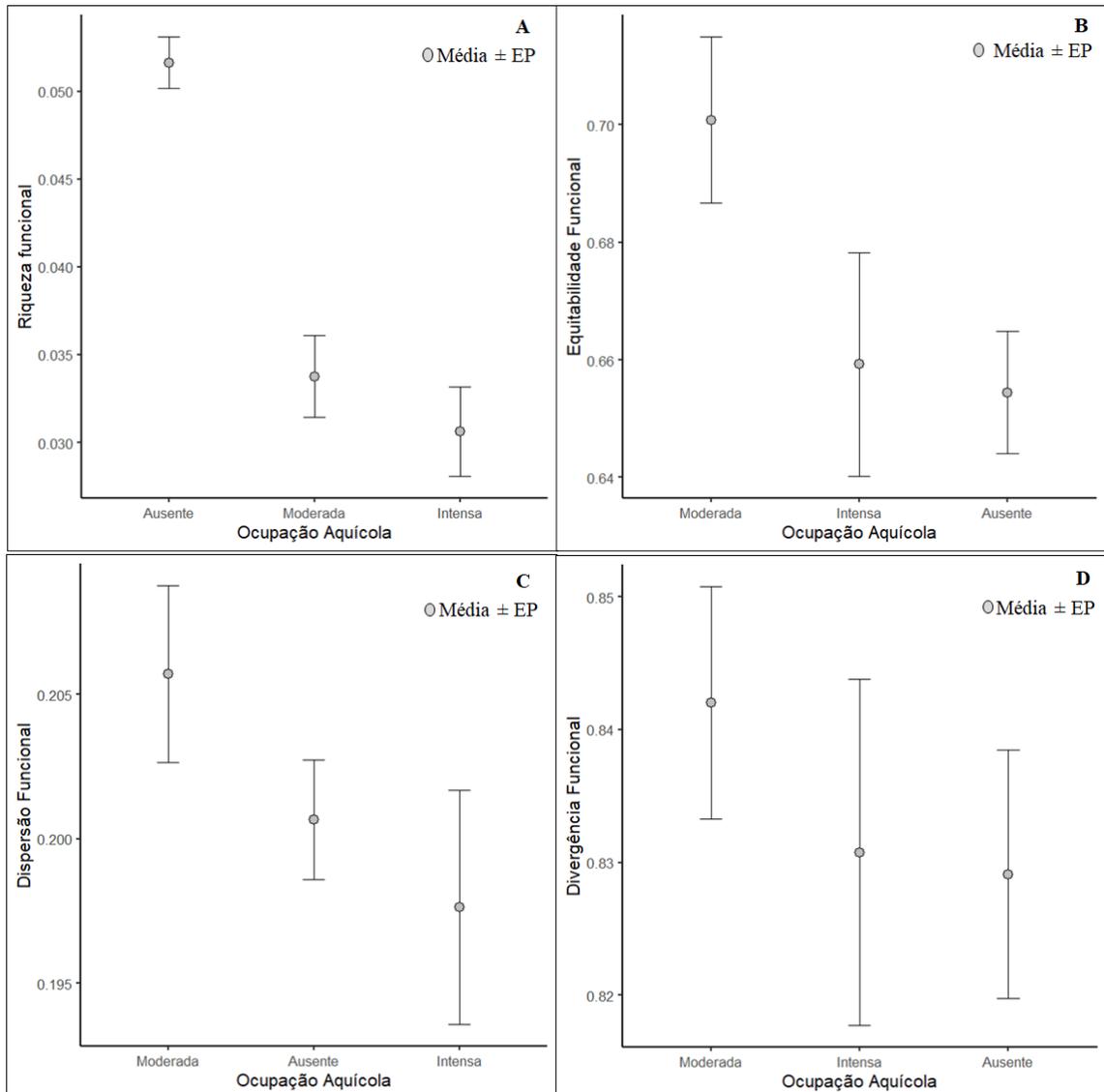


Figura 3. Média e erro padrão dos índices de riqueza funcional (A), equitabilidade funcional (B), dispersão funcional (C) e divergência funcional (D) obtidos entre as categorias de ocupação aquícola.

Para o índice de equitabilidade funcional, a categoria de ocupação moderada diferiu da categoria ausente ($p = 0,03$), apresentando os maiores valores (Figura 3B). Nesses riachos, as espécies se distribuíram de forma mais equitativa entre os traços disponíveis para a comunidade. Um padrão semelhante foi observado para o índice de dispersão funcional que diferiu entre as categorias de ocupação aquícola moderada e intensa ($p = 0,03$), e cuja média foi também superior na categoria moderada (Figura 3C).

Os dois primeiros eixos da PCoA, aplicada sobre a matriz de dissimilaridade funcional, representaram 44% da variação total (37% e 7%, respectivamente). Os agrupamentos formados no espaço multidimensional da ordenação indicaram uma maior semelhança de traços funcionais em riachos sem a presença de atividade aquícola (maior parte dos círculos escuros estão no quadrante 2 da Figura 4). Por outro lado, as categorias de ocupação moderada e intensa não apresentaram padrões evidentes de dissimilaridade (Figura 4).

Destaca-se que, associada à captura de *O. niloticus*, um dos riachos de categoria intensa foi fortemente influenciado pelas capturas de *Poecilia reticulata* e, conseqüentemente, por seus traços funcionais. A densidade estimada dessa espécie em um dos pontos de coleta explica os pontos mais distantes funcionalmente dos demais no espaço gerado pela ordenação (triângulos azuis na Figura 4) (Ver Material Suplementar; Apêndice S3).

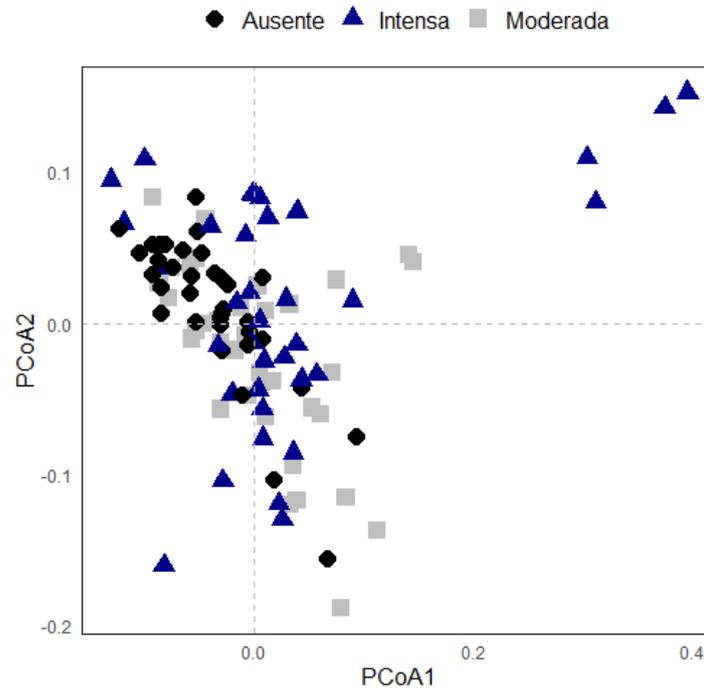


Figura 4. Ordenação resultante da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) aplicada sobre a composição funcional das assembleias de peixes em riachos que diferem quanto a porcentagem de ocupação aquícola em suas microbacias (categorias ausente, moderada e intensa). Riachos sem tanques de piscicultura (ausência de propágulos) apresentam composições funcionais mais semelhantes.

A partir das correlações calculadas entre os escores dos dois primeiros eixos da PCoA e a matriz funcional, nota-se que os traços mais correlacionados positivamente com o primeiro eixo (Eixo 1) foram a tolerância, cuidado parental e microhabitat (espécies nectônicas), e aquele correlacionado negativamente foi insetivoria (categoria de guilda trófica). Já para o segundo eixo (Eixo 2), os traços negativamente correlacionados foram de espécies carnívoras (guilda trófica) e comprimento padrão (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da correlação de Spearman realizada com os escores dois primeiros eixos da PCoA e a matriz de traços funcionais. Valores em negrito indicam correlações fortes ($-0,5 > \rho > 0,5$)

Traços	Eixo 1	Eixo 2
Onivoria	-0,10	-0,49
Herbivoria	-0,02	0,03
Insetivoria	-0,56	0,18
Detritivoria	0,21	0,28
Carnivoria	0,27	-0,61
Fecundação	0,33	0,17
Cuidado parental	0,65	-0,48
Migração	-0,35	-0,07
Tolerância	0,76	-0,42
Nectobentônico	-0,37	-0,14
Bentônico	-0,38	0,25
Nectônico	0,57	-0,24
Comprimento padrão	0,39	-0,76

3.4 Discussão

Os resultados dos índices de diversidade funcional mostraram influência da atividade aquícola sobre a estrutura funcional das assembleias. A riqueza funcional, embora seja calculada sem ponderar a abundância das espécies, foi superior e significativamente diferente nos riachos sem atividade aquícola, indicando que a ictiofauna dos riachos submetidos a essa atividade têm declínio na amplitude dos traços funcionais, isto é, nas combinações disponíveis de atributos pelo conjunto existente de espécies. Estudos têm mostrado que a riqueza funcional é mais sensível do que a riqueza taxonômica em resposta aos processos de invasão (Souza et al. 2021), podendo oferecer respostas importantes em ambientes submetidos a introduções de espécies não nativas que se tornam invasoras bem sucedidas, os quais podem experimentar uma simplificação funcional após os eventos de introdução (Leal et al. 2021). Espécies invasoras, em geral, apresentam menor diversidade de traços funcionais do que espécies nativas, e a longo prazo, podem acarretar impactos no funcionamento dos ecossistemas de água doce como um todo (Milardi et al. 2019).

Em relação ao índice de equitabilidade funcional, ao contrário do esperado, o maior valor e mais próximo de 1 foi registrado na categoria de ocupação aquícola moderada e não na ausente. Esse índice, que mede o grau de uso efetivo da gama de atributos, tende a diminuir com o aumento de distúrbios, principalmente porque o mesmo pode acarretar em um desequilíbrio da distribuição das abundâncias e afetar espécies com características particulares (Mouillot et al. 2013; Larentis et al. 2021). Cabe destacar, no entanto, que as categorias utilizadas no presente estudo não representam uma medida direta da pressão de propágulos de *Oreochromis niloticus* em ambientes naturais, e que não refletem necessariamente em um aumento gradativo dessa medida. Ressalta-se também que não foi possível determinar o tempo de existência dos tanques de piscicultura nas microbacias. Tanques em funcionamento há mais tempo, em ambas as categorias de ocupação aquícola, liberaram mais propágulos para o ambiente natural, sendo esse um fator importante no estabelecimento da tilápia e nas subsequentes respostas funcionais da assembleia. Estes fatores podem explicar as variações nos valores desse índice entre as categorias de ocupação aquícola, e os maiores valores obtidos na categoria intermediária.

Associado a esses fatores, nos riachos sem a influência da piscicultura e, conseqüentemente, sem a presença de *O. niloticus*, as assembleias podem ser compostas por um grupo funcionalmente mais semelhante, existindo uma maior oportunidade de nichos ecológicos que refletem nos menores valores observados nesse índice. Isso porque ambientes invadidos podem apresentar maior uniformidade funcional se considerarmos que espécies não nativas realizam nichos que não eram realizados por táxons nativos, e facilmente preenchem lacunas ecológicas existentes (Jere et al. 2021). Quando submetidos a diferentes cenários de pressões antropogênicas, táxons não nativos podem aumentar o seu equilíbrio funcional, desempenhando mais regularmente nichos ainda não explorados (Sagouis et al. 2016).

Resultados semelhantes foram observados para dispersão funcional, que diferiu entre as categorias de ocupação aquícola e mostrou uma tendência de aumento nos riachos com ocupação moderada. Esse índice pode oferecer respostas importantes em ambientes invadidos ao longo do tempo, uma vez que espécies não nativas podem acarretar maiores impactos ecológicos quando introduzem novos traços em uma comunidade e quando são encontradas em elevadas abundâncias relativas (Mouillot et al. 2013). Ambas as mudanças são capturadas por essa métrica, a qual indica uma distribuição mais uniforme de um traço diferente (Kuebbing et al. 2017;

Castro et al. 2018). Nesse sentido, observa-se que, mesmo em intensidades menores de aquicultura, os escapes da tilápia para os ambientes aquáticos vêm promovendo alterações na estrutura funcional, levando a uma maior diferenciação de nicho entre as espécies da assembleia.

O índice de divergência funcional, embora não tenha sido estatisticamente diferente, mostrou as mesmas tendências. Esse índice, por medir a abundância de espécies com traços funcionais mais extremos em uma comunidade, tende a diminuir ao longo de gradientes de perturbação, como resposta à diminuição da abundância de espécies que sejam funcionalmente mais distintas. Por outro lado, considerando que o processo de invasão pode levar ao estabelecimento de táxons que apresentam atributos mais extremos no espaço funcional em uma comunidade, como por exemplo os ligados a resistência, ambientes invadidos apresentariam maiores valores desse índice (Sagouis et al. 2016; Mathers et al. 2020), conforme observado.

Nesse sentido, pode-se inferir sobre os traços funcionais que foram fortemente e positivamente correlacionados com o primeiro eixo da PCoA. Espécies tolerantes e que apresentam cuidado parental influenciaram nos padrões observados e ambos os atributos são observados em *O. niloticus*. Em relação aos demais traços que foram importantes para a análise, destacam-se as categorias de guilda trófica insetívora e carnívora, bem como o tamanho corporal. Diferentes respostas em níveis tróficos entre ambientes invadidos e não invadidos são esperadas, e desencadeiam mudanças distintas dependendo da posição trófica do invasor (Thomsen et al. 2014; Gallardo et al. 2016). Destaca-se que não apenas os grandes predadores, cujos efeitos são amplamente conhecidos, espécies que se posicionam em níveis tróficos mais baixos, como *O. niloticus*, também acarretam em grande impacto ecológico (Howeth et al. 2016). Attayde et al. (2011) observaram que a introdução da tilápia afetou espécies de diferentes guildas tróficas (peixes piscívoros, insetívoros e detritívoros) que em comum compartilhavam o fato de se alimentarem por recursos do zooplâncton em suas fases juvenis, assim como por sua capacidade em alterar a qualidade da água por meio de bioturbação de sedimentos e excreção de nutrientes, os quais podem modificar os recursos alimentares disponíveis para as espécies.

Quanto ao tamanho corporal correlacionado com o segundo eixo da ordenação, Shuai et al. (2019) mostrou que, com a introdução de *O. niloticus* ao longo do tempo, houve progressiva diminuição no tamanho corporal dos peixes nativos, o que indica uma forte competição por recursos, principalmente alimentares. Nesse sentido, a forte influência desse atributo nos resultados desse trabalho, associado aos demais traços importantes na análise, sugerem que espécies nativas intolerantes a má qualidade do *habitat*, sem cuidado parental, nectônicas, de pequeno porte e insetívoras são mais sensíveis a introdução da tilápia.

Cabe destacar que nos riachos sob influência da aquicultura também foram capturadas outras espécies não nativas, algumas delas com alto potencial invasor, como *Poecilia reticulata* em um dos riachos de intensa ocupação aquícola. Tais capturas atentam para os efeitos combinados de táxons não nativos, os quais têm grande potencial para alterar a estrutura dos ecossistemas em diferentes níveis de organização. Esse padrão foi também evidenciado pela ordenação resultante da PCoA, uma vez que os riachos sob influência de *O. niloticus* e de outras não nativas, como *P. reticulata*, mostraram-se menos similares funcionalmente. Esse resultado sugere que o sucesso de espécies invasoras é mediado por características funcionais distintas entre nativas e não nativas, e que essas diferenças permitem novas oportunidades de nicho no ecossistema receptor, bem como que o espectro de atributos expressos por assembleias nativas não representa todo o espectro disponível para a sobrevivência no ambiente (Mathakutha et al. 2019).

Outros estudos obtiveram resultados semelhantes aos aqui descritos e demonstraram, de maneira geral, aumento nos índices de diversidade funcional em ambientes invadidos (Toussaint et al. 2018; Lamothe et al. 2021). Isso porque espécies invasoras bem sucedidas apresentam características funcionais distintas que aumentam o espaço funcional de uma comunidade (Wang et al. 2021), a partir do influxo de novas características que intensificam as métricas. No entanto, a longo prazo, os distúrbios e as substituições na composição das espécies podem levar a uma homogeneização funcional, cujos impactos excedem a magnitude da homogeneização taxonômica (Villéger et al. 2014). Espécies generalistas quanto ao uso do recurso substituem as especialistas e, como resultado, alteram o funcionamento, bem como os bens e serviços do ecossistema (Clavel et al. 2010).

Apesar da influência do *proxy* indireto da pressão de propágulos sobre os resultados dos índices, os resultados apontam para a influência da aquicultura e dos recorrentes escapes de táxons não nativos sobre a estrutura funcional da ictiofauna dos riachos estudados, que pode ser o caso de riachos expostos ao mesmo impacto. Globalmente, extinções por competição entre espécies nativas e não nativas são raras (Lambdon et al. 2008), no entanto, em assembleias locais, se as espécies invasoras bem sucedidas são dominantes agressivas, seus efeitos sobre a comunidade nativa podem ser potencializados.

3.5 Conclusão

Os índices de diversidade funcional, com exceção da riqueza, foram superiores nos riachos com atividade aquícola e demonstram que a pressão de propágulos de *Oreochromis niloticus* e sua consequente invasão, decorrente dos escapes dos tanques de piscicultura, alteram a estrutura funcional das assembleias nativas de peixes. Embora esperavam-se menores valores dos índices em riachos sob influência dos tanques de piscicultura, esses resultados indicam que os riachos sem atividade aquícola em suas microbacias e, conseqüentemente, sem a presença da tilápia, são mais similares funcionalmente, uma vez que a espécie possivelmente esteja realizando nichos ainda não realizados pelas espécies nativas, conseqüentemente aumentando o equilíbrio funcional da comunidade.

A referida espécie, por possuir traços mais extremos que lhe conferem alto potencial invasor, é capaz de aumentar o espaço funcional dos ambientes receptores e promover maior diferenciação de nicho. Ainda que a curto prazo, espécies não nativas bem sucedidas possam aumentar o espaço funcional pela inserção de novas características, em grandes escalas temporais e espaciais, seus impactos podem acarretar homogeneização funcional das assembleias.

REFERÊNCIAS

- Abell R, Thieme ML, Revenga C, Bryer M, Kottelat M, Bogutskaya N. et al. (2008) Freshwater ecoregions of the world: A new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403–414. <https://dx.doi.org/doi: 10.1641/B580507>
- Agostinho AA, Penczak T (1995) Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná, Brazil. *Hydrobiologia* 166: 312.
- Anderson MJ (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62(1): 245–253. doi: 10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x.

- Attayde JL, Brasil J, Menescal RA (2011) Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. *Fish. Manag. Ecol.* 18: 437–443. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00796.x>
- Blanchet S, Rey O, Etienne R, Lek S, Loot G (2010) Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evol. Appl.* 3: 291–304. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2009.00110.x>
- Bolpagni R (2021) Towards global dominance of invasive alien plants in freshwater ecosystems: the dawn of the Eocene? *Hydrobiologia* 848: 2259–2279. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04490-w>
- Camargo MP, Forneck SC, Dutra FM, Ribas LB, Cunico AM (2020) Fish fauna in low-order streams of the Piquiri River, Upper Paraná River basin, Brazil. *Biota Neotrop.* 21(4): e20211217. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2021-1217>
- Camargo-dos-Santos B, Rossi VS, Gonçalves BB, Leutz JACM, Giaquinto PC, Zanuzzo FS (2021) The impact of catch-and-release on feeding responses and aggressive behavior in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Mar Freshw Behav Physiol* 54(3): 133–148. <https://doi.org/10.1080/10236244.2021.1953380>
- Casatti L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4(2): 203–214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>
- Castro DMP, Dolédec S, Callisto M (2018) Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. *Ecol. Indic.* 84: 573–582. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.030>
- Cavalli D, Frota A, Lira AD, Gubiani EA, Margarido VP, Graça WJ (2018) Update on the ichthyofauna of the Piquiri River basin, Parana, Brazil: a conservation priority area. *Biota Neotrop.* 18(2): e20170350. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0350>
- Clavel J, Julliard R, Devictor V (2010) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Front. Ecol Environ.* 9(4): 222–228. <http://dx.doi.org/10.1890/080216>
- Dalle Fratte M, Bolpagni R, Brusa G, Caccianiga M, Pierce S, Zanzottera M, Cerabolini BEL (2019) Alien plant species invade by occupying similar functional spaces to native species. *Flora* 257: 151419. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.151419>
- Debastiani VJ, Pillar VD (2012) SYNCSEA — R tool for analysis of metacommunities based on functional traits and phylogeny of the community components. *Bioinformatics* 28: 2067–2068. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts325>
- Forneck SC, Dutra FM, Zacarkim CE, Cunico AL (2016) Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. *Hydrobiologia* 773(1): 193–205. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2699-5>
- Forneck SC, Dutra FM, Camargo MP, Vitule JRS, Cunico AM (2020) Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia* 848: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04430-8>
- Gaertner M, Biggs R, Te Beest M, Hui C, Molofsky J, Richardson DM (2014) Invasive plants and drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Divers. Distrib.* 20: 733–744. <https://doi.org/10.1111/ddi.12182>
- Gallardo B, Clavero M, Sánchez MI, Vilà M (2016) Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob. Chang Biol* 22: 151–163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13004>
- Gu DE, Luo D, Xu M, Ma GM, Mu XD, Luo JR, Hu YC (2014) Species diversity defends against the invasion of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 414 (7): 1–11. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014018>

- Howeth JG, Gantz CA, Angermeier PL, Frimpong EA, Hoff MH, Keller RP, Mandrak NE, Marchetti MP, Olden JD, Romagosa CM, Lodge DM (2016) Predicting invasiveness of species in trade: climate match, trophic guild and fecundity influence establishment and impact of non-native freshwater fishes. *Divers. Distrib.* 22: 148-160. <https://doi.org/10.1111/ddi.12391>
- Jere A, Jere WWL, Mtethiwa A, Kassam D (2021) Impact of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) (Pisces: Cichlidae) invasion on taxonomic and functional diversity of native fish species in the upper Kabompo River, northwest of Zambia. *Ecol. Evol* 11: 12845-12857. <https://doi.org/10.1002/ece3.803>
- Kuebbing SE, Maynard D, Bradford MA (2017) Linking functional diversity and ecosystem processes: A framework for using functional diversity metrics to predict the ecosystem impact of functionally unique species. *J. Ecol.* 106: 687-698. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12835>
- Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Lambdon P, Lioret F, Julme PE (2008) Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Divers. Distrib.* 14: 774-785. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00490.x>
- Lamothe KA, Hubbard JA, Drake DAR (2021) Freshwater fish functional and taxonomic diversity above and below Niagara Falls. *Environ. Biol. Fishes* 104: 637-649. <https://doi.org/10.1007/s10641-020-01044-w>
- Larentis C, Pavanelli CS, Delariva R (2021) Do environmental conditions modulated by land use drive fish functional diversity in streams? *Hydrobiologia*: 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-021-04756-x>
- Lavorel S, Grigulis K, McIntyre S, Williams NSG, Garden D, Dorrough J, Berman S, Quétier F, Thébault A, Bonis A (2008) Assessing functional diversity in the field - methodology matters! *Funct. Ecol.* 22: 134-147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x>
- Leal LB, Hoehinghaus DJ, Compson ZG, Agostinho AA, Fernandes R, Pelicice FM (2021) Changes in ecosystem functions generated by fish populations after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) (Perciformes: Cichlidae). *Neotrop. Ichthyol.* 19(3): 1-22. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0041>
- Loiola PP, de Bello F, Chytrý M, Götzenberger L, Pérez Carmona C, Pyšek P, Lososová Z (2018) Invaders among locals: Alien species decrease phylogenetic and functional diversity while increasing dissimilarity among native community members. *J. Ecol.* 106: 2230-2241. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12986>
- Mangiafico S (2021) rcompanion: Functions to Support Extension Education Program Evaluation. R package version 2.4.6. <https://CRAN.R-project.org/package=rcompanion>
- Mathakutha R, Steyn C, Roux PC, Blom IJ, Chown SL, Daru BH, Ripley BS, Louw A, Greve M (2019) Invasive species differ in key functional traits from native and non-invasive alien plant species. *J. Veg. Sci.*: 1- 13. <https://doi.org/10.1111/jvs.12772>
- Mathers KL, White JC, Guareschi S, Hill MJ, Heino J, Chadd R (2020) Invasive crayfish alter the long-term functional biodiversity of lotic macroinvertebrate communities. *Funct. Ecol.* 34: 2350-2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13644>
- Milardi M, Gavioli A, Soininen J, Castaldelli G (2019) Exotic species invasions undermine regional functional diversity of freshwater fish. *Sci. Rep., Nature Research* 9: 17921. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54210-1>
- Mouillot D, Graham NAJ, Villéger S, Mason NWH, Bellwood DR (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol Evol* 28:167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Muniz CM, Frota A, Ganassin MJM, Agostinho AA, Gomes LC (2021) Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs? *Braz. J. Biol.* 81(3): 765-775. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230833>

Ortega JCG, Júlio HF, Gomes LC, Agostinho AA (2015) Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia* 746: 147-158. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>

Ota RR, Deprá GC, Graça WJ, Pavanelli CS (2018) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop. Ichthyol.* 16(2): 1-111. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

Pillar VD, Duarte LDS, Sosinski EE, Joner F (2009) Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *J. Veg. Sci* 20: 334–348. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05666.x>

R Core Team. (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>.

Reid AJ, Carlson AK, Creed IF, Eliason EJ, Gell PA, Johnson PTJ, Kidd KA, MacCormack TJ, Olden JD, Ormerod SJ, Smol JP, Taylor WW, Tockner K, Vermaire JC, Dudgeon D, Cooke SJ (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94: 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.

Reis RB, Frota A, Deprá GC, Ota RR, Graça WJ (2020) Freshwater fishes from Paraná State, Brazil: an annotated list, with comments on biogeographic patterns, threats, and future perspectives. *Zootaxa* 4868(4): 451-494. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4868.4.1>

Rosado BHP, Dias ATC, Mattos EA (2013) Going Back to Basics: Importance of Ecophysiology when Choosing Functional Traits for Studying Communities and Ecosystems. *Nat. Conserv.* 11(1): 15-22.

Sagouis A, Jabot F, Argillier C (2017) Taxonomic versus functional diversity metrics: how do fish communities respond to anthropogenic stressors in reservoirs? *Ecol Freshw Fish* 26: 621-635. <https://doi.org/10.1111/eff.12306>

Shuai F, Lek S, Li X, Zhao T (2018) Biological invasions undermine the functional diversity of fish community in a large subtropical river. *Biol. Invasions* 20: 2981-2996. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1751-y>

Shuai D, Li X, Liu Q, Zhu S, Wu Z, Zhang Y (2019) Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) invasions disrupt the functional patterns of fish community in a large subtropical river in China. *Fish Manag Ecol* 26: 578-589. <https://doi.org/10.1111/fme.12368>

Simberloff D, Martin J, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E, Vilà M (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends Ecol Evol* 8(8):58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Souza CP, Rodrigues-Filho CAS, Barbosa FAR, Leitão RP (2021) Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a Neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotrop. Ichthyol.* 19(3): 1-18. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0033>

Stefani F, Schiavon A, Tirozzi P, Gomarasca S, Marziali L (2020) Functional response of fish communities in a multistressed freshwater world. *Sci. Total Environ.* 740: 139902. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139902>

Thomsen MS, Byers JE, Schiel DR et al (2014) Impacts of marine invaders on biodiversity depend on trophic position and functional similarity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 495: 39–47. <https://doi.org/10.3354/meps10566>

Toussaint A, Beauchard O, Oberdorff T, Brosse S, Villéger S (2016) Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. *Biol. Invasions* 18: 1295–1304. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1067-8>

Toussaint A, Charpin N, Beauchard O, Grenouillet G, Oberdorff T, Tedesco PA, Brosse S, Villéger S (2018) Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. *Ecol. Lett.*: 1-11. <https://doi.org/10.1111/ele.13141>

- Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89(8): 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D (2010) Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecol Appl* 20(6):1512–1522. <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>
- Villéger S, Grenouillet G, Brosse S (2014) Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23: 1450-1460. <https://doi.org/10.1111/geb.12226>
- Vitule JRS (2009) Introduction of fishes in Brazilian continental ecosystems: review, comments and suggestions for actions against the almost invisible enemy. *Neotropical Biol. Conserv.* 4:111–122. <https://doi.org/10.4013/5123>
- Wang W, Jiang Y, Li B, Xi N, Chen Y, He D, et al (2021) Species abundance is jointly determined by functional traits and negative density dependence in a subtropical forest in southern China. *J. Plant Ecol.* 14: 491–503. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtab009>
- Weller B, Torchiano M (2016) *ImPerm: Permutation Tests for Linear Models*. R package version 2.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=ImPerm>
- Zippin C (1956) An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163–169.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Apêndice S1 – Traços funcionais de guilda trófica, fecundação, cuidado parental, tolerância, migração, microhabitat e comprimento padrão das 70 espécies capturadas nos nove riachos amostrados neste estudo

	GUILDA TRÓFICA	FECUNDAÇÃO	CUIDADO PARENTAL	TOLERÂNCIA	MIGRAÇÃO	MICROHABITAT	COMPRIMENTO PADRÃO
<i>Aequidens plagiazonatus</i>	Onivoria (Rezende, 2000)	Externa	Com (Lourenço et al., 2012)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Lourenço et al., 2012; Oliveira et al., 2020)	Nectobentônica (Fuentes, 2011)	10.3 – FishBase
<i>Ancistrus sp.</i>	Herbivoria (Buck e Sazima, 1995)	Externa	Com (Pérez et al., 1999)	Tolerante (Assis et al., 2009)	Não (Suzuki et al., 2005)	Bentônica (Fuentes, 2011)	8.4 (Maier et al., 2008)
<i>Apareiodon affinis</i>	Herbivoria (Algovoria - Casatti et al., 2003)	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005; Smith et al., 2013; Andreotti, 2020)	Sensível (informações para <i>A. sp</i> - Silveira et al., 2018)	Não (Suzuki et al., 2005; Andreotti, 2020)	Nectobenônica (Casatti e Castro, 2006; Silveira et al., 2018)	17.0 – FishBase
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Peritivoria (Casatti et al., 2009b)	Externa	Sem (informações para <i>A. affinis</i> - Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica - generalização para parodontídeos (Casatti e Castro, 2006)	12.0 – FishBase
<i>Apareiodon vladii</i>	Peritivoria - generalização	Externa	Sem (informações para <i>A. affinis</i> - Smith et al., 2013)	Sensível (informações para <i>A. sp</i> - Silveira et al., 2018)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica - generalização para parodontídeos (Casatti e Castro, 2006)	11.3 – FishBase
<i>Apteronotus aff. albifrons</i>	Insetivoria (Brejão et al., 2013)	Externa	Com (Suzuki et al., 2005 - informações para <i>A. sp</i>)	Sensível (Mucha et al., 2021)	Não (Suzuki et al., 2005)	Nectobentônica (Brejão et al., 2013)	50.0 – FishBase
<i>Apteronotus cf. caudimaculosus</i>	Insetivoria - generalização	Externa	Com (Andreotti, 2020)	Sensível - generalização (espécie rara, com poucos indivíduos na maioria dos inventários)	Não (Andreotti, 2020)	Nectobentônica - generalização	28.7 – FishBase
<i>Astyanax lacustris</i>	Onivoria com tendência a insetivoria (Peretti e Andrian, 2004; Pini et al., 2019)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Nectônica (Casatti e Castro, 2006)	9.3 – FishBase
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i>	Onivoria (Silva et al., 2012; Kokubun et al., 2018)	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (Caetano et al., 2016)	Não (Suzuki et al., 2005)	Nectônica - generalização para Characidae (Casatti e Castro, 2006)	6.7 (Gubiani et al., 2009)
<i>Bryconamericus coeruleus</i>	Onivoria - generalização	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (informações para <i>B. iheringii</i> - Caetano et al., 2016)	Não (Suzuki et al., 2005)	Nectônica - generalização para Characidae (Casatti e Castro, 2006)	7.1 (Jerep e Shibatta, 2017)
<i>Bryconamericus exodon</i>	Onivoria (Emidio Junior e	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante	Não (Suzuki et	Nectônica - generalização	5.7 - FishBase

	Arrolho, 2013)			(informações para <i>B. iheringii</i> - Caetano et al., 2016)	al., 2005)	para Characidae (Casatti e Castro, 2006)	
<i>Bryconamericus turiuba</i>	Onivoria (informações para <i>B. exodon</i>)	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (informações para <i>B. iheringii</i> - Caetano et al., 2016)	Não (Suzuki et al., 2005)	Nectônica - generalização para Characidae (Casatti e Castro, 2006)	6.1 - FishBase
<i>Callichthys callichthys</i>	Herbivoria (Algivoria - Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Suzuki et al., 2005)	Bentônica (Casatti et al., 2009)	17.0 - FishBase
<i>Cambeva aff. davisi</i>	Insetivoria (Casatti, 2002; Smith et al., 2013)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Tibúrcio et al., 2016)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Casatti et al., 2001)	6.3 - FishBase
<i>Cetopsis gobioides</i>	Insetivoria (Rondinelli et al., 2011)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (informações para <i>C. orinoco</i> - Rodriguez-Olarte et al., 2006)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Gogola, 2018)	10.9 - FishBase
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Insetivoria (Silva et al., 2012; Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Larentis, 2015)	Sensível (Teresa et al., 2015)	Não - generalização	Nectobentônica - generalização para Heptapteridae (Casatti e Castro, 2006)	11.1 - FishBase
<i>Characidium aff. zebra</i>	Insetivoria (Casatti et al., 2015)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casati et al., 2009; Teresa et al., 2015)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica (Fuentes, 2011)	7.4 - FishBase
<i>Characidium gomesi</i>	Insetivoria (Ferreira, 2007; Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Larentis, 2015)	Sensível (Teresa et al., 2015)	Não - generalização	Nectobentônica (Fuentes, 2011)	6.5 - FishBase
<i>Coptodon rendalli</i>	Herbivoria (Zengeya e Marshal, 2007)	Externa	Com (Lourenço et al., 2012)	Tolerante (Casatti et al., 2006)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica - informações para <i>Oreochromis niloticus</i> (Larentis, 2015)	24.0 (Gubiani et al., 2009)
<i>Corydoras aeneus</i>	Insetivoria (Casatti et al., 2001)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Tolerante (Casatti et al., 2010; Chalar et al., 2012)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Casatti et al., 2009)	7.5 - FishBase
<i>Crenicichla britskii</i>	Insetivoria (Gubiani et al., 2012)	Externa	Com (Lourenço et al., 2012)	Sensível (informações para <i>C. scotti</i> - Chalar et al., 2012)	Não (Lourenço et al., 2012)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	14.5 - FishBase
<i>Cyphocharax modestus</i>	Detritivoria (Ribeiro et al., 2014; Melo et al., 2018)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Larentis, 2015)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica (Larentis, 2015)	16.2 - FishBase
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Insetivoria (Rezende, 2000)	Externa	Com (Andreotti, 2020)	Sensível (Teresa et al., 2015)	Não (Andreotti, 2020)	Nectobentônica (Brejão et al., 2013)	25.0 - FishBase
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Carnivoria (Casatti et al., 2009)	Externa	Com (Andreotti, 2020)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Andreotti, 2020)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	20.0 - FishBase
<i>Farlowella hahni</i>	Detritivoria (informações para <i>F. sp.</i> - Larentis, 2015)	Externa	Com (informações para <i>F. vittata</i> - Garcia-Alzate et al., 2012)	Sensível (Larentis, 2015)	Não (Garcia-Alzate et al., 2012)	Bentônica (Larentis, 2015)	20.1 - FishBase

<i>Galeocharax gulo</i>	Carnivoria (Gandini et al., 2012)	Externa	Sem (Giovanetti et al., 2017)	Sensível - generalização	Não (Giovanetti et al., 2017)	Nectônica - generalização para Characidae (Casatti e Castro, 2006)	22.0 - FishBase
<i>Geophagus iporangensis</i>	Onivoria (Teresa et al., 2015)	Externa	Com (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (Silveira et al., 2018)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica (Casatti et al., 2015)	10.0 - FishBase
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Insetivoria (Mechiatti e Aciva, 2002; Casatti et al., 2009)	Externa	Com (Bulla et al., 2011)	Tolerante (Casatti et al., 2009)	Não (Bulla et al., 2011)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	99.8 - FishBase
<i>Gymnotus pantanal</i>	Insetivoria - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Externa	Com - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Tolerante - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Não - generalização	Nectônica - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	26.0 - FishBase
<i>Gymnotus sylvius</i>	Insetivoria - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Externa	Com - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Tolerante - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	Não - generalização	Nectônica - generalização a partir de <i>G. inaequilabiatus</i>	42.0 - FishBase
<i>Hoplias mbigua</i>	Carnivoria (Informações para <i>H. malabaricus</i> - Gubiani et al., 2012)	Externa	Com (Bulla et al., 2011)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Bulla et al., 2011)	Nectobentônica (informações para <i>H. malabaricus</i> - Brejão et al., 2013)	29.3 - FishBase
<i>Hoplias misionera</i>	Carnivoria (Informações para <i>H. malabaricus</i> - Gubiani et al., 2012)	Externa	Com (Bulla et al., 2011)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Bulla et al., 2011)	Nectobentônica (informações para <i>H. malabaricus</i> - Brejão et al., 2013)	26.2 (Guimarães et al., 2021)
<i>Hoplias sp.2</i>	Carnivoria (Informações para <i>H. malabaricus</i> - Gubiani et al., 2012)	Externa	Com (Bulla et al., 2011)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Bulla et al., 2011)	Nectobentônica (informações para <i>H. malabaricus</i> - Brejão et al., 2013)	18.9 (Maier et al., 2008)
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Detritivoria (Silva et al., 2012; Ribeiro et al., 2014)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Tolerante (Silveira et al., 2018)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Casatti et al., 2001)	17.8 (Gubiani et al., 2009)
<i>Hypostomus cf. tietensis</i>	Detritivoria (Fávaro e Chaves, 1999)	Externa	Sem - generalização	Tolerante - generalização a partir de <i>H. ancistroides</i>	Não - generalização	Bentônica - generalização para Loriicaridae (Casatti e Castro, 2006)	12.5 - FishBase
<i>Hypostomus sp.1</i>	Detritivoria - generalização a partir de <i>H. ancistroides</i>	Externa	Sem - generalização	Tolerante - generalização a partir de <i>H. ancistroides</i>	Não - generalização	Bentônica - generalização para Loriicaridae (Casatti e Castro, 2006)	14.0 (Maier et al., 2008)
<i>Hypostomus sp.2</i>	Detritivoria - generalização a partir de <i>H. ancistroides</i>	Externa	Sem - generalização	Tolerante - generalização a partir de <i>H. ancistroides</i>	Não - generalização	Bentônica - generalização para Loriicaridae (Casatti e Castro, 2006)	14.0 (Maier et al., 2008)
<i>Imparfinis mirini</i>	Insetivoria (Casatti et al., 2009)	Externa	Com (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Casatti et al., 2009)	8.5 - FishBase
<i>Imparfinis schubarti</i>	Insetivoria (Teresa e Casatti, 2010; Silva et al., 2012)	Externa	Com - generalização a partir de <i>I. mirini</i>	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não - generalização	Bentônica (Casatti et al., 2009)	9.3 - FishBase

<i>Leporinus friderici</i>	Onivoria (Albrecht e Caramaschi, 2003; Velasco-Santamaría et al., 2017)	Externa	Sem (Suzuki et al., 2005)	Tolerante (Beneditto et al., 2005; Serra et al., 2011)	Sim (Sanches et al., 2001)	Bentônica (Casatti et al., 2009)	40.0 - FishBase
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Detritivoria (Rezende, 2000; Peretti e Andrian, 2004)	Externa	Com (Bailly et al., 2011)	Tolerante (Bailly et al., 2011)	Não (Suzuki et al., 2005)	Bentônica - generalização para Loricariidae (Casatti e Castro, 2006)	23.8 (Souto et al., 2011)
<i>Moenkhausia australe</i>	Insetivoria (informações para <i>M. dichroua</i> - Rezende, 2000)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (informações para <i>M. sanctafilomenae</i> - Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica - informações para <i>M. coletti</i> , <i>M. comma</i> e <i>M. oligolepis</i> (Brejão et al., 2013)	3.8 - FishBase
<i>Moenkhausia bonita</i>	Insetivoria (informações para <i>M. dichroua</i> - Rezende, 2000)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (informações para <i>M. sanctafilomenae</i> - Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica - informações para <i>M. coletti</i> , <i>M. comma</i> e <i>M. oligolepis</i> (Brejão et al., 2013)	8.5 - FishBase
<i>Moenkhausia cf. gracilima</i>	Insetivoria (informações para <i>M. dichroua</i> - Rezende, 2000)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (informações para <i>M. sanctafilomenae</i> - Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica - informações para <i>M. coletti</i> , <i>M. comma</i> e <i>M. oligolepis</i> (Brejão et al., 2013)	5.9 - FishBase
<i>Moenkhausia sanctafilomenae</i>	Insetivoria (informações para <i>M. dichroua</i> - Rezende, 2000; Casatti, 2002)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	7.0 - FishBase
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Onivoria com tendência a carnivoria (Abelha et al., 2012)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (Silveira et al., 2018)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	20.5 - FishBase
<i>Oligosarcus pintoi</i>	Insetivoria (Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	8.8 - FishBase
<i>Oreochromis niloticus</i>	Onivoria (Casatti et al., 2009)	Externa	Com (Lourenço et al., 2012)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Suzuki et al., 2005)	Bentônica (Casatti et al., 2009; Tibúrcio et al., 2016)	60.0 - FishBase
<i>Otothyropsis polyodon</i>	Detritivoria - informações para <i>Hisonotus depressicauda</i> (Smith et al., 2013)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível - informações para <i>O. marapoama</i> (Teresa e Casatti, 2010)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica - generalização para Loricariidae (Casatti e Castro, 2006)	3.7 - FishBase
<i>Parodon nasus</i>	Detritivoria (Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica (Casatti et al., 2009)	12.7 - FishBase
<i>Phalloceros harpagos</i>	Onivoria com tendência a herbivoria (Casatti, 2002; Casatti et al., 2009)	Interna		Tolerante (Silveira et al., 2018)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica - informações para <i>P. reticulata</i> (Tibúrcio et al., 2016); Espécie de superfície	3.4 - FishBase
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Insetivoria (Casatti et al., 2001; Ferreira, 2007)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (Teresa e Casatti, 2010)	Não (Agostinho et al., 2007)	Bentônica (Casatti et al., 2001)	7.5 - FishBase

<i>Piabarchus stramineus</i>	Insetivoria (Silva et al., 2012)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2006)	Não (Smith et al., 2013)	Nectônica (Teresa et al., 2015)	6.8 (Gubiani et al., 2009)
<i>Piabina argentea</i>	Onivoria com tendência a insetivoria (Ferreira, 2007; Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Agostinho et al., 2007)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	7.3 - FishBase
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Insetivoria (Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Andreotii, 2020)	Sensível (Teresa et al., 2015; Tibúrcio et al., 2016)	Não (Andreotti, 2020)	Bentônica (Teresa et al., 2015; Tibúrcio et al., 2016)	14.2 - FishBase
<i>Pimelodella gracilis</i>	Carnivoria (Ribeiro et al., 2014)	Externa	Sem (Andreotii, 2020)	Sensível (Tibúrcio et al., 2016)	Não (Andreotti, 2020)	Bentônica (Casatti et al., 2001)	18.0 - FishBase
<i>Poecilia reticulata</i>	Detritivoria (Silva et al., 2012)	Interna		Tolerante (Casatti et al., 2009)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica (Tibúrcio et al., 2016)	5.0 - FishBase
<i>Prochilodus lineatus</i>	Detritivoria (Perini et al., 2013; Speranza et al., 2016)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Tolerante (Tavares-Dias et al., 2008)	Sim (Agostinho et al., 2007; Smith et al., 2013)	Bentônica (Teresa et al., 2010)	54.3 (Gubiani et al., 2009)
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	Onivoria com tendência a insetivoria (Ferreira, 2007; Ribeiro et al., 2014)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Tolerante (Chalar et al., 2012; Silveira et al., 2018)	Não (Andreotti, 2020)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	12.0 - FishBase
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	Onivoria com tendência a insetivoria (Ferreira, 2007; Ferreira et al., 2012)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Nectônica (Casatti et al., 2009)	7.8 - FishBase
<i>Psalidodon bockmanni</i>	Onivoria com tendência a herbivoria (Silva et al., 2012)	Externa	Sem - generalização	Sensível (Casatti et al., 2009)	Não - generalização	Nectônica (Casatti et al., 2009)	7.5 (Maier et al., 2008)
<i>Pyrrhulina australis</i>	Detritivoria (Lopes et al., 2016)	Externa	Com (Agostinho et al., 2007)	Tolerante (Teresa et al., 2010)	Não (Agostinho et al., 2007)	Nectônica - generalização	5.0 - FishBase
<i>Rhamdia quelen</i>	Onivoria - divergência nos estudos com análise estomacal	Externa	Com (Smith et al., 2013)	Tolerante (Casatti et al., 2009)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica - generalização para Heptapteridae (Casatti e Castro, 2006)	32.0 (Gubiani et al., 2009)
<i>Rineloricaria latirostris</i>	Detritivoria (Smith et al., 2013)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (informação para <i>R. sp.</i> - Chalar et al., 2012)	Não (Smith et al., 2013)	Bentônica - generalização para Loricaridae (Casatti e Castro, 2006)	14.1 (Maier et al., 2008)
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Detritivoria (Casatti et al., 2015)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Tolerante (Teresa e Casatti, 2010)	Não (Smith et al., 2013)	Nectônica (Casatti et al., 2015)	3.6 - FishBase
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Detritivoria (Rezende, 2000)	Externa	Sem (Andreotii, 2020)	Sensível (informação para <i>S. insculpta</i> - Teresa et al., 2015)	Não (Andreotti, 2020)	Nectobentônica - informações para <i>S. insculpta</i> (Teresa et al., 2015)	13.5 (Gubiani et al., 2009)
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Detritivoria (Ribeiro et al., 2014; Teresa et al., 2015)	Externa	Sem (Smith et al., 2013)	Sensível (Teresa et al., 2015)	Não (Smith et al., 2013)	Nectobentônica (Teresa et al., 2015)	8.9 (Maier et al., 2008)
<i>Sternopygus macrurus</i>	Insetivoria (Gubiani et al., 2012; Teresa et al., 2015)	Externa	Com (Andreotti, 2020)	Sensível (Casatti et al., 2015)	Não (Andreotti, 2020)	Nectobentônica (Brejão et al., 2013)	141.0 - FishBase
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Carnivoria (Teresa et al., 2015)	Externa	Com (Agostinho et al., 2007)	Tolerante (Teresa e	Não (Oliveira et	Nectônica (Casatti et al., 2009)	150.0 - FishBase

	2015)		2007)	Casatti, 2010; Teresa et al., 2015)	al., 2020)	2009)	
<i>Tatia neivai</i>	Onivoria (Casatti et al., 2001)	Interna		Sensível (Teresa e Casatti, 2010)	Não (Garcia et al., 2019)	Nectônica - informação para <i>T. gyrana</i> e <i>T. intermedia</i> (Brejão et al., 2013)	8.2 - FishBase

REFERÊNCIAS

- Abelha MCF, Kashiwaqui EAL, Goulart E (2012) Population structure, condition and diet of *Oligosarcus paranensis* (Menezes & Gery, 1983) (Osteichthyes: Characidae) at two reservoirs in South Brazil. *Biota Neotrop.* 12(1): 187-197. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032012000100015>
- Agostinho AA, Pelicice FM, Petry AC, Gomes LC, Júlio JR HF (2007) Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquat Ecosyst Health Manag* 10(2): 174-186. <https://doi.org/10.1080/14634980701341719>
- Albrecht MP, Caramaschi EP (2003) Feeding Ecology of *Leporinus friderici* (Teleostei; Anostomidae) in the Upper Tocantins River, Central Brazil, before and after Installation of a Hydroelectric Plant. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 38(1): 33-40. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252003000100006>
- Andreotti GF. *A diversidade funcional da assembleia de peixes em uma planície de inundação Neotropical: variações com eventos de El Niño Oscilação Sul (ENSO)*. Mestrado em Ecologia e Limnologia (Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá. 2020. 50f.
- Assis HCS, Nicareta L, Salvo LM, Klemz C, Truppel JH, Calegari R (2009) Biochemical Biomarkers of Exposure to Deltamethrin in Freshwater Fish, *Ancistrus multispinis*. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 52(6): 1401-1407. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132009000600012>
- Bailly D, Batista-Silva VF, Abelha MCF, Kashiwaqui EAL, Fernandes CA, Carvalho ED (2011) Relative abundance and reproductive tactics of a Loricariidae species at Saraiva Lagoon, Ilha Grande National Park, MS-PR, Brazil. *Biota Neotrop.* 11(3): 171-178. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300014>
- Benedito-Cecilio E, Pereira AL, Baleroni H, Faria ACEA (2005) Effects of habitat on physiological indicators in *Leporinus friderici* (Pisces, Anostomidae) in the influence area of the Corumbá Reservoir, Goiás, Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 17(1): 71-79.
- Brejão GL, Gerhard P, Zuanon J (2013) Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotrop Ichthyol* 11(2): 361-373. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000006>
- Buck S, Sazima I (1995) An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 6(4): 325-332.
- Bulla CK, Gomes LC, Miranda LE, Agostinho AA (2011) The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 9(2): 403-409. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011005000021>
- Caetano DLF, Oliveira EF, Zawadzki CH (2016) Fish species indicators of environmental quality of Neotropical streams in southern Brazil, upper Paraná River basin. *Acta Ichthyol Piscat* 46(2): 87-96. <https://doi.org/10.3750/AIP2016.46.2.04>
- Casatti L, Langeani F, Castro RMC (2001) Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotrop.* v1(1): 1:15. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100005>
- Casatti L (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto rio Paraná, Sudeste do Brasil. *Biota Neotrop* 2(2): 1-14. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032002000200012>
- Casatti L, Mendes HF, Ferreira KM (2003) Aquatic Macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 63(2): 213-222. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200006>
- Casatti L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4(2): 203-214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000200006>
- Casatti L, Langeani F, Silva AM, Castro RMC (2006) Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated Basin, Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66(2B): 681-696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>
- Casatti L, Ferreira CP, Carvalho FR (2009) Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273-283. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>
- Casatti L, Ferreira C, Langeani F (2009) A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623: 173-189. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9656-x>

- Chalar G, Delbene L, González-Bergonzoni I, Arocena R (2012) Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecol. Indic.* 24: 582-588. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.010>
- Emidio Júnior, C, Arrolho S (2013) *Dieta natural de quatro espécies de Characídeos do médio rio Teles Pires*, MT. I Seminário de Biodiversidade e Agrossistemas Amazônicos. Alta Floresta – MT, 23 e 24 de setembro de 2013,
- Fávaro LF, Chaves PTC (1999) Morphological and cytochemical aspects of oogenesis of *Hypostomus* cf. *tietensis* (Loricariidae) of Igapó I Lake (Londrina, PR, Brazil). *Acta Biol. Par.* 28(1,2,3,4): 125-139.
- Ferreira A, Gerhard P, Cyrino EP (2012) Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Sér. Zool.* 102(1): 80-87.
- Ferreira KM (2007) Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 5(3): 311-326. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300012>
- Fuentes CA. *Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos: comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas*. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal - Programa de Pós Graduação em Biologia Animal). Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, *campus* de São José do Rio Preto. 2011. 157f.
- Gandini CV, Boratto IA, Fagundes DC, Pompeu OS (2012) Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 102(1): 56-61. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212012000100008>
- García-Alzate CA, Román-Valencia C, Barrero AM (2012) Biología alimentaria y reproductiva de *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Güejar, Orinoquía, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 60(4): 1873-1888.
- Garcia DAZ, Vidotto-Magnoni AP, Costa ADA, Casimiro ACR, Jarduli LR, Ferraz JD, Almeida FS, Orsi ML (2019) Importance of the Congonhas River for the conservation of the fish fauna of the Upper Paraná basin, Brazil. *Biodiversitas* 20(2): 474-481. <http://doi.org/10.13057/biodiv/d200225>
- Giovanetti V, Piza-Toledo M, Menezes NA (2017) Taxonomic revision of *Galeocharax* (Characiformes: Characidae: Characinae). *Neotrop. Ichthyol.* 15(1): e160040. <http://doi.org/10.1590/1982-0224-20160040>
- Gogola TM. Traços e índices funcionais aplicados à larvas como ferramenta para avaliação da reprodução de peixes nos gradientes espaciais de reservatórios. Tese (Doutorado em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca). Centro de Engenharias e Ciências Exatas da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Toledo. 2018. 63 f.
- Gubiani EA, Gomes LC, Agostinho AA (2009) Length–length and length–weight relationships for 48 fish species from reservoirs of the Paranaá State, Brazil. *Lake Reserv Manag* 14: 289-299. <http://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2009.00411.x>
- Gubiani EA, Gomes LC, Agostinho AA (2012) Estimates of Population Parameters and Consumption / Biomass Ratio for Fishes in Reservoirs, Paraná State, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 10(1): 177–88. <http://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100017>
- Guimarães KLA, Rosso JJ, /Souza MFB, Astarloa JMD, Rodrigues LRR (2021) Integrative taxonomy reveals disjunct distribution and first record of *Hoplias misionera* (Characiformes: Erythrinidae) in the Amazon River basin: morphological, DNA barcoding and cytogenetic considerations. *Neotrop. Ichthyol.* 19(2): e200110. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0110>
- Jerep FC, Shibatta OA (2017) A new species of *Bryconamericus* (Characidae: Stevardiinae: Diapomini) from the upper Rio Paraná basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 15 (3): 1-13. <http://doi.org/10.1590/1982-0224-20170028>
- Kokubun EE, Bonato KO, Burrell ED, Fialho CB (2018) Diet and body shape among populations of *Bryconamericus iheringii* (Otophysi: Characidae) across the Campos Sulinos ecosystem. *Neotrop. Ichthyol.* 16(4): e170167. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170167>
- Larentis C. Fauna de peixes em riachos: Avaliação das intervenções antrópicas sobre os atributos e estrutura funcional das assembleias. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel. 2015. 31f.
- Lopes EN, Abelha MC, Batista-Silva VF, Kashiwaqui EAL, Bailly D (2016) Fish trophic structure in a first order stream of the Iguatemi River basin, Upper Paraná River, Brazil. *Acta sci., Biol. sci.* 38(4): 429-437. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v38i4.31515>

- Lourenço LS, Fernandes IM, Penha J, Mateus LAF (2012) Persistence and stability of cichlid assemblages in neotropical floodplain lagoons. *Environ Biol Fish* 93: 427-437. <https://doi.org/10.1007/s10641-011-9933-9>
- Maier A, Zawadzki CH, Graça WJ, Bifi AG (2008) Fish, Barra Bonita River, upper Paraná River basin, state of Paraná, Brazil. *Check list* 4(3): 336-340. <https://doi.org/10.15560/4.3.336>
- Melo BF, Sidlauskas BL, Hoekzema J, Vari RP, Dillman CB, Oliveira C (2018) Molecular phylogenetics of Neotropical detritivorous fishes of the family Curimatidae (Teleostei: Characiformes). *Mol Phylogenet Evol* 127: 800-812. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2018.06.027>
- Meschiatti AJ, Arcifa MS (2002) Early life stages of fish and the relationships with zooplankton in a Tropical Brazilian Reservoir: Lake Monte Alegre. *Braz. J. Biology* 62(1): 41-50. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000100006>
- Mucha S, Chapman LJ, Rudiger K (2021) The weakly electric fish, *Apteronotus albifrons*, actively avoids experimentally induced hypoxia. *J. comp. physiol. A*: 1-11. <https://doi.org/10.1007/s00359-021-01470-w>
- Oliveira LS, Cajado RA, Santos LRB, Suzuki MAL, Zacardi DM (2020) Bancos de macrófitas aquáticas como locais de desenvolvimento das fases iniciais de peixes em várzea do baixo Amazonas. *Oecologia Aust.* 24(3): 644-660. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.09>
- Peretti D, Andrian IF (2004) Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Parana River floodplain, Brazil. *Environ. Biol Fishes* 71: 95-103. <https://doi.org/10.1023/B:EBFI.0000043155.76741.a1>
- Pérez MHS, Page L, Armbruster J (1999) Spawning in Ancistrus (Siluriformes: Loricariidae) with comments on the evolution of snout tentacles as a novel reproductive strategy: Larval mimicry. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 10(3): 217-229.
- Perini VR, Paschoalini AL, Cruz CKF, Rocha RCGA, Senhorini JÁ, Ribeiro DM, Formagio OS, Bazzoli N, Rizzo E (2013) Profiles of sex steroids, fecundity and spawning of a migratory characiform fish from the Paraguay–Paraná basin: a comparative study in a three-river system. *Fish Physiol Biochem* 39: 1473-1484. <https://doi.org/10.1007/s10695-013-9800-z>
- Pini SFR, Abelha MCF, Kashiwaqui EAL, Delariva RL, Makrakis S, Makrakis M (2019) Food resource partitioning among species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) in the Lower Iguazu River and tributaries, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 17(4): e190028. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20190028>
- Resende EK (2000) Trophic structure of fish assemblages in the Lower Miranda River, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 60 (3): 389-403. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300004>
- Ribeiro A, Biagioni RC, Smith WS (2014) Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 104(4): 404-412. <https://doi.org/10.1590/1678-476620141044404412>
- Rodriguez-Olarte D, Amaro A, Coronel J, Taphorn DC (2006) Integrity of fluvial fish communities is subject to environmental gradients in mountain streams, Sierra de Aroa, north Caribbean coast, Venezuela. *Neotrop Ichthyol* 4(3): 319-328. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252006000300003>
- Rondinelli G, Gomiero LM, Carmassi AL, Braga FMS (2011) Diet of fishes in Passa Cinco stream, Corumbataí River sub-basin, São Paulo state, Brazil. *Braz. J. Biol.* 71(1): 157-167. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100023>
- Sanches PV, Baumgartner G, Bialetzki A, Suiberto MR, Gomes FDC, Nakatani K, Barbosa NDC (2001) Caracterização do desenvolvimento inicial de *Leporinus friderici* (Osteichthyes, Anostomidae) da bacia do rio Paraná, Brasil. *Acta Sci.* 23(2): 383-389. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v23i0.2693>
- Serra M, Wolkers CPB, Hoshiba MA, Urbinati EC (2011) Physiological responses of piau (*Leporinus friderici*, Bloch 1794) to transportation. *R. Bras. Zootec.* 40(12): 2641-2645. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982011001200004>
- Silva JC, Delariva RL, Bonato KO (2012) Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10(2): 389-399. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012005000008>
- Silveira EL, Ballester EL, Costa KA, Scheffer EWO, Vaz-dos-Santos AM (2018) Fish community response to environmental variations in an impacted Neotropical basin. *Ecol Freshw Fish*: 1-14. <https://doi.org/10.1111/eff.12420>
- Smith WS, Biagioni RC, Halcsik L (2013) Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo State, Brazil. *Biota Neotrop.* 13(2): 175-181. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000200016>

- Souto AC, Vidotto-Magnoni AP, Brandão H, Ramos IP, Carvalho ED (2011) Actinopterygii, Siluriformes, Loricariidae, *Loricariichthys platymetopon* Isbrücker and Nijssen, 1979: First record in Reservoir of Canoas II, Middle Paranapanema River, border of the states of São Paulo and Paraná, Brazil. Check List 7(3): 279-281. <https://doi.org/10.15560/7.3.279>
- Speranza ED, Colombo M, Tatone LM, Cappelletti N, Migoya MC, Colombo JC (2016) Fatty acid alterations in the detritivorous *Prochilodus lineatus* promoted by opportunistic feeding on sewage discharges in the Río de la Plata estuary. J Fish Biol 89: 2024-2037. <https://doi.org/10.1111/jfb.13104>
- Suzuki HI, Bulla CK, Agostinho AA, Gomes LC (2005) Estratégias Reprodutivas de Assembleias de Peixes em Reservatórios. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho AA, Gomes LL. Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMa, 333p.
- Tavares-Dias M, Moraes FR, Imoto ME (2008) Hematological parameters in two neotropical freshwater teleost, *Leporinus macrocephalus* (Anostomidae) and *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae). Biosci. J. 24(3): 96-101.
- Teresa FB, Casatti L (2010) Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. PANAMJAS 5(3): 444-453.
- Teresa FB, Romero RM, Langeani F (2010) Pisces, Aquidauana and Miranda drainages, upper Paraguay River basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. Check List 6(4): 596-601. <https://doi.org/10.15560/6.4.596>
- Teresa FB, Casatti L, Cianciaruso MV (2015) Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. Neotrop Ichthyol 13(2): 361-370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>
- Tibúrcio GS, Carvalho CS, Ferreira FC, Goitein R, Ribeiro MC (2016) Landscape effects on the occurrence of ichthyofauna in first-order streams of southeastern Brazil. Acta Limnol. Bras. 28(2): 1:10. <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2515>
- Velasco-Santamaría YM, Tabares-Torres A, Ramirez-Saray JÁ, Cruz-Casallas PE, Ramirez-Merlano JÁ, Quiroga-Sanchez E, Aya-Baquero E (2017) Hábitos alimenticios de *Leporinus friderici* (Anostomidae: Teleostei) durante un ciclo hidrobiológico en el río Vaupés, Colombia. Rev. Biol. Trop. 65(2): 827-842.
- Zengeya TA, Marshall BE (2007) Trophic interrelationships amongst cichlid fishes in a tropical African reservoir (Lake Chivero, Zimbabwe). Hydrobiologia 592: 175–182. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-0790-7>

Apêndice S2 - Lista de espécies, abundância total e origem dos peixes coletados em riachos de pequena ordem no rio Piquiri, Bacia do alto Paraná, Brasil. 1) Sanga 16 de Janeiro; 2) Rio das Antas; 3) Rio do Bagre; 4) Rio Baiano; 5) Arroio Pioneiro; 6) Arroio Santa Fé; 7) Córrego Tapera; 8) Córrego Taquari; e 9) Córrego Tatu. Um asterisco (*) representa espécies não nativas para a bacia do Alto rio Paraná. Dois asteriscos (**) representam possíveis espécies não nativas (Ota et al. 2018)

TÁXON	1	2	3	4	5	6	7	8	9	VETOR DE INTRODUÇÃO	VOUCHER
ACTINOPTERI											
CHARACIFORMES											
Anostomidae											
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	3							4			NUP22551, 22475
Characidae											
Characinae											
<i>Galeocharax gulo</i> (Cope, 1870)							1				NUP22361
Cheirodontinae											
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)			24	6	10	4	24	53			NUP22525, 22415, 22382, 22484
Stethaprioninae											
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	281		30	30	129	68	85	188	46		NUP22534, 22494, 22391, 22570, 22348, 22454, 22418
<i>Moenkhausia australe</i> (Eigenmann, 1908)**	2						13			Itaipu	NUP22552, 22368
<i>Moenkhausia bonita</i> Benine, Castro, Sabino, 2004							2	21			NUP22369, 22476
<i>Moenkhausia cf. gracilima</i> Eigenmann, 1908							1				NUP22370
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)			2				5	4			NUP22516, 22371, 22477
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes, Géry, 1983			5				8				NUP22517, 22372
<i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos, 1945					1	2	17	6			NUP22373, 22478
<i>Psalidodon bockmanni</i> (Vari, Castro, 2007)		3	1				1				NUP22493, 22347
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	53		48	63	15	168	260	102			NUP22532, 22491, 22389, 22569, 22345, 22452
<i>Psalidodon aff. paranae</i> (Eigenmann, 1914)	7	1095	20	17	5	34	5	10			NUP22533, 22434, 22492, 22390, 22559, 22453
Stevardiinae											

<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)								1		3		NUP22490, 22450	
<i>Apareiodon cf. piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	22							11	6	1	9	76	NUP22530, 22489, 22387, 22342, 22449
<i>Apareiodon vladii</i> Pavanelli, 2006	4											1	NUP22531
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	7							1	2		19	20	NUP22554, 22519, 22410, 22375
Prochilodontidae													
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)											5	2	NUP22482
GYMNOTIFORMES													
Apteronotidae													
<i>Apteronotus aff. albifrons</i> (Linnaeus, 1766)**												1	Itaipu NUP22343
<i>Apteronotus cf. caudimaculosus</i> Santana, 2003**											1	16	Itaipu** NUP2388, 22344, 22451
Gymnotidae													
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	71	134	39	125	135	61	36	65	35				NUP22544, 22438, 22506, 22401, 22362, 22468, 22422
<i>Gymnotus pantanal</i> Fernandes, Fernandes, Albert, Daniel-Silva, Lopes, Crampton, Almeida-Toledo, 2005*	33	1	17	5	13	14	8	18	14				Isca NUP22545, 22439, 22507, 22402, 22564, 22576, 22363, 22469, 22423
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert, Fernandes-Matioli, 1999		35	6	7	3			13	27				NUP22440, 22508, 22403, 22364, 22470
Sternopygidae													
<i>Eigenmannia trilineata</i> López, Castello, 1966												1	3 NUP22504, 22465
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch, Schneider, 1801)												9	6 NUP22526, 22486
SILURIFORMES													
Auchenipteridae													
<i>Tatia neivai</i> (Ihering, 1930)												6	2 NUP22528, 22385
Callichthyidae													
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)												1	5 NUP22537, 22498, 22561, 22351, 22457
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	247							7	8		8	16	59 NUP22540, 22502, 22399, 22573, 22356, 22462, 22419

Cetopsidae

<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1858			1	1				1				NUP22396, 22459
Heptapteridae												
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart, Gomes, 1959	10		51	3	11	5	92	32				NUP22538, 22500, 22397, 22353, 22460
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	1											NUP22549
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	11		31	27	155	7	338	284				NUP22550, 22515, 22408, 22582, 22367, 22474
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	169				1903	10	47	70				NUP22556, 22588, 22379, 22481
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)					4		1					
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)			18	8	11	9	7	2				NUP22521, 22411, 22377, 22479
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy, Gaimard, 1824)	130	78	75	14	40	83	44	79	30			NUP22557, 22446, 22524, 22414, 22590, 22381, 22483, 22431
Loricariidae												
Hypostominae												
<i>Ancistrus</i> sp.							1					NUP22568
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	52	88	179	65	22	36	60	58	37			NUP22548, 22443, 22512, 22405, 22366, 22473, 22426
<i>Hypostomus</i> sp.1						1						NUP22581
<i>Hypostomus</i> sp.2			8	16	45	264			14			NUP22514, 22407, 22580, 22427
<i>Hypostomus</i> cf. <i>tietensis</i> (Ihering, 1905)			58	6	110	347						NUP22513, 22406, 22579
Loricariinae												
<i>Farlowella hahni</i> Meinken, 1937*							6	12			Itaipu	NUP22360, 22467
<i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrücker, Nijssen, 1979*						7					Itaipu	NUP22583
<i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900)					9	15						NUP22567, 22591
Otothyrinae												
<i>Otothyropsis polyodon</i> Calegari, Lehmann A., Reis, 2013			71				3					NUP22518, 22374
Trichomycteridae												

<i>Cambeva</i> aff. <i>davisi</i> (Haseman, 1911)	29	73			15	5	2				NUP22435, 22499, 22572, 22352, 22458
SYNBRANCHIFORMES											
Synbranchidae											
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2	10	11	115	20	19	8	32	2		NUP22447, 22527, 22416, 22593, 22384, 22487, 22432
CICHLIFORMES											
Cichlidae											
<i>Aequidens plagiozonatus</i> Kullander, 1984*	4	82	13	4	7	3	6	7	2	Ornamental	NUP22529, 22433, 22488, 22386, 22341, 22448, 22417
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger, 1897)*		11			1					Aquicultura	NUP22437, 22562
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	12		10		12	4	23	14	10		NUP22541, 22503, 22574, 22357, 22463, 22420
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911						11					NUP22575
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)*	29	2		5	210	18			6	Aquicultura	NUP22553, 22444, 22409, 22566, 22584, 22428
CYPRINODONTIFORMES											
Poeciliidae											
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	2	530	4			3	22		2		NUP22429, 22445, 22520, 22584, 22376, 22429
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859*						9			712	Controle de mosquitos/aquarismo	NUP22589, 22430
ABUNDÂNCIA TOTAL	1367	2136	1201	579	3128	1306	1662	2052	1076		
RIQUEZA	32	16	42	31	32	35	48	42	16		

Fonte: Adaptado de Camargo et al. (2021); Vetores de introdução: Ota et al. 2018; Cavalli et al. 2018; Reis et al. 2020.

REFERÊNCIAS

- Camargo MP, Forneck SC, Dutra FM, Ribas LB, Cunico AM (2020). Fish fauna in low-order streams of the Piquiri River, Upper Paraná River basin, Brazil. *Biota Neotrop.* 21(4): e20211217. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2021-1217>
- Cavalli D, Frota A, Lira AD, Gubiani EA, Margarido VP, Graça, WJ (2018). Update on the ichthyofauna of the Piquiri River basin, Parana, Brazil: a conservation priority area. *Biota Neotrop.* 18(2): e20170350. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2017-0350>

Ota RR, Deprá GC, Graça WJ, Pavanelli CS (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol* 16: e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

Reis RB, Frota A, Deprá GC, Ota RR, Graça WJ (2020). Freshwater fishes from Paraná State, Brazil: an annotated list, with comments on biogeographic patterns, threats, and future perspectives. *Zootaxa* 4868(4): 451-494. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4868>

Apêndice S3 – Estimativas de densidade pelo Método de Máxima Verossimilhança de Zippin nos riachos amostrados

Espécie	16 de Janeiro	Rio das Antas	Rio do Bagre	Rio Baiano	Arroio Pioneiro	Santa Fé	Córrego Tapera	Córrego Taquari	Córrego Tatu
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	169	28.188	1.142	194	448	105	296	791	131
<i>Ancistrus</i> sp.	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Apareiodon affinis</i>	0	0	30	0	0	0	0	179	0
<i>Apareiodon</i> cf. <i>piracicabae</i>	1195	0	496	282	55	0	556	5.936	0
<i>Apareiodon vladii</i>	187	0	0	0	0	0	0	46	0
<i>Apteronotus</i> aff. <i>albifrons</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0
<i>Apteronotus</i> cf. <i>caudimaculosus</i>	0	0	0	37	0	0	49	899	0
<i>Astyanax lacustris</i>	24.682	0	1.461	1.231	26.926	2.722	6.297	17.994	5.368
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i>	0	0	3.801	649	340	1.926	753	0	0
<i>Bryconamericus coeruleus</i>	0	0	0	50	0	0	0	0	0
<i>Bryconamericus exodon</i>	1616	0	1.618	211	0	0	14.440	41.529	0
<i>Bryconamericus turiuba</i>	14.595	0	13.207	520	23.020	526	13.378	24.751	0
<i>Callichthys callichthys</i>	42	0	490	0	368	0	149	144	0
<i>Cambeva</i> aff. <i>davisi</i>	0	1.594	9.995	0	0	653	250	255	0
<i>Cetopsis gobioides</i>	0	0	30	37	0	0	0	64	0
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	536	0	6.070	141	10.377	181	7.560	3.014	0
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	331	1.390	2.259	138	0	0	2.130	14.368	0
<i>Characidium gomesi</i>	0	0	0	0	0	0	1.111	0	0
<i>Coptodon rendalli</i>	0	1.454	0	0	75	0	0	0	0
<i>Corydoras aeneus</i>	69.245	0	444	460	0	453	784	10.607	14.338
<i>Crenicichla britskii</i>	559	0	423	0	664	133	1.369	1.340	702
<i>Cyphocharax modestus</i>	46	0	0	0	176	0	150	46	0
<i>Eigenmannia trilineata</i>	0	0	49	0	0	0	0	379	0
<i>Erythrinus erythrinus</i>	345	0	568	37	0	0	51	171	65
<i>Farlowella hahni</i>	0	0	0	0	0	0	317	938	0
<i>Galeocharax gulo</i>	0	0	0	0	0	0	47	0	0
<i>Geophagus iporangensis</i>	0	0	0	0	0	377	0	0	0
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	8266	19.715	2.387	13.820	14.580	5.381	2.592	8.263	3.842
<i>Gymnotus pantanal</i>	6061	50	1.388	225	1.258	665	443	1.528	1.529
<i>Gymnotus sylvius</i>	0	2.652	243	339	132	0	645	3.152	0
<i>Hoplias mbigua</i>	386	190	180	0	55	25	47	407	256
<i>Hoplias misionera</i>	48	231	576	0	422	98	157	226	510
<i>Hoplias</i> sp.2	0	0	162	37	0	0	0	0	0
<i>Hypostomus ancistroides</i>	12.799	5.951	37.770	6.845	1.374	1350	4.397	7.844	5.210
<i>Hypostomus</i> cf. <i>tietensis</i>	0	0	2.920	311	16.363	18.962	0	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.1	0	0	0	0	0	25	0	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.2	0	0	277	899	28.703	20.321	0	0	1.655
<i>Imparfinis mirini</i>	42	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Imparfinis schubarti</i>	528	0	2.821	2.023	72.498	217	38.261	33.240	0
<i>Leporinus friderici</i>	129	0	0	0	0	0	0	209	0
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	0	0	0	0	0	247	0	0	0
<i>Moenkhausia australe</i>	82	0	0	0	0	0	652	0	0
<i>Moenkhausia bonita</i>	0	0	0	0	0	0	108	2.378	0
<i>Moenkhausia</i> cf. <i>gracilima</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0

Espécie	16 de Janeiro	Rio das Antas	Rio do Bagre	Rio Baiano	Arroio Pioneiro	Santa Fé	Córrego Tapera	Córrego Taquari	Córrego Tatu
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	0	0	193	0	0	0	270	225	0
<i>Oligosarcus paranensis</i>	0	0	395	0	0	0	389	0	0
<i>Oligosarcus pintoii</i>	0	0	0	0	50	74	851	737	0
<i>Oreochromis niloticus</i>	1729	122	0	187	20.424	713	0	0	336
<i>Otothyropsis polyodon</i>	0	0	10.471	0	0	0	136	0	0
<i>Parodon nasus</i>	320	0	49	99	0	0	950	1.822	0
<i>Phalloceros harpagos</i>	88	147.638	362	0	0	79	1.470	0	100
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0	0	958	328	411	321	333	120	0
<i>Piabarchus stramineus</i>	0	0	1.549	356	1.413	875	344	223	0
<i>Piabina argentea</i>	0	0	4.336	74	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	15.528	0	0	0	994.418	601	3.317	6.410	0
<i>Pimelodella gracilis</i>	0	0	0	0	197	0	50	0	0
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	0	0	250	0	0	235.058
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0	0	0	0	167	0	101	0
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	2861	0	2.973	3.618	860	10.553	19.313	10.709	0
<i>Psalidodon aff. paranae</i>	482	180.053	3.010	948	224	1.421	414	663	0
<i>Psalidodon bockmanni</i>	0	90	49	0	0	0	57	0	0
<i>Pyrrhulina australis</i>	0	0	0	0	0	0	52	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	14.273	5.226	8.093	713	2.652	4.129	3.116	9.282	2.090
<i>Rineloricaria latirostris</i>	0	0	0	0	480	1.205	0	0	0
<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	0	2.977	222	680	128	1.471	7.278	0
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	40	0	0	0	0	0	148	0	0
<i>Steindachnerina insculpta</i>	44	0	0	0	106	65	0	584	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	419	0	0	0	0	317	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	257	559	858	13.027	16.283	612	375	6.285	131
<i>Tatia neivai</i>	0	0	498	0	0	0	112	0	0
Estimativa total de densidade	177.511	395.103	127.997	48.058	1.236.032	75.585	130.261	225.454	271.321

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados demonstram que a presença de *Oreochromis niloticus* nos riachos amostrados alterou os padrões de composição e a estrutura taxonômica das assembleias nativas de peixes, bem como a estrutura funcional. Os ambientes sob influência dos tanques de piscicultura e, conseqüentemente, sob influência da referida espécie, apresentaram menores valores de riqueza e padrões diferentes de ocorrência e distribuição das assembleias daqueles onde a atividade aquícola é ausente.

Em relação a estrutura funcional, os índices de riqueza, equitabilidade e dispersão funcional diferiram entre as categorias de ocupação aquícola e com exceção da riqueza, foram superiores em riachos com aquicultura. A tilápia possivelmente está realizando nichos ainda não realizados por espécies nativas, o que promove maior equilíbrio funcional da comunidade, sobretudo a curto prazo, tendo em vista que em grandes escalas temporais podem levar a homogeneização funcional das assembleias. Essa espécie possui traços mais extremos que lhe conferem vantagens de estabelecimento e por isso, é capaz de aumentar o espaço funcional disponível para uma comunidade, o que refletiu os maiores valores dos índices onde a espécie foi capturada.

Ainda que o *proxy* da pressão de propágulos de *O. niloticus* tenha sido indireto e não reflita direta e precisamente uma medida do número de indivíduos e do número de eventos de liberação dessa espécie para ambientes naturais, este estudo reforça o papel da aquicultura como uma fonte importante de introdução de espécies não nativas com alto potencial invasor, como a tilápia. Considerando o potencial dessa espécie para reestruturar as comunidades em diferentes níveis de organização, é necessário avaliar as respostas das assembleias nativas frente aos eventos de introdução, uma vez que a liberação contínua de novos propágulos tende a favorecer a invasão da espécie em novos locais e com isso, acarretar impactos negativos substanciais ao longo do tempo.