



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ANA CAROLINA VIZINTIM FERNANDES BARROS

**CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO
PARANAPANEMA: IMPACTOS E MANEJO**

Londrina
2023

ANA CAROLINA VIZINTIM FERNANDES BARROS

**CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO
PARANAPANEMA: IMPACTOS E MANEJO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Estadual de Londrina - UEL, como
requisito parcial para a obtenção do título de Doutora
em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Mário Luis Orsi
Coorientador: Dr. Diego Azevedo Zoccal Garcia

Londrina
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

V864c Barros, Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros.
Conservação da Ictiofauna do Baixo Rio Paranapanema: impactos e manejo / Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros Barros. - Londrina, 2023.
77 f. : il.

Orientador: Mário Luis Orsi.
Coorientador: Diego Azevedo Zoccal Garcia.
Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2023.
Inclui bibliografia.

1. Ecologia aquática - Tese. 2. Manejo e mitigação - Tese. 3. Peixamento - Tese. 4. Perda de fauna - Tese. I. Orsi, Mário Luis. II. Azevedo Zoccal Garcia, Diego . III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

ANA CAROLINA VIZINTIM FERNANDES BARROS

**CONSERVAÇÃO DA ICTIOFAUNA DO BAIXO RIO
PARANAPANEMA: IMPACTOS E MANEJO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Estadual de Londrina - UEL, como
requisito parcial para a obtenção do título de Doutora
em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Mário Luis Orsi
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Andréa Bialezki
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Profa. Dra. Fernanda Simões de Almeida
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Marcelo Gonçalves
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Weliton José da Silva
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 17 de março de 2023.

Dedico este trabalho ao meu filho, Emanuel.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida, salvação e bênçãos concedidas ao longo da minha caminhada. Ao meu filho, Emanuel, que mesmo sem saber me dá força diariamente. À minha família, meus pais Omar e Mirian por sempre me apoiarem e incentivarem nos estudos e a minha irmã Rebeca pelo companheirismo.

Ao Prof. Dr. Mário Orsi pela orientação, paciência, confiança no meu trabalho e pelo exemplo de biólogo. Ao Dr. Diego Azevedo Zoccal Garcia pela coorientação e troca durante a elaboração da tese. À minha banca de defesa, Dr^a. Andréa Bialezki, Dr. Marcelo Gonçalves, Dr. Weliton J. da Sila e Dr^a Fernanda Simões de Almeida pelas contribuições.

Aos colegas e amigos do Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas - LEPiB, Alan Pereira, Armando Casimiro, João Daniel Ferraz e o técnico de laboratório Aparecido de Souza pela troca de conhecimento e momentos compartilhados. Aos professores Ana Paula Vidotto Magnoni e Lucas Jarduli por sempre estarem dispostos a ajudar.

À Universidade Estadual de Londrina, ao programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, aos coordenadores Dr. Fernando Jerep e Halley Caixeta de Oliveira por sempre estarem disponíveis e prontos a ajudar, e aos professores pela oportunidade de agregar e compartilhar conhecimento. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa concedida.

Ao Anderson Medeiros e Julie Eugênio da ClickGeo pelos ensinamentos e disposição em ajudar sempre. Aos grandes amigos que participaram nesta jornada, em especial a Glenda Sanches pelas conversas, café, ajudas e companheirismo.

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

''Porque, deliberadamente,
esquecem que, de longo tempo, houve céus
bem como terra, a qual surgiu da água e
através da água pela palavra de Deus, pela
qual veio a perecer o mundo daquele
tempo, afogado em água''
2 Pedro 3:5 e 6

RESUMO

BARROS, Ana Carolina Vizintim Fernandes. **Conservação da ictiofauna do baixo rio Paranapanema: impactos e manejo.** 2023. 77 folhas. Trabalho de Conclusão de Curso Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

No estudo da conservação quantificar a perda da fauna e consolidar técnicas de manejo são fundamentais para a manutenção e integridade das comunidades. Neste contexto, o objetivo do primeiro capítulo foi quantificar o declínio de peixes neotropicais de água doce em ambientes fragmentados por barragens e reservatórios por meio do índice de defaunação. O segundo capítulo teve como objetivo definir, por meio de critérios científicos, áreas adequadas para a execução de ação de manejo específico, peixamento. A área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Baixo rio Paranapanema, um dos ambientes aquáticos brasileiros mais impactados pela degradação antrópica. O índice de defaunação aplicado em cinco reservatórios se mostrou eficaz para quantificar a perda de ictiofauna, além de identificar os grupos funcionais mais afetados. O menor índice de defaunação foi encontrado no reservatório com maior área, maior número de tributários e maior cobertura florestal em sua área. Os grupos funcionais mais afetados pela defaunação foram os perifitívoro, invertívoro e algívoro, de hábito não migratório, com fertilização externa e cuidado parental. O mapeamento da área e a aplicação dos métodos de fragilidade ambiental, AHP (*Analytic Hierarchy Process*) e NDWI (*Normalized Difference Water Index*) em ambiente de SIG (Sistema de Informação Geográfica) também foram eficientes para o objetivo de apontar áreas adequadas ao peixamento e, portanto, mais adequadas a ação de manejo, sendo estas sub-bacias com alto grau de adequabilidade. Esse é o primeiro estudo a aplicar o índice de defaunação para peixes e mapear áreas propícias ao peixamento a partir de critérios científicos. Os resultados desse estudo auxiliarão no planejamento e na tomada de decisão para medidas conservacionistas.

Palavras-chave: ecologia aquática; manejo; mitigação; peixamento; perda de ictiofauna.

ABSTRACT

BARROS, Ana Carolina Vizintim Fernandes. **Fish fauna conservation in Lower Paranapanema River basin: impacts and management**. 2023. 77 pp. Thesis (Doctorate in Biological Sciences) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

In the study of conservation, quantify the loss of fauna and consolidate management techniques are fundamental to the existence of species and to maintain their integrity. In this context, the aim of the first chapter was to quantify the decline of neotropical freshwater fishes in environments fragmented by dams and reservoirs using a defaunation index. The second chapter aimed to define, using scientific criteria, suitable areas for carrying out management actions, hatchery stocking. The study area is the Lower Paranapanema River, one of the Brazilian aquatic environments most impacted by anthropic degradation. The defaunation index applied in five reservoirs proved to be effective in quantify the loss of ichthyofauna, in addition to identify the functional groups most affected. The lowest defaunation index was found in the biggest reservoir in area with more tributaries and forest cover. The mapping of the area and the application of the methods of environmental fragility, AHP (Analytic Hierarchy Process) and NDWI (Normalized Difference Water Index) in a GIS (Geographic Information System) were also efficient for the purpose of pointing out suitable areas for hatchery stocking, and, therefore, more suitable for management action, being these sub-basins with a high degree of suitability. This is the first study to apply the defaunation index for fish and map areas suitable for hatchery stocking based on scientific criterias. The results of this study help in planning and decision-making for conservation measures.

Key-words: aquatic ecology; hatchery stocking; loss of fish fauna; management; mitigation.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Figure 1** - Land use in the Lower Paranapanema River basin, southern Brazil, SP – state of São Paulo, PR – state of Paraná, MS – state of Mato Grosso do Sul.....21
- Figura 2 - Figure 2** - Defaunation index of Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo (SP) and Paraná (PR), southern Brazil, MS – state of Mato Grosso do Sul.....22
- Figura 3 - Figure 3** - Defaunation index of functional groups; total defaunation, feeding habit, (algivores, periphytivores, insectivores, invertivores, detritivores, herbivores, omnivores, piscivores), reproductive strategies (migratory, non migratory, external fertilization, internal fertilization, parental care, no parental care). Reservoirs: Ros: Rosana; Taq: Taquaruçu; Cap: Capivara; Ca I: Canoas I; Ca II: Canoas II in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, Brazil. The red line represents the mean values.....23
- Figura 4 - Figure 4** - Cluster of turnover (β_{sim}) (a) and nestedness (β_{sne}) (b) of fish species in Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern, Brazil. These clusters result from Beta diversity analysis (Betapart/R-project), and the index was calculated from a matrix of presence and absence of fish species in each reservoir. (c) Graphic representations of total turnover (β_{sim}), nestedness (β_{sne}) and total beta diversity (β_{sOr}).....24

CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Fig. 1** - Representação esquemática da análise de dados indicando a sequência de passos para elaboração dos mapas segundo o tipo de critério e normalização dos dados, e as etapas posteriores.....40
- Figura 2 - Fig. 2** – Mapa de fragilidade ambiental (A), mapa de localização das lagoas marginais (B) e mapa das áreas que sofrem influência dos reservatório (C) de Rosana e Taquaruçu, São Paulo/Paraná.44
- Figura 3 - Fig. 3** – Mapa síntese do nível de adequabilidade ao peixamento nos reservatório de Rosana e Taquaruçu, São Paulo/Paraná, MS – estado do Mato Grosso do Sul. Sub-bacias hidrográfica com número de identificação (id).....44

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1 - Table 1** – Main features of reservoir of Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River basin, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....21
- Tabela 2 - Table 2** – Pairwise index matrix of turnover (β_{sim}) and nestedness (β_{sne}) components of fish species in Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....24

CAPÍTULO 2

- Tabela 1 - Tab. 1** – Peso atribuído a cada subcritério, em relação à fragilidade ambiental, utilizados na elaboração dos mapas temáticos de cobertura da terra, pedologia e declividade dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil. 39
- Tabela 2 - Tab. 2** – Matriz de comparação pareada, de acordo com a metodologia AHP. 40
- Tabela 3- Tab. 3** – Classes de cobertura da terra e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil..... 42
- Tabela 4 - Tab. 4** – Classes de pedologia e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil. 43
- Tabela 5 - Tab. 5** – Classes de declividade e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil. 43
- Tabela 6 - Tab. 6** – Percentual do nível de adequabilidade ao peixamento das sub-bacias hidrográficas analisadas dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu - São Paulo/Paraná, Brazil. Id das sub- bacias hidrográfica..... 45

APÊNDICE A

- Tabela 1 - Table S1.** Studies between 1995 to 2018 that investigated fish diversity in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River basin, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....57
- Tabela 2 - Table S2.** Native fish fauna present in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and

Paraná, southern Brazil. Taxonomic classification followed Fricke, Eschmeyer and Fong 2022.....62

Tabela 3 - Table S3. References consulted for classification of functional groups: feeding habit, reproductive strategies, fertilization and parental care, of the species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....67

Tabela 4 - Table S4. Percentage of land use in watersheds that flow into the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....69

Tabela 5 - Table S5. References consulted for maximum length of species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.....70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|------|---|
| AHP | <i>Analytic Hierarchy Process</i> |
| ANA | Agência Nacional de Águas |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| INPE | Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais |
| MDE | Modelo Digital de Elevação |
| NDWI | <i>Normalized Difference Water Index</i> |
| SRTM | <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> |
| UEL | Universidade Estadual de Londrina |

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| APRESENTAÇÃO..... | 12 |
| INTRODUÇÃO GERAL..... | 13 |
| REFERÊNCIAS..... | 15 |
| | |
| CAPÍTULO 1. Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil..... | 17 |
| Abstract..... | 18 |
| Introduction..... | 19 |
| Material and Methods..... | 19 |
| Results..... | 22 |
| Discussion..... | 24 |
| Supplementary Material..... | 26 |
| Acknowledgements..... | 27 |
| References..... | 27 |
| | |
| CAPÍTULO 2. Delimitação de áreas destinadas ao peixamento: estudo de caso no Baixo rio Paranapanema..... | 31 |
| Resumo..... | 32 |
| Introdução..... | 33 |
| Material e Método..... | 35 |
| Resultados..... | 42 |
| Discussão..... | 46 |
| Agradecimentos..... | 48 |
| Referências..... | 48 |
| | |
| CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 56 |
| | |
| APÊNDICE A - Material suplementar do Capítulo 1. O material encontra-se nas normas do periódico Biota Neotropica..... | 57 |

APRESENTAÇÃO

Esta tese foi organizada de modo a atender às exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina (UEL). Primeiramente, é apresentada uma introdução geral que contextualiza o trabalho, a área de estudo e os objetivos.

Na sequência, o Capítulo I “Defaunação de peixes em reservatórios do Baixo rio Paranapanema, Brasil”. Que teve por objetivo quantificar o declínio de peixes neotropicais de água doce em ambientes fragmentados por barragens e reservatórios por meio do índice de defaunação. Este capítulo encontra-se nas normas e aceito no periódico *Biota Neotropica*, o material suplementar está no apêndice A.

No Capítulo II intitulado “Delimitação de áreas destinadas ao peixamento: estudo de caso no Baixo rio Paranapanema”, busca-se definir áreas adequadas a soltura de peixes, considerando a fragilidade ambiental, áreas inadequadas e áreas de manutenção e integridade da ictiofauna. Encontra-se nas normas para ser submetido ao periódico “*Neotropical Ichthyology*”.

Por fim, as considerações finais deste estudo, visando integrar os dois capítulos.

INTRODUÇÃO GERAL

O declínio de espécies tem ocorrido acentuadamente e se intensificado nas últimas décadas (MCLELLAN et al., 2014), por fatores como fragmentação ou perda de habitat, exploração direta (extrativismo), invasão de espécies exóticas não-nativas e poluição (YOUNG et al., 2016). A perda de espécies, populações de comunidades ecológicas e/ou declínio da abundância de indivíduos em determinada escala é um fenômeno conhecido como defaunação (DIRZO; MIRANDA, 1990). Pode ocorrer também pela extinção funcional de comunidades ecológicas e declínio da abundância de indivíduos em escala local ou global (DIRZO et al., 2014). Com relação a defaunação, diversos fatores podem influenciar neste processo e a relação causa e efeito tem sido relatada por diferentes autores, seja pela perda de serviços ecossistêmicos (JORGE et al., 2013), ou pelos efeitos das mudanças no uso da terra e pressões associadas que reduzem fortemente a biodiversidade terrestre local (NEWBOLD et al., 2015) e, a sua relação e importância nas áreas protegidas para refúgio de populações (MCCAULEY et al., 2015).

Nesse cenário, as populações de espécies de água doce têm sido as mais afetadas, seguidas das marinhas e terrestres (MCLELLAN et al., 2014; TURAK et al., 2017; ALBERT et al., 2020). Peixes e anfíbios estão entre os grupos mais ameaçados (REID et al., 2019) devido principalmente à expansão urbana e agrícola, que avançam sobre habitats naturais (YOUNG et al., 2016). Dentre os principais e fundamentais serviços ecossistêmicos oferecidos pelos peixes estão a interação na dinâmica da cadeia alimentar e na ciclagem de nutrientes, que possibilitam a resiliência do ecossistema (HOLMLUND; HAMMER, 1999; BAUER; HOYE, 2014). Serviços que são perdidos com a expansão de atividades humanas sobre as bacias hidrográficas, juntamente com a perda de espécies.

Quantificar o declínio de peixes neotropicais de água doce em ambientes fragmentados por barragens e reservatórios por meio do índice de defaunação foi o primeiro desafio desse trabalho, a bacia do Baixo rio Paranapanema foi utilizada como modelo. O rio Paranapanema é um dos afluentes mais importantes do rio Paraná. Com 929 quilômetros de comprimento divide os Estados de São Paulo e Paraná (MAACK, 2012). As características hidrográficas e limnológicas deste sistema aquático foram modificadas pela sequência de reservatórios em cascatas, 11 na calha principal do rio Paranapanema (ORSI et al., 2016). Cinco das 11 usinas hidrelétricas estão no Baixo Paranapanema, que está inserido em uma das regiões brasileiras mais impactadas pela degradação antrópica em ambientes aquáticos (ORSI et al., 2016). O ambiente terrestre também foi impactado pelas alterações antrópicas, a remoção da vegetação nativa alterou

o uso e cobertura do solo (ANA, 2016). Mudanças que contribuíram ainda mais para as modificações da paisagem da bacia hidrográfica.

Locais onde os impactos ambientais são severos e incapazes de serem resolvidos sem intervenção humana é necessário o manejo (NEWTON et al., 2021). Uma ação de manejo obrigatório atrelada as concessões de uso dos reservatórios de hidroelétricas é a soltura de peixes (Portaria N° 46/SUDEPE de 27/01/1971) (BRASIL, 1967; SUDEPE, 1971), conhecida como peixamento. Entre os anos de 1999 a 2014 foram executados programas de peixamento nos cinco reservatórios das hidrelétricas do Baixo Paranapanema: Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I e Canoas II. Embora, seja uma das ações de manejo mais aplicadas em águas continentais (ARAKI; SCHMID, 2010), desde sua criação tem sido questionada pela comunidade científica, pela falta de critérios científicos e comprovação de sua efetividade. O que foi demonstrado por Casimiro et al. (2022) na bacia do rio Paranapanema, após a análise dos relatórios do Programa de Repovoamento Pesqueiro (Peixamento) entre 1999 a 2014, Monitoramento da Produção Pesqueira entre os anos de 2010 a 2016, além dos dados de análise ecológica e genética de ovos, larvas e juvenis desenvolvidos entre 2012 a 2015 (ORSI et al., 2016), os quais demonstraram resultados insatisfatórios. Dentre os critérios negligenciados no planejamento do peixamento está o local de soltura, que muitas vezes acaba sendo escolhido pela praticidade (AGOSTINHO et al., 2010). Definir áreas adequadas a soltura de peixes considerando critérios científicos foi o objetivo do segundo capítulo. Assim, com fins conservacionistas pretendemos quantificar o declínio da ictiofauna e propor critérios científicos para a escolha do local do peixamento.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, S.M.L.C.; JÚLIO, H.F.JR. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. **Brazilian Journal of Nature Conservarion**, v. 8(2), p. 103-111, 2010. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802001>
- ALBERT, J.S.; DESTOUNI, G.; DUKE-SYLVESTER, S.M.; MAGURRAN, A.E.; OBERDORFF, T.; REIS, R.E.; WINEMILLER, K.O.; RIPPLE, W.J. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. **Ambio**, v. 50, p. 85-94, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- ANA – National Water and Sanitation Agency. 2016. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema. Agência Nacional das Águas – Brasília
- ARAKI, H.; SCHMID, C. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. **Aquaculture**, 308, p. S2–S11, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.05.036>
- BAUER, S.; HOYE, B.J. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. **Science** 344, 1242552, 2014. <https://doi.org/doi/10.1126/science.1242552>
- BRASIL. Presidência da República. Decreto-lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências [Internet]. Brasília; DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del0221.htm.
- CASIMIRO, A.C.R.; MARQUES, A.C.V.; CLARO-GARCIA, A.; GARCIA, D.A.Z.; ALMEIDA, F. S. de; ORSI, M.L. Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement. **Aquaculture International**, v. 1, p. 1-18, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10499-022-00898-4>
- DIRZO, R.; MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity—a sequel to John Terborgh. **Conservation Biology**, v. 4, p. 444-447, 1990. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- DIRZO, R.; YOUNG, H.S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N.J.B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, p. 401–406, 2014. <https://doi.org/doi/10.1126/science.1251817>
- HOLMLUND, C.M.; HAMMER, M. Ecosystem services generated by fish population. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253-268, 1999.
- JORGE, M.L.S.P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M.C.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.018>
- MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. 4 ed. Ponta Grossa: Editora UEPG, 2012. 526p.

MCCAULEY, D.J., PINSKY, M.L.; PALUMBI, S.R.; ESTES, J.A.; JOYCE, F.H.; WARNER, R.R. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. **Science Marine Conservation**, v. 347, 2015. <https://doi.org/10.1126/science.1255641>

MCLELLAN, R.; IYENGAR, L.; JEFFRIES, B.; OERLEMANS, N. **Living planet report 2014: species and spaces, people and places**. WWF Int., Gland, Switz. 2014

NEWBOLD, T.; HUDSON, L.N.; HILL, S.L.L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖRGER, L.; BENNETT, D. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 11, p. 45–50, 2015. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

NEWTON, A.C.; BRITTON, R.; DAVIES, K.; DIAZ, A.; FRANKLIN, D.J.; HERBERT, R.J.H.; HILL, R.A.; HODDER, K.; JONES, G.; KORSTJENS, A.H.; LAMB, A.; OLLEY, J.; PINDER, A.C.; ROBERTS, C.G.; STAFFORD, R. Operationalising the concept of ecosystem collapse for conservation practice. **Biological Conservation**, v. 264, 109366, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109366>

ORSI, M.L.; ALMEIDA, F.S. de; SWARÇA, A.C.; CLARO-GARCÍA, A.; VIANNA, N.C.; GARCIA, D.A.Z.; BIALETZKI, A. **Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema uma avaliação para a conservação**. Triunfal Gráfica e Editora, Assis. 2016.

REID, A.J.; CARLSON, A.K.; CREED, I.F.; ELIASON, E.J.; GELL, P.A.; JOHNSON, P.T.; KIDD, K.A.; MACCORMACK, T.J.; OLDEN, J.; ORMEROD, S.J.; SMOL, J.P.; TAYLOR, W.W.; TOCKNER, K.; VERMAIRE, J.C.; DUDGEON, D.; COOKE, S.J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, p. 849–873, 2019. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

SUDEPE. Portaria nº 47, de 27 de janeiro de 1971. Regulamenta normas e procedimentos para proteção à fauna aquática nos cursos d'água alterados por barragens. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1971/p_sudepe_47_1971_prote%C3%A7%C3%A3o_fauna_hidel%C3%A9tricas.pdf.

TURAK, E.; HARRISON, I.; DUDGEON, D.; ABELL, R.; BUSH, A.; DARWALL, W.; FINLAYSON, C.M.; FERRIER, C.M., et al. Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity. **Biological Conservation**, v. 213, p. 272–279, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.005>

YOUNG, H.S.; MCCAULEY, D.J.; GALETTI, M.; DIRZO, R. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.47, 1, p. 333-358, 2016. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>

CAPÍTULO 1

Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil

Defaunação de peixes em reservatórios do Baixo rio Paranapanema, Brasil

Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros, Alan Deivid Pereira, Diego Azevedo Zoccal Garcia, Lucas

Ribeiro Jarduli, Ana Paula Vidotto-Magnoni, Mário Luís Orsi

Capítulo redigido e publicado segundo as normas do periódico *Biota Neotropica*,
disponível em: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1412>

Defaunação de peixes em reservatórios do baixo rio Paranapanema, Brasil

Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros^{1*} , Alan Deivid Pereira^{2,5} , Diego Azevedo Zoccal Garcia² , Lucas Ribeiro Jarduli^{2,3} , Ana Paula Vidotto-Magnoni⁴  & Mário Luís Orsi² 

¹Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

²Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas e Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

³Centro Universitário das Faculdades Integradas de Ourinhos, Rodovia BR 153, Água do Cateto, CEP 19.909-100, Ourinhos, SP, Brasil.

⁴Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Comportamento Animal, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

⁵Universidade Estadual do Paraná, Campus de União da Vitória, R. Cel. Amazonas, S/n - Centro, CEP 84.600-000, União da Vitória, PR, Brasil.

*Corresponding author: carol.vizintim@gmail.com

BARROS, A.C.V.F., PEREIRA, A.D., GARCIA, D.A.Z., JARDULI, L.R., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., ORSI, M.L. **Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil**. *Biota Neotropica* 22(4): e20221412. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2022-1412>

Abstract: Until now no study has used a defaunation index to quantify the decline of Neotropical freshwater fishes in environments fragmented by dams and reservoirs. So, we applied this index to 143 native fish in five reservoirs in the Lower Paranapanema River, that is situated in one of the Brazilian aquatic environments most impacted by anthropic degradation. Fish species were classified according to their functional groups, which were selected according to the biological characteristics that may reflect in defaunation events. The biggest reservoir in area with more tributaries and forest cover showed lowest defaunation index. The functional groups of fishes more affected by defaunation included species characterized by periphytivores, invertivores and algivores, non-migratory habit, with external fertilization, and parental care. Although reservoirs have different characteristics, this method can be tested in any other hydrographic basin. The results suggested continued conservation efforts to preserve the integrity of tributaries and the native fishes in reservoirs and pointed out the importance of maintaining native vegetation cover and fish restocking programs in the reservoirs with the highest defaunation values. Our finding can be use as the first data source for future studies using this defaunation index.

Keywords: anthropogenic impact; functional group; fish fauna loss; impoundment; land use.

Defaunação de peixes em reservatórios do baixo rio Paranapanema, Brasil

Resumo: Até o momento nenhum estudo utilizou um índice de defaunação para quantificar o declínio de peixes neotropicais de água doce em ambientes fragmentados por barragens e reservatórios. Dessa forma, testamos esse índice em 143 espécies nativas em cinco reservatórios do baixo rio Paranapanema, que está localizado em um dos ambientes aquáticos brasileiros mais impactados pela degradação antrópica. As espécies de peixes foram classificadas de acordo com seus grupos funcionais selecionados de acordo com as características biológicas que podem influenciar nos eventos de defaunação. O maior reservatório em área, com mais tributários e maior cobertura florestal apresentou menor índice de defaunação. Os grupos funcionais mais afetados pela defaunação incluíram espécies caracterizadas por hábito alimentar perifitívoro, invertívoro e algívoro, hábito não migratório, com fertilização externa e cuidado parental. Embora os reservatórios tenham características diferentes, esse método pode ser testado em qualquer outra bacia hidrográfica. Os resultados sugerem esforços contínuos para preservar a integridade dos tributários e dos peixes nativos nos reservatórios e apontam a importância de manter a cobertura vegetal nativa e programas de estocagem nos reservatórios com maiores valores de defaunação. Nossos dados podem ser utilizados como a primeira base de dados para futuros estudos que utilizem o índice de defaunação.

Palavras-chave: impacto antropogênico; grupo funcional; perda de ictiofauna; represamento; uso da terra.

Introduction

The conversion of natural landscapes by fragmentation, habitat loss, direct exploitation, the wide spread of invasive species, hunting and water pollution are the principal anthropogenic drivers of defaunation (Young et al. 2016, Galetti et al. 2021). The main predictors of defaunation at the local scale include quantity of landscape-scale native vegetation cover and rate of habitat conversion (e.g., into agricultural and urban areas). The diversity and composition of the fish assemblages may be changed by interference with hydrography, limnology and land use (Fausch et al. 1990, Orsi & Britton 2014, Ganassin et al. 2021), and these changes are intensified in succession of cascading reservoirs (Agostinho et al. 2007a). The replacement of native vegetation with agriculture increases sediment input (Ryan & Emmett 2002, Wantzen & Mol 2013) and nutrients, which interferes with fish fauna reproduction, feeding, and recruitment (Roy et al. 2003). Among the main services offered by fish is the interaction in the dynamics of the food chain and the cycling of nutrients, which enable the resilience of the ecosystem (Holmlund & Hammer 1999) and trophic effects (Bauer & Hoye 2014), also affected in the defaunation process. The simplification of habitats promoted by reservoirs removes or changes native species environments, creates others favorable to non-native species and to native sedentary species with low economic value and no fishing relevance (Agostinho et al. 2007a), reduces fish access to nursery and feeding grounds (Winemiller et al. 2016) and affecting the composition of the native fish fauna, which is directly related to the conservation of environments free of dams and reservoirs (Marques et al. 2018). Reservoirs also act as an environmental filter for specific functional traits, such as those related to reproduction, feeding and habitat use (Muniz et al. 2021).

The combined result of human actions leads to the impoverishment of the local source of vertebrate fauna, i.e., defaunation (Terborgh 2008). The defaunation index is meant to estimate the loss of species and populations or functional extinction of ecological communities and the decline in the abundance of individuals on a global or local scale (Dirzo & Miranda 1990, Dirzo et al. 2014). This index has been extensively used for mammals such as to compare ecological communities over large zoogeographical regions (Giacomini & Galetti 2013), examine the integrity of site-specific faunas and demonstrate how defaunation is changing the historical configuration of assemblages (Bogoni et al. 2018) and the influence of land use on defaunation (Pereira et al. 2021).

Beside extensive studies have assessed the threat of degraded environments and their impacts on species populations of Neotropical freshwater fish fauna (Meffe & Sheldon 1990, Casatti et al. 2009, Casatti et al. 2012, Cohen et al. 2016, Kopf et al. 2016) a quantitative value such as an index has not been used to estimate the decline, even though it is known that populations of freshwater species are more affected than terrestrial ecosystems (McLellan et al. 2014, Turak et al. 2017, Albert et al. 2021). We aimed to evaluate the fish fauna loss in the habitats fragmented by cascading reservoirs, what allows to compare isolated environments resulting from the blockage of fish movements (Agostinho et al. 2007a, Pelicice et al. 2018), thereby assigning a defaunation value for each reservoir. For this study, we chose the Lower Paranapanema River basin as the model. We also investigated comprehending patterns of defaunation for different functional groups of fishes enables us to understand the extent to which an ecosystem is modified (i.e., dams and land use change), and how its components are threatened is also critical to determine conservation strategies.

Material and Methods

1. Study area

The Paranapanema River is an important, extensively exploited tributary of the Upper Paraná River basin (Maack 2017, Jarduli et al. 2020), which is characterized by high human occupation and intense anthropogenic activities, making this basin the most exploited and fragmented in the Southeast and South regions of Brazil (Agostinho et al. 2007b, Agostinho et al. 2016, ANA 2016). The Paranapanema River basin has an area of 106.500 km² and covers 247 municipalities, with around 2.3% of the Brazilian population concentrated in this river basin (five million inhabitants) (ANA 2016). There are currently 11 hydroelectric plants (HEPs) in operation on the main river channel. The Paranapanema River basin is divided into three regions: Upper Paranapanema, Middle Paranapanema and Lower Paranapanema River

basins, and they are quite different from each other because they have distinct geomorphological characteristics (Sampaio 1944).

In the Lower Paranapanema River basin, anthropic actions have extensively modified the habitat in this basin as well. The construction of cascade reservoirs changed the hydrographic and limnological characteristics of the basin (Nogueira et al. 2006, Poff et al. 2007, Pelicice et al. 2014), and urban and agricultural/livestock expansion changed land use by the removal of native vegetation (ANA 2016), altering natural habitats (Young et al. 2016). For this study, the sections disconnected by hydroelectric plants were delimited in the drainage area of the five HEPs installed in the Lower Paranapanema River (Figure 1): HEP Rosana (year of completion: 1987), HEP Escola Politécnica - Taquaruçu (1994), HEP Escola Engenharia Mackenzie - Capivara (1977), HEP Canoas I (1999) and HEP Canoas II (1999) (CTG Brasil 2020), the main characteristics of each reservoir area described in Table 1.

2. Data collection and functional groups

A list of native fish fauna in the Lower Paranapanema River basin was confirmed by an extensive search of the available scientific literature. Searches were done in online databases, like Google Scholar, Scielo, Web of Science, Scopus and Eschmeyer's Catalog of Fishes, private libraries and cross-references searches using the keyword 'Paranapanema', combined with the keywords 'fish', 'survey', 'ichthyofauna', 'fish fauna', and 'diversity', and included species descriptions, inventories and ecological studies between 1995 to 2018, presented in the supplementary material (Table S1). The species surveyed in this study were assumed to exist in the Lower Paranapanema River basin, and the list of the presence/absence of species present in each reservoir is presented in the supplementary material, Table S2.

Functional groups were selected according to the biological characteristics of the fish that may reflect defaunation events, and for which information was available in the literature (Table S3), FishBase data (www.fishbase.org) and from specialists. For some species, there is a lack of basic information on their biology and ecology, which supports the choice of these functional groups. The species were categorized according to trophic guild (algivores, periphytivores, insectivores, invertivores, detritivores, herbivores, omnivores or piscivores), migratory behavior (migratory or non-migratory), fertilization (external or internal) and parental care or not (Table S3).

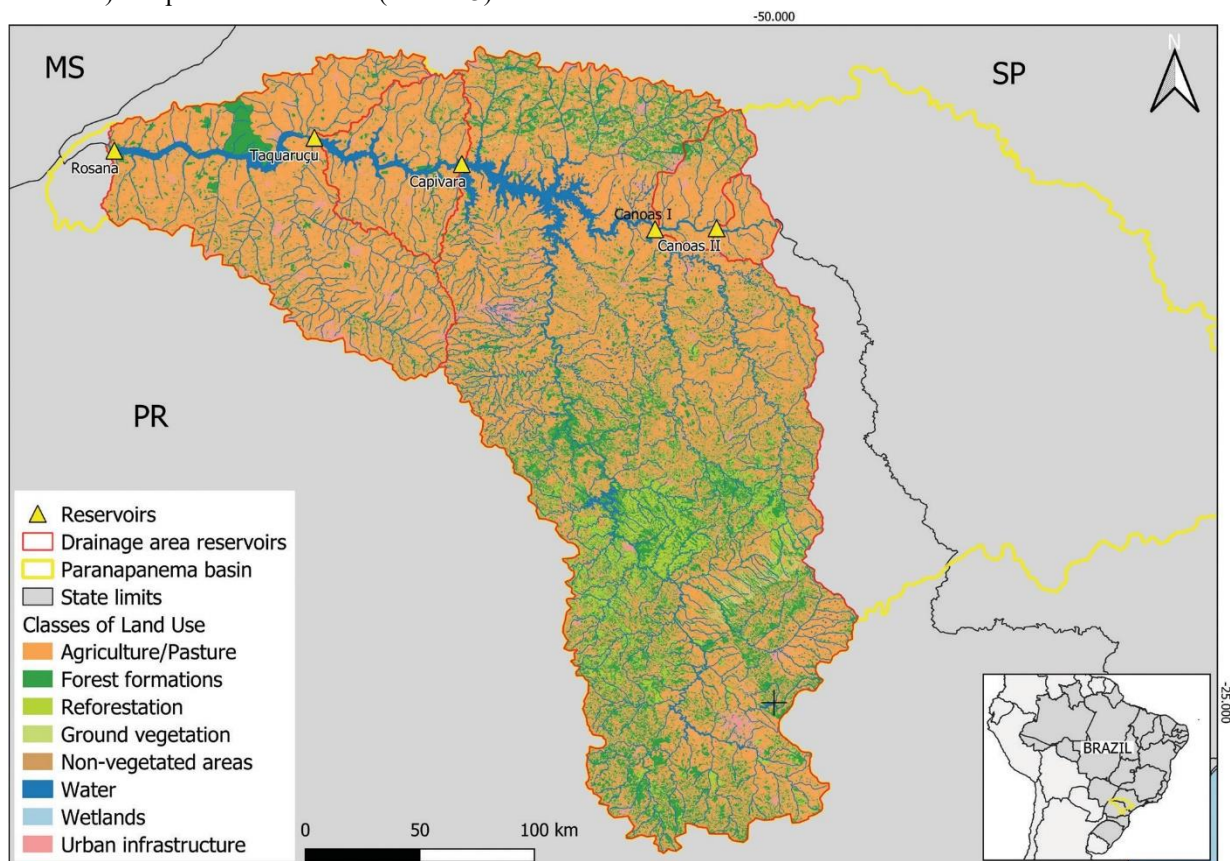


Figure 1. Land use in the Lower Paranapanema River basin, southern Brazil, SP – state of São Paulo, PR – state of Paraná, MS – state of Mato Grosso do Sul.

Table 1. Main features of reservoir of Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River basin, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| Hydroelectric plant | Perimeter (km) | Drainage area (km ²) | Main tributaries | Type |
|---------------------|----------------|----------------------------------|--|------------------|
| Rosana | 433 | 99,000 | Pirapó and Pirapozinho | Run-of-the-river |
| Taquaruçu | 301 | 88,000 | Anhumas, Centenário, Tenente, Capim and Santo Inácio | Run-of-the-river |
| Capivara | 1550 | 84,500 | Tibagi, Capivara, Cinzas and Vermelho | Accumulation |
| Canoas I | 120,3 | 40,920 | Pari and Queixada | Run-of-the-river |
| Canoas II | 98,8 | 39,556 | Alambari | Run-of-the-river |

Adapted: Duke Energy (2008); CTG Brasil (2020).

3. Hydrographic variables and land use

The hydrographic basins were delimited in the drainage area of the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I, and Canoas II reservoirs. Four Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) images were used, which are radar images with spatial resolution of 90 m x 90 m from EMBRAPA (Brazilian Agricultural Research Corporation) (Miranda 2005) to obtain altimetric data. The images were imported to the QGIS 3.4 software and the delimitation was performed automatically using the TauDEM extension. For the drainage network, secondary data were used in shapefile format provided by ANA (Water and Sanitation National Agency).

For the determination of land use in the study area, we used images from the OLI/Landsat-8 sensor acquired on the United States Geological Survey (USGS) website and processed in the ESRI ArcGIS 10.5 software (ArcGIS trial license). The method used was traditional pixel-based classification. The classes of classification were interpreted and associated with land use and land cover classes: agriculture/pasture, forest cover, reforestation, ground vegetation, non-vegetated areas, water, wetlands and urban infrastructure (Figure 1 and Table S4).

4. Defaunation index and variables

The method we used was previously applied to mammalian defaunation (Bogoni et al. 2018, Benítez-López et al. 2019, Wen et al. 2020), but modifications were made for the freshwater environment scenario. The defaunation index (or Di) (Giacomini & Galetti 2013) was estimated for the entire fish assemblage (i.e., total defaunation per site) and each functional guild/group using the matrix of presence and absence compiled (Table S2). The defaunation index is a weighted measure of dissimilarity between a focal assemblage and a reference assemblage (for example, historical baseline). Our reference assemblage was all the species mentioned in Table S2 and the focal assemblage was the species present in each reservoir, based on the method Giacomini & Galetti (2013) described.

This index ranges from 0 (completely intact) to 1 (completely defaunated), being based on the Bray-Curtis dissimilarity index with a value of importance for the species. In the analysis, we examined levels of defaunation in terms of the species importance value (ω), defined as an intrinsic feature, the body size, and the data for each of the 143 species were from FishBase (Froese & Pauly 2021) (Table S5). In representing ω , we assigned adult body sizes (Vazzoler 1996) elevated to the power of $\frac{3}{4}$ to account for the metabolic allometry of different species as a function of body size (Brown et al. 2004; Giacomini & Galetti 2013).

Body size is a proxy of vulnerability to extinction and conservation concern (Giacomini & Galetti, 2013), with implications on life history, ecological interactions (Brown et al. 2004) and conservation (Hansen & Galetti 2009). Defaunation is calculated using the following formula: $\frac{\sum_{k=1}^S \omega k (N_{k,r} - N_{k,f})}{\sum_{k=1}^S \omega k (N_{k,r} + N_{k,f})}$. Where r is the reference fish assemblage, f is the focal assemblage, S is the total number of species, ωk is the importance of species k in terms of its functional influence on defaunation, and N is the occurrence (presence = 1, absence = 0) of species k in the reference and focal assemblage.

5. Statistical analysis

The beta diversity is the change in species composition along a spatial or environmental gradient (Magurran 2011). This analysis was used to understand the structure of the fish communities in the reservoirs, which species are replaced or more easily lost than others, and if environments with a higher defaunation index share these species with reservoirs with a lower defaunation index. We used the analysis of beta diversity components as implemented in the “Betapart package” v.1.5.4 – “R-project” (Baselga et al. 2021). The total dissimilarity for all reservoirs, the turnover (Simpson’s index, β_{sim}), and nestedness (the difference between the Sorensen and Simpson indices, β_{sne}) components were determined by the package computations. The input data table consists of the presence and absence of fish species for each reservoir (Table S2). Cluster and dissimilarity matrices of turnover and nestedness were also performed using the “Betapart package”.

Results

Considering all fish faunas from the Lower Paranapanema River basin, the average defaunation value found was $D_i = 0.24$. Canoas I ($D_i = 0.50$) and Canoas II ($D_i = 0.47$) reservoirs had the highest defaunation values. On the other hand, Capivara Reservoir had the lowest defaunation index $D_i = 0.02$, while Rosana Reservoir had $D_i = 0.24$ and Taquaruçu $D_i = 0.30$ (Figure 2).

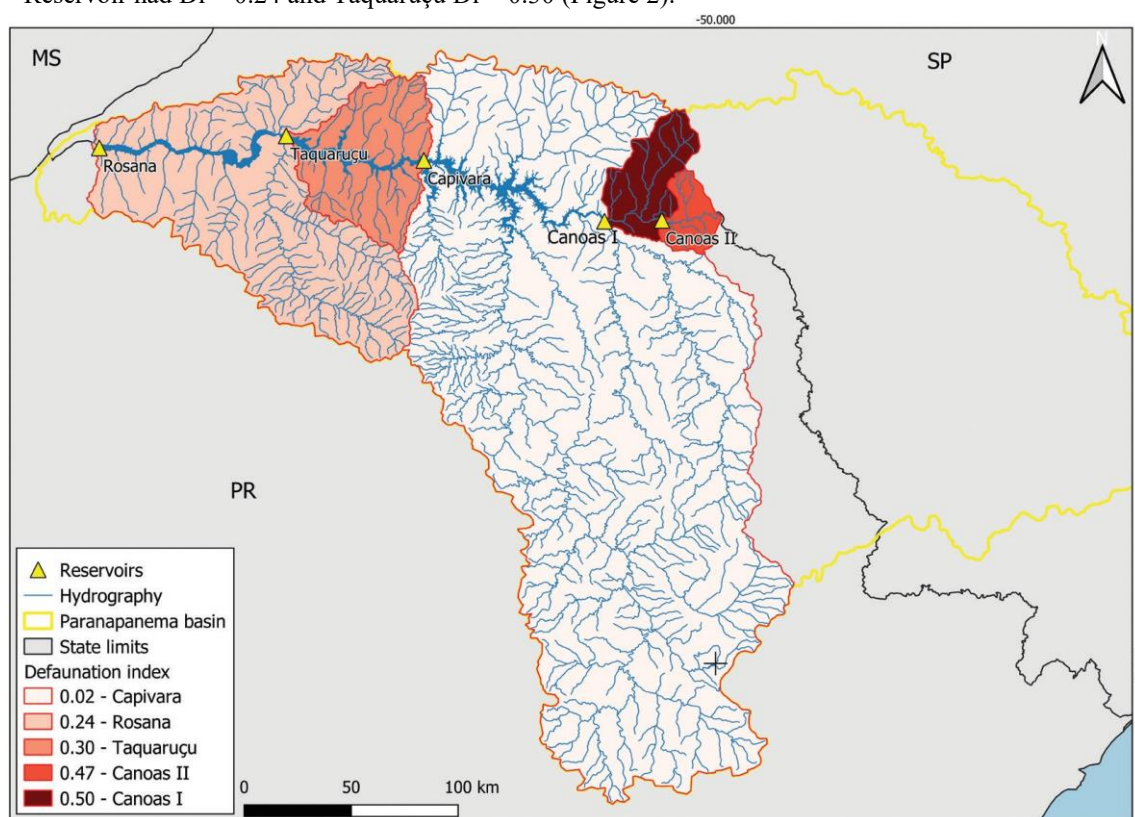


Figure 2. Defaunation index of Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo (SP) and Paraná (PR), southern Brazil, MS – state of Mato Grosso do Sul.

In evaluating feeding habit, the periphytivores were most related to defaunation ($D_i = 0.63$), followed by invertivores ($D_i = 0.48$), while the least affected groups were piscivores ($D_i = 0.19$) and herbivores ($D_i = 0.08$) (Figure 3). For the Rosana Reservoir, the highest defaunation value was found in the algivore functional group ($D_i = 0.44$), and the least affected group was that of herbivores ($D_i = 0.12$) (Figure 3). In the Taquaruçu Reservoir, the highest defaunation values were in the functional groups periphytivores ($D_i = 0.76$) and invertivores ($D_i = 0.55$). In this reservoir, herbivores had the lowest defaunation values ($D_i = 0.05$; Figure 3). Capivara Reservoir had the lowest defaunation values in all the scenarios analyzed (Figure 2; Figure 3). In this reservoir, algivores, periphytivores, herbivores, omnivores and piscivores showed no defaunation ($D_i = 0.00$), and invertivores had the highest value ($D_i = 0.10$) (Figure 3). Canoas I Reservoir showed maximum defaunation values ($D_i = 1.00$) for the functional groups algivores and periphytivores and lower defaunation values for the herbivore and piscivore groups ($D_i = 0.18$) (Figure

3). In the Canoas II Reservoir, the periphytivores showed the highest defaunation value ($D_i = 1.00$), and the lowest value was found in the herbivores ($D_i = 0.05$) (Figure 3).

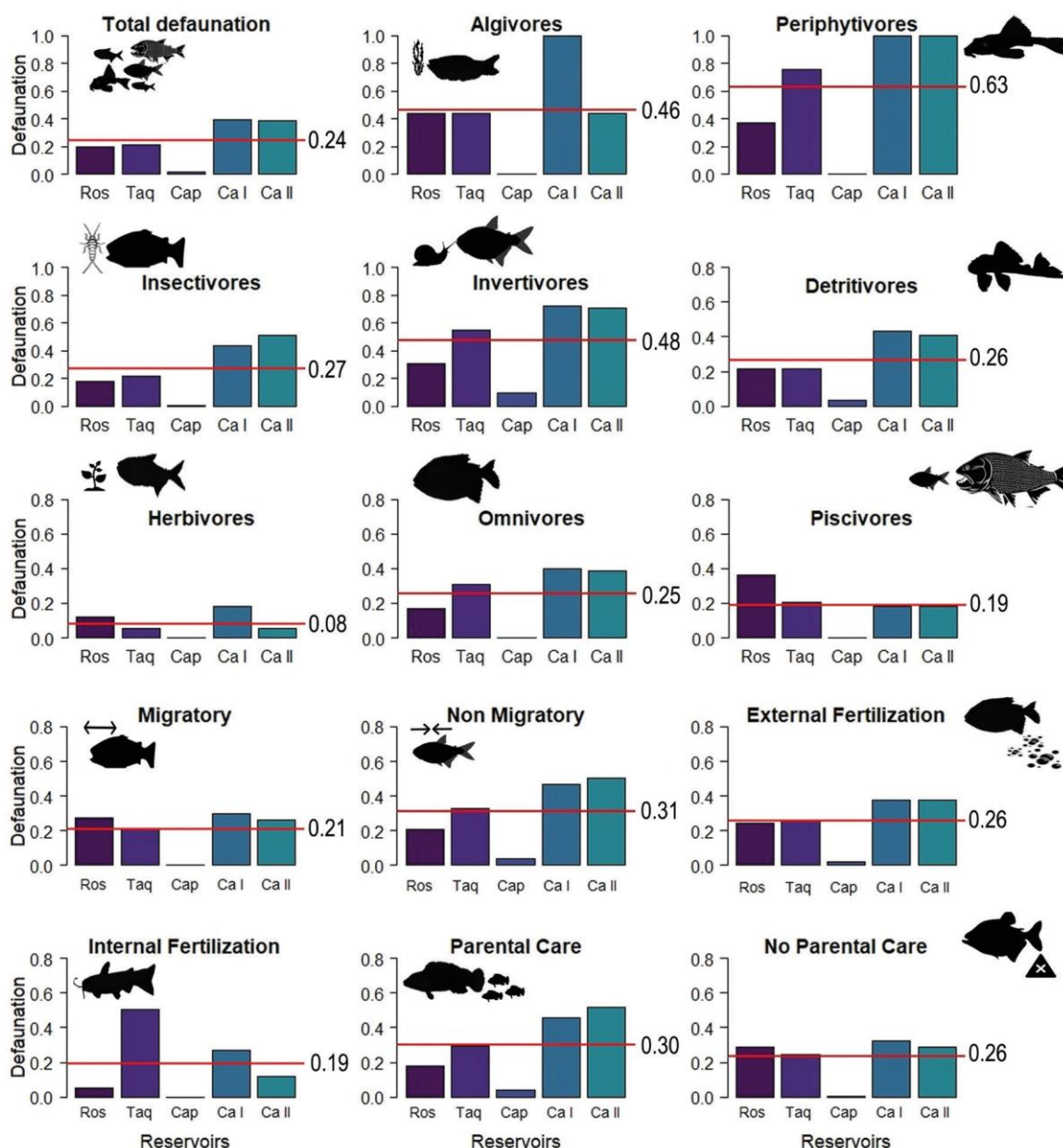


Figure 3. Defaunation index of functional groups; feeding habit, (total defaunation; algivores; periphytivores; insectivores; invertivores; detritivores; herbivores; omnivores; piscivores; reproductive strategies, migratory; non migratory external fertilization; internal fertilization; parental care; no parental care. Reservoirs: Ros: Rosana; Taq: Taquaruçu; Cap: Capivara; Ca I: Canoas I; Ca II: Canoas II in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil. The red line represents the mean values.

In relation to reproductive strategies, those most related to defaunation had a non-migratory habit ($D_i = 0.31$), practiced external fertilization ($D_i = 0.26$) and showed parental care behavior ($D_i = 0.30$) (Figure 3). Capivara Reservoir had the lowest defaunation values in all functional groups, where migratory and internal fertilization behaviors did not show defaunation ($D_i = 0.00$). The highest defaunation values were found in Taquaruçu Reservoir for internal fertilization ($D_i = 0.51$), Canoas I Reservoir for migratory habit ($D_i = 0.30$), external fertilization ($D_i = 0.38$) and no parental care ($D_i = 0.33$), and Canoas II Reservoir for non-migratory habit ($D_i = 0.50$) and parental care ($D_i = 0.52$).

Capivara Reservoir had the lowest defaunation index, largest reservoir area and more area with forest cover for land use (31.57%) and Canoas II Reservoir had the highest defaunation values, smaller reservoir area and smallest area occupied by forest (5.73%) (Table S4).

The mean dissimilarity ($\beta s\text{Or}$) between reservoirs was 0.51, with a mean nestedness ($\beta s\text{ne}$) of 0.33 and turnover ($\beta s\text{im}$) of 0.17 (Figure 4). Cluster analysis indicated that the reservoirs had high nesting, where Capivara Reservoir and Canoas I Reservoir showed 48% nestedness with Capivara Reservoir and where Canoas II Reservoir showed 45% nestedness with Capivara Reservoir; high turnover indicated in the cluster analysis was Canoas II Reservoir with Rosana Reservoir, namely 20% (Table 2).

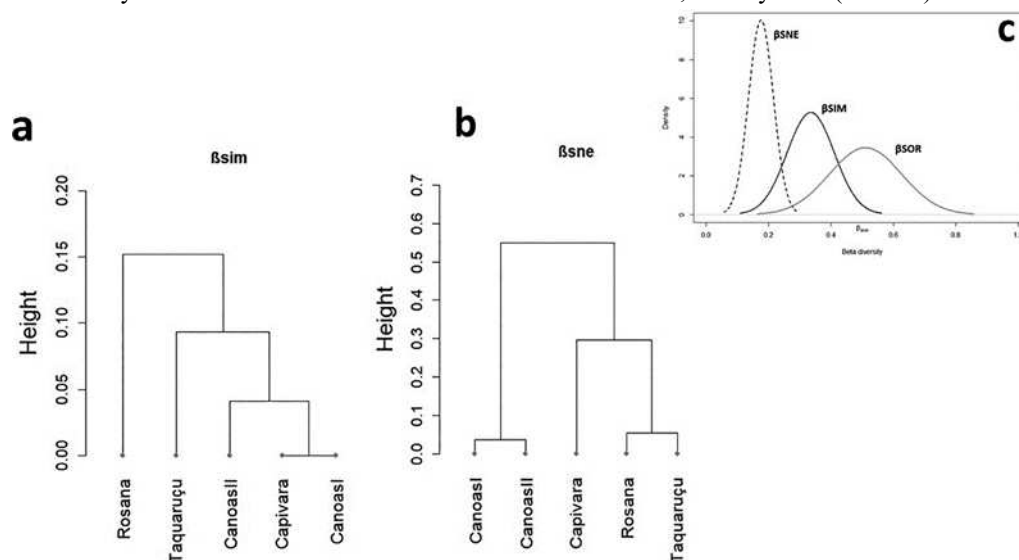


Figure 4. Cluster of turnover ($\beta s\text{im}$) (a) and nestedness ($\beta s\text{ne}$) (b) of fish species in Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil. These clusters result from Beta diversity analysis (Betapart/R-project), and the index was calculated from a matrix of presence and absence of fish species in each reservoir. (c) Graphic representations of total turnover ($\beta s\text{im}$), nestedness ($\beta s\text{ne}$) and total beta diversity ($\beta s\text{Or}$).

Table 2. Pairwise index matrix of turnover ($\beta s\text{im}$) and nestedness ($\beta s\text{ne}$) components of fish species in Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| | Reservoirs | | | |
|--|------------|------------|------------|------------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I |
| Turnover ($\beta s\text{im}$) | | | | |
| Taquaruçu | 0.1500000 | | | |
| Capivara | 0.06593407 | 0.02500000 | | |
| Canoas I | 0.18367347 | 0.12244898 | 0 | |
| Canoas II | 0.20754717 | 0.13207547 | 0 | 0.08163265 |
| Nestedness ($\beta s\text{ne}$) | | | | |
| Taquaruçu | 0.05467836 | | | |
| Capivara | 0.20130731 | 0.26911765 | | |
| Canoas I | 0.24489796 | 0.21088435 | 0.48421053 | |
| Canoas II | 0.20911950 | 0.17619520 | 0.45360825 | 0.03601441 |
| Beta diversity ($\beta s\text{Or}$) | | | | |
| Taquaruçu | 0.2046784 | | | |
| Capivara | 0.2672414 | 0.2941176 | | |
| Canoas I | 0.4285714 | 0.3333333 | 0.4842105 | |
| Canoas II | 0.4166667 | 0.3082707 | 0.4536082 | 0.1176471 |

Discussion

This is the first study to calculate the defaunation index for Neotropical freshwater fish assemblages based on

information of occurrence in reference and focal assemblage, total number of species and the importance of species; and how functional groups are affected by defaunation.

Canoas I and Canoas II reservoirs, the two smallest reservoirs in the drainage area of the lower region of the Paranapanema River and the ones with the absence of representative tributaries (Pelicice & Agostinho 2008, Orsi et al. 2016), were the most affected by the defaunation. Before establishing the Canoas system in 1998, the free lotic stretch between Capivara Reservoir and the Salto Grande Dam comprised the richest in this region (Britto et al. 1997). According to our beta-diversity results, the communities of Canoas I and Canoas II reservoirs are nested in the least defaunated reservoirs (Capivara), where all species present in the most defaunated reservoirs also occurred in the least defaunated. Therefore, the species occurring in the smallest reservoirs were more easily lost than others, which was intensified in a reservoir cascades.

Capivara Reservoir showed lower defaunation indices, it is the largest reservoir with more number of tributaries in the Lower Paranapanema River basin and it is the most preserved. This result corroborates the fact that the largest and most representative tributary of the Paranapanema River, the Tibagi River, shelters much of the fish fauna of the Paranapanema River basin (Hoffmann et al. 2005, Jarduli et al. 2020). Therefore, the conservation of environments free of dams and reservoirs is directly related to fish diversity conservation. Marques et al. (2018) recorded 79 species in Porto Primavera Reservoir, a large reservoir with a length of 270 km in the Paraná River mainstem. They reported the importance of riverside stretches upstream of the reservoir, and Garcia et al. (2019) recorded 63 species in a stretch of 110 km in the Congonhas River, which has lotic features and directly flows into reservoirs. In the Neotropical region, the fragmentation and the simplification of habitats promoted by reservoirs is the main human interference in natural hydrological regimes (Agostinho et al. 2007a). Small species that depend on small-order lotic environments, such as algivores, periphytivores, insectivores, and invertivores, suffer more decline due to environmental changes (Agostinho et al. 2008), and the quality of lotic environments is associated with the degree of urbanization of its surroundings (Helms et al. 2005).

Environmental changes affect groups that are more sensitive to large-scale changes, such as small ones, and dependent on small-order lotic environments, such as periphytivores and algivores (Agostinho et al. 2008). In our study, these functional groups were most affected by the defaunation in the basin, probably because of the extensive loss of integrity of lotic environments, including that caused by urbanization (Peressin & Cetra 2014). Alga and periphyton colonize substrate-submerged rocks and logs and represents a vital resource dependent on organic matter from riparian vegetation (Angermeier & Karr 1983). These functional groups were represented by six species of small loriciariids and one small lebiasinid that inhabit small-order streams, necessary to maintain short food chains of Neotropical rivers (Casatti et al. 2005, Zuanon & Ferreira 2008). Several species present in dammed environments can indirectly use this food resource associated with the macrophytes that colonize reservoir margins (Hahn et al. 2008, Algarte et al. 2017). Insectivores and invertivores were also affected, and invertivores displayed the second highest defaunation index. The predominance of insectivorous species may have been associated with the great taxonomic and functional diversity of this group and the spatial heterogeneity that favors colonization by invertebrates (Araújo-Lima et al. 1995). Environmental changes, such as marginal vegetation loss, can influence the abundance and richness of invertebrates and reduce this trophic group (Luiz et al. 1998). Although there is extensive colonization by insects and aquatic invertebrates in reservoirs (Jorcin & Nogueira 2008), animals that support the food chain of various small fish species that occur along the banks of reservoirs (Casatti 2002, Gido et al. 2002, Ferrareze et al. 2015), damming can cause spatial-temporal changes in these communities, associated with the discontinuity of the aquatic system (dos Santos et al. 2016). The piscivore group's defaunation values were low but were above the average in two reservoirs (Rosana and Taquaruçu). This group is the top predator species in the food chain and usually occurs as a small number of species. The elimination of one or a few of them will spread throughout the food chain, interfering with the control of organisms of lower trophic levels and consequently affecting the top-down mechanism (Pelicice et al. 2005, Ticiani & Delariva 2020).

The migratory species did not show defaunation in the largest reservoir (Capivara), in agreement with the fact that the largest and most representative tributaries of the Paranapanema River, the Tibagi, Congonhas rivers and others, harbor a large part of the fish fauna in this basin (Jarduli et al. 2020), as they preserve lotic conditions that favor migratory species (Shibatta et al. 2007). Another factor to be considered, which is directly related to the availability of suitable areas, is the good biotopes for reproduction and recruitment, with spawning areas and nursery grounds (Orsi et al. 2016), which do not occur in smaller systems (Agostinho et al. 2004). These environments, which are still favorable for migratory species, may be affected as new dams are built in tributaries, increasing the defaunation of fish. It is important to emphasize that the decrease in populations of migratory species due to the interruption of their routes by dams has been widely recorded throughout the Upper Paraná River basin (Agostinho et al. 2002, Pelicice et al. 2014, Marques et al. 2018), although our results did not detect high levels of defaunation for the migratory functional group. Non-migrators had higher defaunation rates than did migrators, the negative pressure exerted on migratory populations is higher in a succession of cascading reservoirs, and it is in tributaries without dams that they seek favorable environmental conditions for reproduction (Agostinho et al. 2004, Pelicice et al. 2014, Garcia et al. 2019).

Species with external fertilization and parental care were more affected by defaunation, mainly in the small reservoirs (Canoas I and Canoas II). The lack of representative tributaries and the considerable variation in the water

level caused by the dam's operation exposes the nests built on the banks and the eggs adhered to some bank substrate, reducing the recruitment success (Agostinho et al. 2004). Internal fecundation seems to be a successful strategy in the first years after the formation of a reservoir, but in older reservoirs species with more elaborate reproductive strategies have greater occupation success, like cichlids with complex mating choice, nest-building and parental care and small-sized opportunistic characids that colonize shallow shores (Agostinho et al. 2016). Among the reservoirs analyzed, Canoas I and Canoas II reservoirs are the newest, which may be related to the fact that species with parental care have not yet established themselves, which occurs in older reservoirs (Agostinho et al. 2007a).

The area with the highest percentage of land use for agriculture/ pasture showed the highest defaunation levels (Canoas II), while the reservoir with the highest percentage of forest cover (Capivara) had the lowest defaunation index. Therefore, environments with less anthropic disturbance uphold the integrity of the fish fauna, either by preserving areas of development and initial growth of fish larvae, maintaining the routes of migratory species (Antonio et al. 2007), or making it difficult to establish non-native species (Nordheimer & Jeschke 2018). Pristine forest fragments can be a constant source of species to impact streams for maintaining the local, regional and functional structure of fish assemblages (Zeni et al. 2019). Freshwater fish were also affected by the removal of native vegetation, which promotes the siltation that most affects the assemblages (Rabeni & Smale 1995). Sensitive and specialized species decrease to the detriment of tolerant and opportunistic fishes (Casatti et al. 2012) and there is an increase in non-native and sediment-tolerant species introduced by humans (Sutherland et al. 2002).

It is worth mentioning that our matrices were built on the basis of presence/absence data and not abundance or biomass. The authors of the method, Giacomini & Galetti (2013), proposed primarily quantitative density data, because they are able to detect many levels of depletion in species density, but it can be used with occurrence, depending on practical limitations and data availability. Therefore, perhaps some groups may not appear to be depleted at first, but they may fall into two situations: 1) data of presence and absence come from old surveys; 2) the species is currently present, but the population is small and declining. In this way, we highlight that the index has limitations in terms of a complete understanding of the general overview of fish defaunation in the basin, with the central focus being to portray the current scenario and to determine whether defaunation has occurred in local or chronic events in view of the factors analyzed. Another limiting factor was the lack of basic information about the biology of several species, which prevented some newly described ones from entering the analysis, and the lack of data before establishing the reservoirs. Even though the information obtained through the review analysis there are no replicas and there is no control area (no affected by the events studies), did not allow us to perform a deeper statistical analysis, go thru a hypothesis test and performed an analysis examining the effect of landscape characteristics (i.e., land use, reservoir size and tributary number) and the trends of each predictive variable in explaining the defaunation levels recorded in the reservoirs. Even with these limitations, the index was useful to indicate impoverishment and for the future analysis this study can be used as the first defaunation index data source from Lower Paranapanema River. It also highlights the importance of analyzing other variables contributing to defaunation or the synergistic combination of them, such as invasive species, water pollution, physical modification, direct exploitation, climate change (Young et al. 2016), conservation status, economic or social value and number of tributaries, and their support capacity before establishment of the hydroelectric plants, since these areas can be used to mitigate the impact on the fish fauna and support the recruitment development of species.

Mitigation measures must be adapted to the characteristics of the reservoirs, in the reservoirs with the highest defaunation values, we suggest maintaining native vegetation cover in land use and fish restocking programs. In reservoirs with satisfactory environmental conditions, we suggest further conservation efforts to maintain integrity in tributaries and the native fishes. Regarding species permanence, non-migratory and migratory species persist in the reservoirs as long as they have sufficient tributaries to be used as migratory routes. In reservoirs without or with few habitats for reproduction and early stages of development, populations tend to decrease or disappear if measures are not taken for their recovery. It is noteworthy that these measures must have technical-scientific monitoring to obtain valid results. Although the reservoirs analyzed have different characteristics, this method can be tested in any other hydrographic basin in South America. The context and scenario in which the Paranapanema River basin is located are not exclusive to the Upper Paraná River or other Brazilian river basins.

Supplementary Material

The following online material is available for this article:

Table S1. Studies between 1995 to 2018 that investigated fish diversity in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River basin, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

Table S2. Native fish fauna present in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil. Taxonomic classification followed Fricke, Eschmeyer and Fong 2022.

Table S3. References consulted for classification of functional groups: feeding habit, reproductive strategies, fertilization and parental care, of the species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

Table S4. Percentage of land use in watersheds that flow into the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

Table S5. References consulted for maximum length of species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

Acknowledgments

This study was funded in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001 to the first author. We are thankful to UEL (Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, BAV/CCB) for logistical and financial support, and we are grateful for the P&D/ANEEL/CTG/FAUEL Development agreement in the application of an innovative program for conservation and fish restocking in the Paranapanema River, for Project No. 11218 UEL/FAUEL, and for the postdoctoral scholarship and financial support awarded to LRJ and DAZG. We thank Juliano André Bogoni for his important contributions to this manuscript. Dr. A. Leyva (USA) provided English editing of the manuscript.

Associate Editor

Rosana Mazzoni

Author Contributions

Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros: conceived the ideas; designed the methodology and prepared figures and tables; wrote the paper, prepared the manuscript for submission.

Alan Deivid Pereira: conceived the ideas; designed the methodology and prepared figures and tables, analyzed and interpreted the data; wrote the paper.

Diego Azevedo Zoccal Garcia: conceived the ideas, wrote the paper; reviewed and revised drafts of the paper.

Lucas Ribeiro Jarduli: conceived the ideas; wrote the paper; reviewed and revised drafts of the paper.

Ana Paula Vidotto-Magnoni: conceived the ideas; analyzed and interpreted the data; wrote the paper.

Mário Luís Orsi: reviewed and revised drafts of the paper; gave final approval and secured the funding to support the work.

Conflicts of Interest

The authors declare that they have no conflict of interest related to the publication of this manuscript.

Ethics

We declare that the procedures used in this study have no conflict with the Brazilian Laws regarding the use of vertebrates in scientific research.

Data Availability

Our data was compiled from published literature. <https://doi.org/10.48331/scielodata.2BM7QW>

References

- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., FERNANDEZ, D.R. & SUZUKI, H.I. 2002. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. *River. Res. Appl.* 18: 299–306. <https://doi.org/10.1002/rra.674>
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. 2007a. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem, 501 p.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SANTOS, N.C.L., ORTEGA, J.C.G. & PELICICE, F.M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. *Fish. Res.* 173:26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., VERÍSSIMO, S. & OKADA, E.K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 14(1):11-19. <http://dx.doi.org/10.1007/s11160-004-3551-y>

- AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M., PETRY, A.C., GOMES, L.C. & JÚLIO JÚNIOR, H.F. 2007b. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquat. Ecosyst. Health. Manag.* 10(2):174-86. <https://doi.org/10.1080/14634980701341719>
- AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M. & GOMES, L.C. 2008. Dams and the fish of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68 (4 Suppl):1119-1132. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>
- ALBERT, J.S., DESTOUNI, G., DUKE-SYLVESTER, S.M., MAGURRAN, A.E., OBERDORFF, T., REIS, R.E., WINEMILLER, K.O. & RIPPLE, W.J. 2021. Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio.* 50:85-94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- ALGARTE, V.M., SIQUEIRA, T., LANDEIRO, V.L., RODRIGUES, L., BONECKER, C.C., RODRIGUES, L.C. & BINI, L.M. 2017. Main predictors of periphyton species richness depend on adherence strategy and cell size. *PLoS One.* 12(7), e0181720. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181720>
- ANA – National Water and Sanitation Agency. 2016. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema. Agência Nacional das Águas – Brasília
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Env. Biol. Fish.* 9:117-135
- ANTONIO, R.R., AGOSTINHO, A.A., PELICICE, F.M., BAILLY, D., OKADA, E.K. & DIAS, J.H.P. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternatives routes? *Neotrop. Ichthyol.* 5:117-184. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200012>
- ARAÚJO-LIMA, C., AGOSTINHO, A.A. & FABRÉ, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: TUNDISI, J.G., BICUDO, C.E.D.E.M. & MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.) *Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society*, 384p.
- BASELGA, A., ORME, D., DE BORTOLI, J., LEPRIEUR, F., LOGEZ, M. & HENRIQUE-SILVA, R. 2021. Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness. <https://cran.r-project.org/web/packages/betapart/betapart.pdf>
- BAUER, S. & B. J. HOYE. 2014. Migratory animals couple biodiversity and ecosystem functioning worldwide. *Science* 344, 1242552.
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., SANTINI, L., SCHIPPER, A.M., BUSANA, M. & HUIJBREGTS, M.A.J. 2019. Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. *PLoS Biol.* 17(5): e3000247. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000247>
- BOGONI, J.A., PIRES, J.S.R., GRAIPEL, M.E., PERONI, N. & PERES, C.A. 2018. Wish you were here: how defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium-to large-bodied mammal fauna? *PLoS One.* 13:e0204515. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204515>
- BRITTO, S.G.C., DIAS, J.H.P., MARIANO, A.C., NOVELLI, J.L., JARDIM, M.S. & VIANNA, N.C. 1997. Ichthyofauna of the Paranapanema River, Alto Paraná basin: probable impacts of the implementation of the Canoas Complex. XXII Seminário Nacional de Grandes Barragens. São Paulo: Anais, 1:85-94
- BROWN, J.H., GILLOOLY, J.F., ALLEN, A.P., SAVAGE, V.M. & WEST, G.B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology.* 85:1771–1789. <https://doi.org/10.1890/03-9000>
- CASATTI, L. 2002. Fish feeding in a stream in Parque Estadual Morro do Diabo, Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 2(2):1-14. – <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002> (último acesso em 12/08/2020)
- CASATTI, L., FERREIRA, C.P. & CARVALHO, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiol.* 632:273 – 283. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-009-9849-y>
- CASATTI, L., ROCHA, F.C. & PEREIRA, D.C. 2005. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *Biota Neotrop.* 5(2):157–165. <https://www.biotaneotropica.org.br/BN/article/view/153> (último acesso em 27/08/2020)
- CASATTI, L., TERESA, F.B., GONÇALVES-SOUZA, T., BESSA, E., MANZOTTI, A.R., GONÇALVES, C.S. & ZENI, J.O. 2012. From Forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish. *Biota Neotrop.* 10(1):205-214. – <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN02502022002> (último acesso em 15/07/2020)
- COHEN, A.S., GERGURICH, E.L., KRAEMER, B.M., MCGLUE, M.M., MCINTYRE, P.B., RUSSELL, J.M., SIMMONS, J.D. & SWARZENSKI, P.W. 2016. Climate warming reduces fish production and benthic habitat in Lake Tanganyika, one of the most biodiverse freshwater ecosystems. *PNAS Early Edition.* 113(34). <https://doi.org/10.1073/pnas.1603237113>
- CTG BRASIL, Energia Hidrelétrica. Retrieved 8 June, 2018, from <http://ctgbr.com.br/portfolio-item/energia-hidreletrica/>.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity—a sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol.* 4:444-447. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00320.x>
- DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science.* 345:401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- DOS SANTOS, N.C.L., DE SANTANA, H.S., DIAS, R.M., BORGES, H.L.F., DE MELO, V.F., SEVERI, W., GOMES, L.C. & AGOSTINHO, A.A. 2016. Distribution of benthic macroinvertebrates in a tropical reservoir cascade. *Hydrobiol.* 765(1):265-275. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2419-6>
- DUKE ENERGY. 2008. Peixes do rio Paranapanema. 2ª Ed. São Paulo: Horizonte Geográfico, 120p.
- FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fish Soc. Symp.* 8:123-144.
- FERRAREZE, M., NOGUEIRA, M.G. & CASATTI, L. 2015. Differences in ichthyofauna feeding habits among lateral lagoons and the river channel in a large reservoir. *Braz. J. Biol.* 75(2):380-390. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.14713>
- FRICKE, R., ESCHMEYER, W.N. & FONG, J.D. 2022. Species by Family/Subfamily. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>). Electronic version accessed 01/08/2022.
- FROESE, R. & PAULY, D. Editors. 2021. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (01/08/2021).
- GALETTI, M., GONÇALVES, F., VILLAR, N., ZIPPARRO, V.B., PAZ, C., et al. 2021. Causes and Consequences of Large-Scale Defaunation in the Atlantic Forest. In: Marques MCM, Grelle CEV (eds) *The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest*. Springer, Switzerland, 297-325.
- GANASSIN, M.J.M., MUÑOZ-MAS, R., OLIVEIRA, F.J.M., MUNIZ, C.M., SANTOS, N.C.L., GARCÍA-BERTHOU, E. & GOMES, L.C. 2021. Effects of reservoir cascades on diversity, distribution, and abundance of fish assemblages in three Neotropical basins. *Sci. Total Environ.* 778: 146246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146246>

- GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., COSTA, A.D.A., CASIMIRO, A.C.R., JARDULI, L.R., FERRAZ, J.D., DE ALMEIDA, F.S. & ORSI, M.L. 2019. Importance of the Congonhas River for the conservation of the fish fauna of the Upper Paraná basin, Brazil. *Biodiversitas*. 20(2):474-481. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d200225>
- GIACOMINI, H.C. & GALETTI, M. 2013. An index for defaunation. *Biol. Conserv.* 163:33–41. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.007>
- GIDO, K.B., HARGRAVE, C.W., MATTHEWS, W.J., SCHNELL, G.D., POGUE, D.W. & SEWELL, G.W. 2002. Structure of littoral-zone fish communities in relation to habitat, physical, and chemical gradients in a southern reservoir. *Env. Biol. Fish.* 63(3):253-263. <https://doi.org/10.1023/A:1014359311188>
- HAHN, N.S., FUGI, R., CYRINO, J.E.P., BUREAU, D.P. & KAPOOR, B.G. 2008. Environmental changes, habitat modifications and feeding ecology of freshwater fish. Feeding and digestive functions of fishes. Science, New Hampshire, USA, 35-65. <https://doi.org/10.1201/b10749-3>
- HANSEN, D.M. & GALETTI, M. 2009. The forgotten megafauna. *Science*. 324, 42–43.
- HELMS, B.S., FEMINELLA, J.W. & PAN, S. 2005. Detection of biotic responses to urbanization using fish assemblages from small streams of western Georgia, USA. *Urban Ecosyst.* 8: 39-57. <https://doi.org/https://10.1007/s11252-005-1418-1>
- HOFFMANN, A.C., ORSI, M.L. & SHIBATTA, O.A. 2005. Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara) reservoir, Parapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance. *Iheringia, Sér. Zool.* 95(3):319-325. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000300012>
- HOLMLUND, C.M. & M. HAMMER. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. *Ecol Econ* 29(2): 253-268. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)
- JARDULI, L.R., GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., CASIMIRO, A.C.R., VIANNA, N.C., DE ALMEIDA, F.S., JEREP, F.C. & ORSI, M.L. 2020. Fish fauna from the Parapanema River basin, Brazil. *Biota Neotrop.* 20(1) e20180707. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0707> (último acesso em 25/02/2022)
- JORCIN, A. & NOGUEIRA, M.G. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Parapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Braz. J. Biol.* 68(4):1013-1024. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500009>
- KOPF, K.R., CASEY, S. & HUMPHRIES, P. 2016. Trit-based prediction of extinction risk os small-bodied freshwater fishes. *Conserv. Biol.* 31(3):581-591. <https://doi.org/10.1111/cobi.12882>
- LUIZ, E.A., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & HAHN, N.S. 1998. Trophic ecology of fishes in two streams of Parana River Basin. *Rev. Brasil Biol.* 58:273-285.
- MAACK, R. 2017. *Geografia Física do Estado do Paraná*. 4.ed. Editora UEPG, Ponta Grossa, 526 pp.
- MAGURRAN, A.E. 2011. *Medindo a diversidade ecológica*. Tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Editora UFPR, Curitiba, 262 pp.
- MARQUES, H., DIAS, J.H.P., PERBICHE-NEVES, G., KASHIWAQUI, E.A.L. & RAMOS, I.P. 2018. Importance of dam-free tributaries for conserving fish biodiversity in Neotropical reservoirs. *Biol. Conserv.* 224:347–354 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.027>
- MCLELLAN, R., IYENGAR, L., JEFFRIES, B. & OERLEMANS, N. 2014. Living planet report 2014: species and spaces, people and places. WWF Int., Gland, Switz
- MEFFE, G.K. & SHELDON, A.L. 1990. Post-defaunation recovery os fish assemblages in Southeastern Blackwater Streams. *Ecology*. 71(2). <https://doi.org/10.2307/1940320>
- MIRANDA, E.E. (Coord.), 2005. *Brasil em Relevô*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>
- MUNIZ, C.M., FROTA, A., GANASSIN, M.J.M., AGOSTINHO, A.A. & GOMES, L.C. 2021. Do river basins influence the composition of fuctional traits of fish assemblages in Neotropical reservoir? *Braz. J. Biol.* 81(3):765-775. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230833>
- NOGUEIRA, M.G., JORCIN, A., VIANNA, N.C. & BRITTO, Y.C.T. 2006. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Parapanema. In: Nogueira, MG., Henry, R. & Jorcín, A. (eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata*. São Carlos: Rima 83-125.
- NORDHEIMER, R. & JESCHKE, J.M. 2018. Disturbance hypothesis, In: *Invasion Biology: invasion biology hypotheses and evidence*. CABI Boston: 177.
- ORSI, M.L. & BRITTON, J.R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of Neotropical hydroelectric reservoir. *J. Fish Biol.* 86(6):1964-70. <https://doi.org/10.1111/jfb.12392>
- ORSI, M.L., ALMEIDA, F.S., SWARÇA, A.C., CLARO-GARCÍA, A., VIANNA, N.C., GARCIA, D.A.Z. & BIALETZKI, A. 2016. Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Parapanema uma avaliação para a conservação. Assis, SP: Triunfal Gráfica e Editora, Duke Energy.
- PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2008. Fish-passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. *Conserv. Biol.* 22(1):180-188. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00849.x>
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with Egeria in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica*. 27:9-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2004.08.004>
- PELICICE, F.M., AZEVEDO-SANTOS, V.M., ESGUÍCERO, A.L.H., AGOSTINHO, A.A. & ARCIFA, M.S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Parapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 16(2): 16(2): e170150. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>
- PELICICE, F.M., POMPEU, P.S. & AGOSTINHO, A.A. 2014. Large reservoirs as ecological barriers to downstream movements of Neotropical migratory fish. *Fish. Fish.* 16(4):697–715. <https://doi.org/10.1111/faf.12089>
- PEREIRA, A.D., BOGONI, J.A., BAZILIO, S. & ORSI, M.L. 2021. Mammalian defaunation across the Devonian kniferidges and meridional plateaus of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers Conserv.* 30: 4005-4022. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02288-3>
- PERESSIN, A. & CETRA, M. 2014. Responses of the ichthyofauna to urbanization in two urban areas in Southeast Brazil. *Urban Ecosyst.* 17(3):675-690. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0352-5>
- POFF, N.L., OLDEN, J.D., MERRITT, D.M. & PEPIN, D.M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 104 (14): 5732–5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>
- POLISHCHUK, L.V. 2010. The three-quarter-power scaling of extinction risk in Late Pleistocene mammals, and a new theory of the size selectivity of extinction. *Evol. Ecol. Res.* 12:1–22.
- RABENI, C.F. & SMALE, M.A. 1995. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. *Hydrobiol.* 303:211-219

- ROY, A.H., ROSEMOND, A.D., PAUL, M.J., LEIGH, D.S. & WALLACE, J.B. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48:329–346. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00979.x>
- RYAN, S.E. & EMMETT, W.W. 2002. The nature of flow and sediment movement in Little Granite Creek near Bondurant, Wyoming. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-90, Rocky Mountain Research Station, 48 p. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-90>
- SAMPAIO, T. 1944. Relato sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto de Geografia e Geologia* 2:30-81
- SHIBATTA, O.A., GEALH, A.M. & BENNEMANN, S.T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotrop.* 7(1):125-134. – <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn02107022007> (último acesso em 27/08/2020)
- SUTHERLAND, A.B., MEYER, J.L. & GARDINER, E.P. 2002. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Fresh Wa. Biol.* 47:1791–1805. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00927.x>
- TERBORGH, J. 2008. The Big Things that Run The World-A Sequel to E. O. Wilson. *Conserv Biol* 2:402–403. <https://doi.org/http://www.jstor.org/stable/2386302>
- TICIANI, D. & DELARIVA, R.L. 2020. The biotic condition of dams run-of-the-river in sequence: adaptation of a multimetric index based on the Neotropical fish fauna. *Environ. Monit. Assess.* 192:1-15. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08367-2>
- TURAK, E., HARRISON, I., DUDGEON, D., ABELL, R., BUSH, A., DARWALL, W., FINLAYSON, C.M., FERRIER, S., et al. 2017. Essential Biodiversity Variables for measuring change in global freshwater biodiversity. *Biol. Conserv.* 213: 272–279.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleosteos: teoria e prática.* Maringá, EDUEM; São Paulo, SBI, 169 p.
- WANTZEN, K.M. & MOL, J.H. 2013. Soil erosion from agriculture and mining: A threat to tropical stream ecosystems. *Agriculture.* 3:660–683. <https://doi.org/10.3390/agriculture3040660>
- WINEMILLER, K.O., MCINTYRE, P.B., CASTELLO, L., FLUET-CHOUINARD, E., GIARRIZZO, T., NAM, S., ...& SAENZ, L., 2016. Development and Environment. Balancing hydropower and bio- diversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science.* 351(6269): 128–129. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aac7082>.
- WEN, Z., CAI, T., FEIJÓ, A., XIA, L., CHENG, J., GE, D. & YANG, Q. 2020. Using completeness and defaunation indices to understand nature reserve's key attributes in preserving medium- and large-bodied mammals. *Biol. Conserv.* <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108273>
- YOUNG, H.S., MCCAULEY, D.J., GALETTI, M. & DIRZO, R. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47(1):333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>
- ZENI, J.O., PÉREZ-MAYORGA, M.A., ROA-FUENTES, C.A., BREJÃO, G.L. & CASATTI, L. 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 1–15. <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>
- ZUANON, J. & FERREIRA, E. 2008. Feeding ecology of fishes in the Brazilian Amazon-a naturalistic approach. In: *Feeding and Digestive Functions of Fishes.* Science Publishers Inc., USA, 589p, 1-34. <https://doi.org/10.1201/b10749-2>

Received: 11/08/2022

Accepted: 08/12/2022

Published online: 00/00/0000

CAPÍTULO 2

Delimitação de áreas destinadas ao peixamento: estudo de caso no Baixo rio Paranapanema

Capítulo elaborado de acordo com as normas do periódico *Neotropical Ichthyology*,
disponível em: <https://www.ni.bio.br/instructions-to-autors/>

DELIMITAÇÃO DE ÁREAS DESTINADAS AO PEIXAMENTO: ESTUDO DE CASO NO BAIXO RIO PARANAPANEMA

Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros*, Diego Azevedo Zoccal Garcia e Mário Luís Orsi

Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia de Peixes e Invasões Biológicas e Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

ACVFB carol.vizintim@gmail.com, ORCID <https://orcid.org/0000-0003-4978-9260>

DAZG diegoazgarcia@hotmail.com, ORCID <https://orcid.org/0000-0001-5709-6347>

MLO orsi@uel.br, ORCID <https://orcid.org/0000-0001-9545-4985>

ABSTRACT

Stocking has been made in different countries as a management action in an attempt to mitigate the anthropic impacts caused in the aquatic ecosystem. However, in Brazil for decades this management action was made without previous studies, monitoring and evaluation of effectiveness, this action can have consequences for native biodiversity and the aquatic ecosystem. One of the neglected criteria is the choice of release site, in this context, the objective of this study was to find suitable areas for fish stocking in the Lower stretch of the Paranapanema River. Data from land cover, pedology, road and digital elevation model (DEM) were used and slope, hydrography, areas of influence of reservoirs, location of oxbow lakes and bridges data were produced. The AHP (Analytic Hierarchy Process) and NDWI (Normalized Difference Water Index) method were used in a GIS (Geographic Information System). The result was a map of the level of suitability for fish stocking and the indication of the most suitable areas for made it. It is suggested the use of this methodology, which overlaps areas with less environmental fragility and areas that favor the success of the species, in decision making and it is indicate to other hydrographic basins.

Keywords: Aquatic Ecology, Conservation, Management, Methodology, Release.

RESUMO

O peixamento tem sido realizado em diferentes países como uma ação de manejo na tentativa de mitigar os impactos antrópicos causados no ecossistema aquático. Entretanto, no Brasil, durante décadas, essa ação de manejo foi executada sem estudos prévios, monitoramento e avaliação da efetividade, ação esta que pode trazer consequências para a biodiversidade nativa e para o ecossistema aquático. Um dos critérios negligenciados é a escolha do local de soltura. Neste contexto, o objetivo desse trabalho foi localizar áreas adequadas ao peixamento no trecho baixo do rio Paranapanema. Foram utilizados dados secundários de cobertura da terra, pedologia, rodovia e modelo digital de elevação (MDE), e foram produzidos dados de declividade, hidrografia, áreas de influência dos reservatórios, localização de lagoas marginais e de pontes. Foi utilizado o método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) e NDWI (*Normalized Difference Water Index*) em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica). O resultado foi um mapa síntese do nível de adequabilidade ao peixamento e o apontamento de áreas mais adequadas para sua execução. Sugere-se, portanto, o uso dessa metodologia, que sobrepõe áreas com menor fragilidade ambiental e áreas que propiciam o sucesso das espécies, na tomada de decisão e indicação a outras bacias hidrográficas.

Palavras chave: Conservação; Ecologia Aquática; Manejo; Metodologia; Soltura.

Introdução

A soltura de peixes, também conhecida como repovoamento (*stock enhancement*), peixamento (*hatchery stocking*) ou estocagem (*fish stocking*), tem sido executada como a ação de manejo mais aplicada em águas continentais no mundo (Welcomme, Bartley, 1998; Araki, Schmid, 2010), com o objetivo de conservar ou restaurar a ictiofauna do ambiente (Lorenzen, 2008). Apesar do grande uso desta atividade, a falta de critérios científicos e técnicos tem sido questionada pela comunidade científica (Mathias et al., 1992; Cowx, 1994; Radomski, Goeman, 1995; Vehanen, 1997; Quirós, Mari, 1999; Monoly et al., 2003; Agostinho et al., 2004; Agostinho et al., 2005; Araki, Schmid, 2010; Orsi et al., 2016). Suas consequências têm sido estudadas apenas recentemente e ressaltando resultados mais desfavoráveis do que benéficos às comunidades aquáticas e às espécies alvo de conservação (Sousa et al., 2006; Agostinho et al., 2007; Almeida et al., 2013; Casimiro et al., 2022).

A escolha das espécies, quantidade, idade, tamanho e qualidade genética dos alevinos estocados, tempo de desova, alta pressão de pesca, época de soltura, esforço de estocagem, origem dos reprodutores, local e condições ambientais para a soltura (Vieira; Pompeu, 2001; Agostinho et al., 2005; Agostinho et al., 2007; Wright, Trippel, 2009; Hervas et al., 2010) são parâmetros frequentemente negligenciados que devem ser levados em consideração para eficiência do peixamento. Peixes provenientes de estações de cultivo, destinados à soltura, podem apresentar riscos ao ecossistema, seja na cadeia trófica, devido a competição intraespecífica pelo aumento de abundância das espécies soltas (Kellison et al., 2002) ou pela competição interespecífica entre espécies criadas (Cooney, Brodeur, 1998). O que pode resultar em alterações na abundância das presas (Blaxter, 2000) e a extinção de espécies (McDowee, 2002). Esta ação ainda pode resultar em introdução de parasitos e doenças (Lee et al., 2001), perdas genéticas e danos ao ambiente (Lee et al., 2001).

Riscos que são provenientes da falta de: compreensão ecossistêmica do local (Blaxter, 2000), conhecimento da biologia e ecologia das espécies (Brannon, 1993), objetivos estabelecidos ou mal definidos (Cowx, 1994; Leber, 2002), teste piloto (Purcell; Lee, 2001), identificação dos peixes soltos (Burton; Tegner, 2000), conhecimento das razões claras do declínio das espécies (Blaxter, 2000), e ainda, da ação ter ocorrido de forma isolada sem outras ferramentas de gestão (Blaxter, 2000) e sem avaliação dos resultados (Cowx, 1994), custos e impactos gerados (Monoly et al., 2003). Solturas realizadas sem critérios científicos resultam em sérios impactos negativos ao ecossistema aquático, na preservação das espécies nativas e nas populações ribeirinhas que dependem da pesca para sua subsistência (Agostinho et al., 2007).

A efetividade do peixamento depende da eficiência e alinhamentos dos setores de produção, genético e ambiental (Casimiro et al., 2022), seu sucesso é medido pelo conhecimento da quantidade e a taxa de sobrevivência dos indivíduos soltos (Fairchild, Howell, 2004). O sucesso na sobrevivência e crescimento das espécies também depende das características dos reservatórios, tipo de operação da barragem, zona do reservatório e presença de outras bacias (Oliveira et al., 2004; Miranda, Krogman, 2015). Os locais de soltura devem incluir a proteção do rio e dos locais na bacia hidrográfica que as diferentes espécies utilizam para completar o ciclo de vida, principalmente as áreas a montante do reservatório que incluem áreas de desova e berçário natural (Agostinho et al., 2002), como as lagoas marginais (Daga et al., 2009). A estrutura funcional das assembleias de peixes está relacionada ao grau de preservação dos habitats, ambientes desmatados podem modificar essa estrutura enquanto, fragmentos florestais intocáveis podem ser fonte constante de espécies para riachos impactados e evitam perda de características únicas (Zeni et al., 2019). Embora a composição da comunidade de peixes esteja relacionada à conservação da vegetação ciliar (Casatti et al., 2012), que é a principal fonte de alimento e abrigo para espécies de riacho (Benone et al., 2022), a escala ripária não é definitiva em representar a influência da paisagem local (Leitão et al., 2018), pois as ações antrópicas que ocorrem nas margens e nas áreas mais distantes têm efeito direto e indireto nos habitat e na fauna de peixes de riacho (Casatti et al., 2015; Leitão et al., 2018; Zeni et al., 2019).

No Brasil, a soltura de peixes se tornou exigência a partir da década de 1960. Por meio da Lei Nº 221/67, que delegou à SUPEDE (Superintendência do Desenvolvimento da Pesca) a responsabilidade de determinar o melhor mecanismo para proteção da fauna aquática nos cursos de água alterados por barragens (Brasil, 1967). Assim como, pela Portaria Nº 46 de 27 de janeiro de 1971, que tornou obrigatório a presença de pelo menos uma estação produtora de alevinos em cada sub-bacia com barragem. Ambas as obrigações atreladas às concessões de uso dos reservatórios (Sudepe, 1971).

O rio Paranapanema devido às suas características geomorfológicas é altamente explorado para produção de energia hidrelétrica desde 1936. Seu leito foi transformado em uma sucessão de reservatórios em cascata, com 11 usinas hidrelétricas em operação (Agostinho et al., 2007). Embora a lei exija o peixamento, Orsi et al. (2016) e Casimiro et al. (2022) demonstraram a ineficiência desta política de manejo no rio Paranapanema e a urgência em aprimorar e modernizar esta ação durante um projeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) que aplicou um programa inovador para a conservação dos estoques pesqueiros do rio Paranapanema, da qual este trabalho faz parte.

O planejamento do local de soltura dos peixes deve levar em consideração os aspectos físicos e ambientais do ecossistema. Uma das formas é avaliar a fragilidade ambiental, que corresponde ao grau de susceptibilidade que um local está em risco ou que pode sofrer um dano, como processos erosivos, deslizamentos e assoreamentos (Spörl, 2004; Spörl, Ross, 2004). Esse método é obtido por meio do conhecimento e da inter-relação entre clima, relevo, rochas e minerais, fauna e flora, dinâmica das águas, tipos de solos e uso da terra (Ross, 1994). A fragilidade ambiental tem sido amplamente aplicada em ambientes terrestres (Oliveira et al., 2009; Pokhriyal et al., 2020; Tempa, 2022), entretanto nos sistemas fluviais, em função dos métodos de conservação ainda serem recentes, há uma apropriação dos conceitos e conhecimentos aplicados nos ambientes terrestres (Moilanen et al., 2008; Brejão et al., 2021), como neste trabalho. Locais menos suscetíveis a fragilidade ambiental, com mais resistência às alterações nas suas características, são áreas adequadas para execução da ação de manejo.

Portanto, o objetivo deste trabalho foi mapear e definir áreas adequadas ao peixamento por meio de critérios científicos, considerando a fragilidade ambiental, áreas inadequadas e áreas de manutenção e integridade da ictiofauna

Material e Métodos

Área de estudo. O rio Paranapanema nasce na Serra de Paranapiacaba e percorre cerca de 929 quilômetros pelo interior do continente para o oeste até desaguar no rio Paraná. Seus principais tributários são os rios Itararé, Pardo, Tibagi e Pirapó. A partir da foz do Rio Itararé, 630 km compõe a divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná (Maack, 2012). Seu percurso é dividido em três porções, Alto, Médio e Baixo Paranapanema. O Alto Paranapanema com 180 km de extensão das nascentes até a confluência do rio Apiaí-Guaçu, o Médio Paranapanema com 328 km a partir desta até Salto Grande e o Baixo Paranapanema, com extensão de 421 km, de Salto Grande até a foz (Sampaio, 1944).

A área deste estudo compreendeu o Baixo rio Paranapanema, com foco nas bacias hidrográficas que deságuam nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Rosana e Taquaruçu. Ambos são considerados reservatórios fio d'água, por apresentam pouca variação diária do nível de água e a renovação de suas águas pode levar de alguns dias até poucas semanas (Duke energy, 2008; Nogueira et al., 2012).

Análise dos dados. A análise de dados foi elaborada em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) no *software* QGIS 3.22, que permitiu a coleta, armazenamento e tratamento de informações espaciais, o *software* é *open source* e gratuito.

Delimitação e seleção das sub-bacias hidrográficas. As sub-bacias hidrográficas que deságuam nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu foram delimitadas e selecionadas. Esta escala geográfica justifica-se por ser unidade natural da paisagem e a dinâmica que as envolvem é de suma importância para a qualidade da água, vida aquática e estrutura dos ecossistemas; além de ser unidade territorial de planejamento prevista pela Lei Federal Nº 9.433/97.

Para a delimitação das sub-bacias hidrográficas foi utilizado o MDE (Modelo Digital de Elevação) derivado do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) obtida pelo projeto Topodata do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Foram utilizadas quatro folhas de modelos numéricos de elevação: SF-22-Y-A, SF-22-Y-B, SF-22-Y-C e SF-22-Y-D, com resolução espacial de 90 metros (Miranda, 2005). O sistema de referência SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas) foi adotado por ser recomendado pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) a partir de 2015, e também foi utilizado o sistema de projeção UTM (*Universal Transversa de Mercator*) no qual a escala de visualização dos dados foi definida com base nos princípios de projeto cartográfico (Sluter, 2008). Dessa forma foi realizado o mosaico destas imagens, e, por meio de ferramentas de análise espacial do GRASS e TauDEM foi gerado a hidrografia com a ordem dos rios. Foram selecionadas as sub-bacias a partir da terceira ordem, totalizando 51 sub-bacias hidrográficas.

Crítérios na definição de fragilidade ambiental e elaboração de mapas temáticos. Para a elaboração do mapa temático do nível de fragilidade ambiental foram utilizados produtos cartográficos de dados de órgãos oficiais como IBGE para dados de pedologia e rodovias; INPE para visualização do MDE; Agência Nacional de Águas - ANA para extração da hidrografia; e, ESA WorldCover para cobertura da terra. Além desses dados secundários foram elaborados dados como: localização de pontes, declividade, hidrografia com ordem dos rios, áreas de influência dos reservatórios e lagoas marginais.

O mapa de cobertura da terra foi gerado a partir de um produto global ESA WorldCover de imagens Sentinel 1 e 2, com resolução de 10 metros para o ano 2020 com as classes de: cobertura de árvores, cerrado, pastagem, culturas, área construída, solo exposto/vegetação esparsa e água (Zanaga et al., 2021). Para avaliar a acurácia da classificação, 100 amostras de referência foram geradas e distribuídas aleatoriamente na área de estudo e foi testada a acurácia global. O critério cobertura da terra recebeu maior

importância, sendo considerado o grau de proteção: alta proteção nas áreas de florestas densa (cobertura de árvores), média proteção para áreas de vegetação de cerrado, matagal e pastagem, e, baixa proteção nas áreas construídas, com atividades agrícolas e presença de solo exposto. Este critério foi classificado como de maior importância, pois a sedimentação dos ambientes aquáticos é acelerada por práticas inadequadas que além de diminuir a qualidade e produtividade dos solos, influencia no ciclo hidrológico (Capone et al., 2016). Paula et al. (2022) observaram que a sedimentação acelerada e o alargamento do canal foram mais associados às alterações do uso da terra das bacias hidrográficas do que das áreas ripárias. Portanto, o critério cobertura da terra recebeu importância maior que os outros critérios, seguido de pedologia, declividade e por últimos as pontes, por se tratar de uma área pontual.

O mapa de pedologia foi elaborado a partir de arquivo *shapefile* disponível no site do IBGE adaptado seguindo as determinações preconizadas no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2018). As classes foram: GXbe - Gleissolo Háptico Tb Eutrófico, LVd – Latossolo Vermelho Distrófico, LVdf – Latossolo Vermelho Distroférico, LVe – Latossolo Vermelho Eutrófico, LVef – Latossolo Vermelho Eutrófico, NVef - Nitossolo Vermelho Eutrófico (terra roxa estruturada), PVAe – Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, PVd – Argissolo Vermelho Distrófico, PVe – Argissolo Vermelho Eutrófico, RLd – Neossolo Litólico Distrófico e RLm – Neossolo Litólico Chernossólico. Este critério auxilia na análise da fragilidade do ambiente, pois suas características estão relacionadas à capacidade de resiliência aos processos naturais e antrópicos (Ross, 1994),

Para o mapa de declividade foram utilizados dados de altimetria dos produtos de sensoriamento remoto da missão SRTM (Miranda, 2005). A ferramenta de análise utilizada foi “Declividade” e as classes atribuídas foram as de: até 3%, de 3 a 6%, de 6 a 12%, de 12 a 20% e acima de 20% (Ross, 1994). Este critério é muito importante na análise espacial (Becker et al., 2021) assim como a cobertura da terra, estão relacionados a erosão hídrica, processos erosivos e resiliência aos processos naturais e antrópicos, critérios que subsidiam a análise da fragilidade do ambiente (Ross, 1994).

A localização de pontes foi definida a partir de dados de rodovias do IBGE e de hidrografia da ANA. No cruzamento das rodovias com a hidrografia foram gerados pontos de interseção por meio da ferramenta “Interseção”. Cada ponto de localização das pontes foi considerado um dado quantitativo. Foi atribuído um raio de influência sobre a localização das pontes de 2,5km, correspondendo a 5km de diâmetro. Essa área foi definida considerando o impacto gerado pela ponte, a área de degradação ambiental. Portanto, locais com maior concentração de pontes foi atribuído maior fragilidade ambiental. Para a estimativa de

ocorrência desse critério foi gerado um mapa de distribuição espacial contínua dessa variável, onde cada *pixel* foi representado numericamente. Para tal finalidade foi utilizado a função “Mapa de calor” (estimativa de densidade Kernel), que identifica os locais com maior concentração de influência do critério. A ocorrência de pontes foi considerada como critério por ser um importante atributo antrópico (Mello et al., 2020). Quando há o cruzamento de estradas com riachos e esses são represados ou as pontes mal instaladas pode produzir alteração nas condições ambientais e interferência no fluxo de peixes (Edge et al., 2017). Além de isolar populações e alterar a estrutura e composição das comunidades (Leitão et al., 2018), ação que pode ocorrer tanto em trechos lóticos quanto lênticos (Brejão et al., 2020).

Cobertura da terra e pedologia por serem representado de forma nominal são critérios de natureza qualitativa. Seus dados foram adquiridos em formato *shapefile* (vetor) e foram transformados em imagem (rasterizados) por meio da ferramenta “Converter vetor para *raster*”, formato necessário para a análise multicritério. Cada classe dos critérios cobertura da terra, pedologia e declividade foi denominado de subcritério na análise multicritério e contribuem com um peso de menor, igual ou maior valor. Os subcritérios dos critérios cobertura da terra e pedologia por serem dados qualitativos não puderam ser utilizados na operação de cruzamento de mapas, portanto, foi atribuído para cada subcritério um peso, ou seja, valor numérico com intervalo de zero a um (0-1) (Tab. 1). Classe com maior fragilidade ambiental foi atribuído o valor um e a classe com menor fragilidade valor zero (Tab. 1), resultando um mapa temático quantitativo, de zero a um, viável de ser utilizado na análise multicritérios. O subcritério declividade por ser dado quantitativo, apresentado em percentual, foi utilizado a escala de normalização função *fuzzy* do tipo linear crescente. Locais que apresentaram maior declividade receberam maior nota por apresentarem maior fragilidade, e, locais com menor declividade foi atribuído menor nota, variando de zero a um. Assim como para os dados de declividade, os de pontes foram normalizados pela função *fuzzy*, na Tab. 1 estão sintetizados os critérios e subcritérios utilizados na análise.

Tab. 1 – Peso atribuído a cada subcritério, em relação à fragilidade ambiental, utilizados na elaboração dos mapas temáticos de cobertura da terra, pedologia e declividade dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

| Fragilidade ambiental | Cobertura da terra | Pedologia | Declividade (%) | Peso |
|------------------------------|--|---------------------------------|------------------------|-------------|
| Muito fraca/baixa | Cobertura de árvores | GXbe, LVd, LVdf, LVe LVef | Até 3 | 0,2 |
| | Cerrado e Matagal | | | 0,3 |
| Fraca/baixa | Pastagem | | De 3 – 6 | 0,4 |
| Média | | NVef | De 6 – 12 | 0,6 |
| Forte | Culturas | PVAe, PVd e PVe | De 12 – 20 | 0,8 |
| Muito forte | Área construída, Solo exposto e Vegetação esparsa | RLd e RLm | Acima de 20 | 1 |

Fonte: adaptado de Ross (1994)

O critério restritivo refere-se às áreas inadequadas ao peixamento, que foram as áreas de influência dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu, portanto, essas áreas foram retiradas do processo de combinação de critérios. Essas áreas foram selecionadas a partir das sub-bacias que haviam sido delimitadas, por meio do conhecimento da área de estudo e das áreas que sofrem influência dos reservatórios, por serem áreas que possuem menor fluxo de água, ambiente lântico (Orsi et al., 2016).

A normalização dos dados foi realizada para que fosse possível o cruzamento dos mapas. No processo de análise dos multicritérios os dados de declividade e de pontes foram normalizados, permitindo a análise comparativa *pixel a pixel*. A normalização dos dados qualitativos e quantitativos foi realizada por meio de uma variação linear utilizando a ferramenta calculadora *raster*, a equação utilizada foi:

$$X_i = (R_i - R_{\min}) / (R_{\max} - R_{\min}) * \text{intervalo normalizado}$$

Onde:

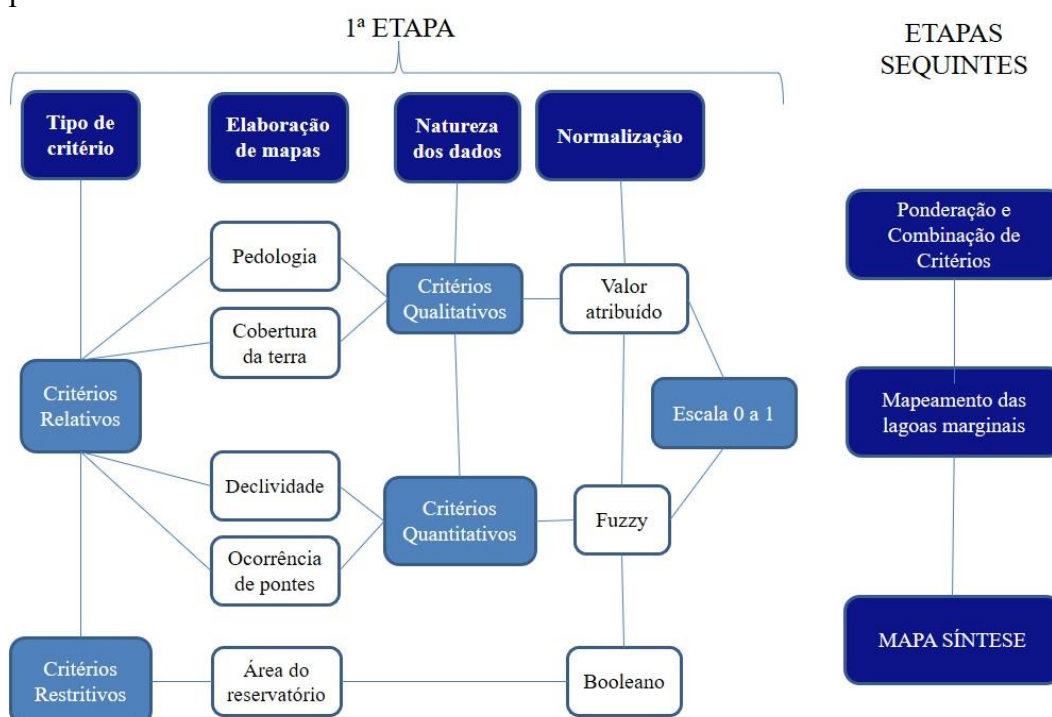
R_i = valor a ser normalizado;

R_{\min} = valor mínimo para o critério;

R_{\max} = valor máximo para o critério.

Após esse processo um novo conjunto de imagens (*raster*) foi gerado com dados distribuídos entre zero e um. O critério área do reservatório por ser restritivo foi utilizado a lógica booleana. A síntese dos parâmetros de entrada e o processo de normalização dos dados são apresentados na Fig. 1.

Fig. 1 - Representação esquemática da análise de dados indicando a sequência de passos para elaboração dos mapas segundo o tipo de critério e normalização dos dados, e as etapas posteriores.



Ponderação e Combinação de Critérios. Após a normalização, foi realizado a ponderação de critérios por meio do AHP (*Analytic Hierarchy Process*), método aceito mundialmente no uso para tomada de decisão (Vaidya, Kumar; 2006) e planejamento de múltiplos critérios, o qual reduz o estudo de sistemas complexos a uma sequência de comparações aos pares de componentes identificados (Saaty, 1980). Saaty (1991) recomenda o uso de escala que varia de um a nove, sendo que o valor um representa indiferença de importância de um critério em relação ao outro e o valor nove extrema importância de um critério em relação aos demais.

Para a comparação dos critérios foi elaborado uma matriz quadrada de quatro por quatro, de acordo com a metodologia AHP (Tab. 2). A ordem de importância dos critérios foi cobertura da terra, pedologia, declividade e pontes. A matriz foi preenchida com valor unitário um (1) em toda a diagonal principal e preenchida com os valores de importância entre os pares dos critérios utilizando a escala de comparação de critérios de Saaty (1991) (Tab. 2).

Tab. 2 – Matriz de comparação pareada, de acordo com a metodologia AHP.

| Critérios | Cobertura da terra | Pedologia | Declividade | Pontes |
|--------------------|--------------------|-----------|-------------|--------|
| Cobertura da terra | 1 | 5 | 7 | 9 |
| Pedologia | 0,2 | 1 | 3 | 5 |
| Declividade | 0,143 | 0,333 | 1 | 3 |
| Pontes | 0,111 | 0,2 | 0,333 | 1 |

Ao se estabelecer as comparações pareadas (Tab. 2) o modelo AHP informa uma razão de consistência (RC), que deve ser menor que 0,1 para validação do método (Saaty; Vargar, 1991), e, os pesos de cada critério que foi utilizado na análise multicritérios, e esses pesos indicam a contribuição de cada critério no apontamento dos locais mais adequados. Foi realizado a combinação de critérios por meio de uma média ponderada, Combinação Linear Ponderada (CLP), cálculo realizado por meio da ferramenta calculadora *raster*. Para cada *raster* (cobertura da terra, pedologia, declividade e pontes) os valores de *pixels* foram multiplicados pelo respectivo coeficiente (peso) e o resultado de cada *pixel* foi somado, e, resultou no *raster* com as áreas e o nível de fragilidade, mapa de fragilidade ambiental com valores apresentados em faixa de amplitude compreendidos entre zero e um. Valores mais baixos da escala foram atribuídos a locais com menor fragilidade, portanto, mais adequados ao peixamento e, conseqüentemente, os maiores valores com mais fragilidade e não adequados ao peixamento. A esse resultado foram inseridos o critério restritivo e a lógica booleana, valor binário zero corresponde à área desfavorável e valor um à área propícia.

Mapa de adequabilidade ao peixamento. Após a inserção do último critério, foi elaborado o mapa síntese de nível de adequabilidade ao peixamento. Foram atribuídos os seguintes intervalos de classe de nível de adequabilidade ao peixamento: muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto. Muito baixo corresponde as áreas inadequadas para a soltura de peixes e muito alto à locais adequados ao peixamento. Para uma análise espacial mais detalhada foi quantificado o percentual do nível de adequabilidade ao peixamento de cada sub-bacia hidrográfica. Possibilitando comparar e apontar quais sub-bacias hidrográficas seriam mais adequadas a ação de manejo. No reservatório de Rosana as sub-bacias que apresentaram percentual acima de 95% na classe muito alto foram apontadas como as mais adequadas. Enquanto que no reservatório de Taquaruçu por não apresentarem percentual alto na classe muito alto, foi atribuído que as sub-bacias hidrográficas mais adequadas ao peixamento fossem as que apresentaram percentual maior que 39% na soma das classes muito alto e alto.

Mapeamento das lagoas marginais. O mapeamento das lagoas marginais foi realizado devido à importância desses locais para a manutenção e integridade da ictiofauna, pois servem de berçários naturais para o desenvolvimento larval e juvenil (Ziober et al., 2007; Daga et al., 2009). Portanto, foi utilizado a técnica de sensoriamento remoto, por meio da aplicação do Índice Normalizado de Diferença de Água (*Normalized Difference Water Index – NDWI*) que detecta áreas úmidas. Para esse procedimento foi utilizado três cenas da órbita ponto 222/076, 223/075 e 223/076 do sensor OLI do satélite Landsat 8, disponibilizadas pelo INPE, bandas multiespectrais 3 (banda do Verde) e 6 (Infravermelho médio) (Pio, Vieira, 2019). A

aplicação do índice resultou no mapeamento da área úmidas e não úmidas, facilitando a localização das lagoas marginais. As imagens do *Google Satellite* disponibilizadas no próprio *software* QGIS permitiram a observação, verificação e seleção das lagoas marginais que possuem conexão com os rios.

Resultados

A cobertura do solo predominante nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu foi de culturas (51,96%) correspondendo a mais que a metade da área total. Seguido de pastagem (28,04%) e cobertura de árvores (16,11%) que inclui as áreas de preservação permanente, fragmentos isolados e o Parque Estadual Morro do Diabo com 33.000 hectares (Inventário Florestal do Estado de São Paulo, 1993). As classes área construída, solo exposto e vegetação esparsa ocuparam 3% da área total e as coberturas cerrado e matagal, 0,08% (Tab. 3). As classes de área construída, solo exposto e vegetação esparsa ocuparam 3% da área total. Em contrapartida, as áreas de culturas ocuparam mais da metade da área. A área classificada com menor fragilidade foi a cobertura de árvores que ocupou 16,11% da área (Tab. 3). A acurácia global foi de 0,8785.

Tab. 3 – Classes de cobertura da terra e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

| Cobertura da terra | Percentual (%) |
|---|----------------|
| Cobertura de árvores | 16,11 |
| Cerrado e Matagal | 0,08 |
| Pastagem | 28,04 |
| Culturas | 51,96 |
| Área construída, Solo exposto e Vegetação esparsa | 3,00 |

No mapeamento da pedologia as classes corpo de água e área urbana estavam presentes, mas não foram utilizadas, pois a área urbana foi considerada no critério cobertura da terra e a classe água não entrou na análise de fragilidade ambiental. O solo predominante na área foi Latossolo Vermelho (54,99%), sendo o Distrófico o mais abundante (35,33%), seguido de Argissolo Vermelho (30,77%) com predominância também do Distrófico (13,59%) (Tab. 4). Nitossolo Vermelho Eutrófico ocupou 11,76% da área, Neossolo Litólico com 2,36% e Gleissolo Háptico Tb Eutrófico 0,12% (Tab. 4). A classe de solos formada pelos Neossolos (RLd e RLM) somam 2,36% da área, enquanto que os Latossolos (LVd, LVdf, LVe e LVef) abrangeram maior área (55%). Os Argissolos (PVAe, PVd, PVe) ocuparam 30,77% da área.

Tab. 4 – Classes de pedologia e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

| Pedologia | Percentual (%) |
|------------------|-----------------------|
| GXbe | 0,12 |
| LVd | 35,33 |
| LVdf | 4,09 |
| LVe | 1,97 |
| LVef | 13,61 |
| NVef | 11,76 |
| PVAe | 4,98 |
| PVd | 13,59 |
| PVe | 12,20 |
| RLd | 0,05 |
| RLm | 2,31 |

Grande parte do relevo da área de estudo é plano a ondulado (até 20%). A declividade até 3% classificada como plano ocupou 13,93% da área total, as declividades de 3 a 6% ocuparam 44,05%, enquanto que a classe de 6 a 12%, 37,75%, com declive ondulado de 12 a 20%, 3,75% e por fim as com maior declive com mais de 20%, corresponderam a 0,51% do total da área (Tab. 5).

Tab. 5 – Classes de declividade e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

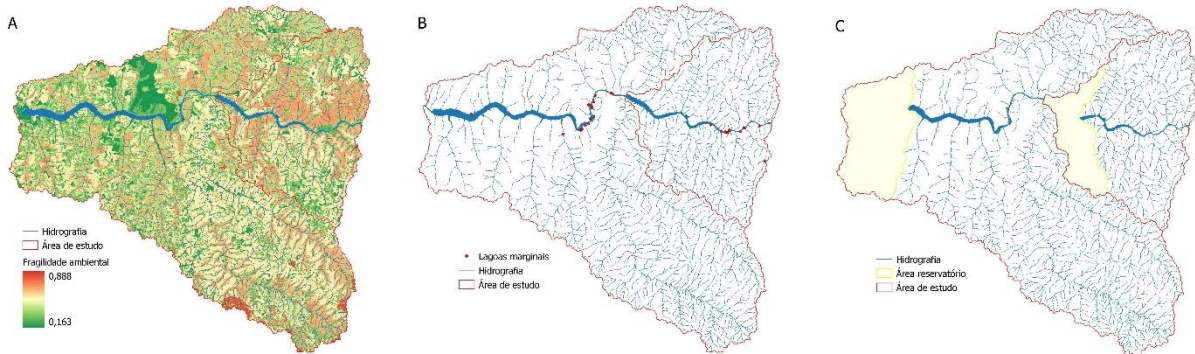
| Declividade (%) | Percentual (%) |
|------------------------|-----------------------|
| Até 3 | 13,93 |
| De 3 – 6 | 44,05 |
| De 6 – 12 | 37,75 |
| De 12 – 20 | 3,75 |
| Acima de 20 | 0,51 |

Foram mapeadas 144 pontes, locais de intersecção de rios e estradas, 110 localizadas em nas bacias hidrográficas que deságuam em Rosana e 34 em Taquaruçu. Na comparação pareada o critério pontes teve menor participação, com 6,4%, seguido de declividade com 11,9% e pedologia com 20,1. O critério com maior participação foi o de cobertura da terra com 61,6%. Pesos que foram obtidos pelo modelo AHP, a razão de consistência foi de 0,038. Por meio desses resultados foi gerado o mapa de fragilidade ambiental, que apresentou valores que variaram de 0,163 a 0,888. (Fig.2A).

Foram mapeadas 25 lagoas marginais (Fig. 2B), sendo a maioria localizada no reservatório de Rosana com 16 e nove no reservatório de Taquaruçu. A grande maioria localizada no rio Paranapanema, uma lagoa no Ribeirão do Diabo (id 21) e uma no Ribeirão

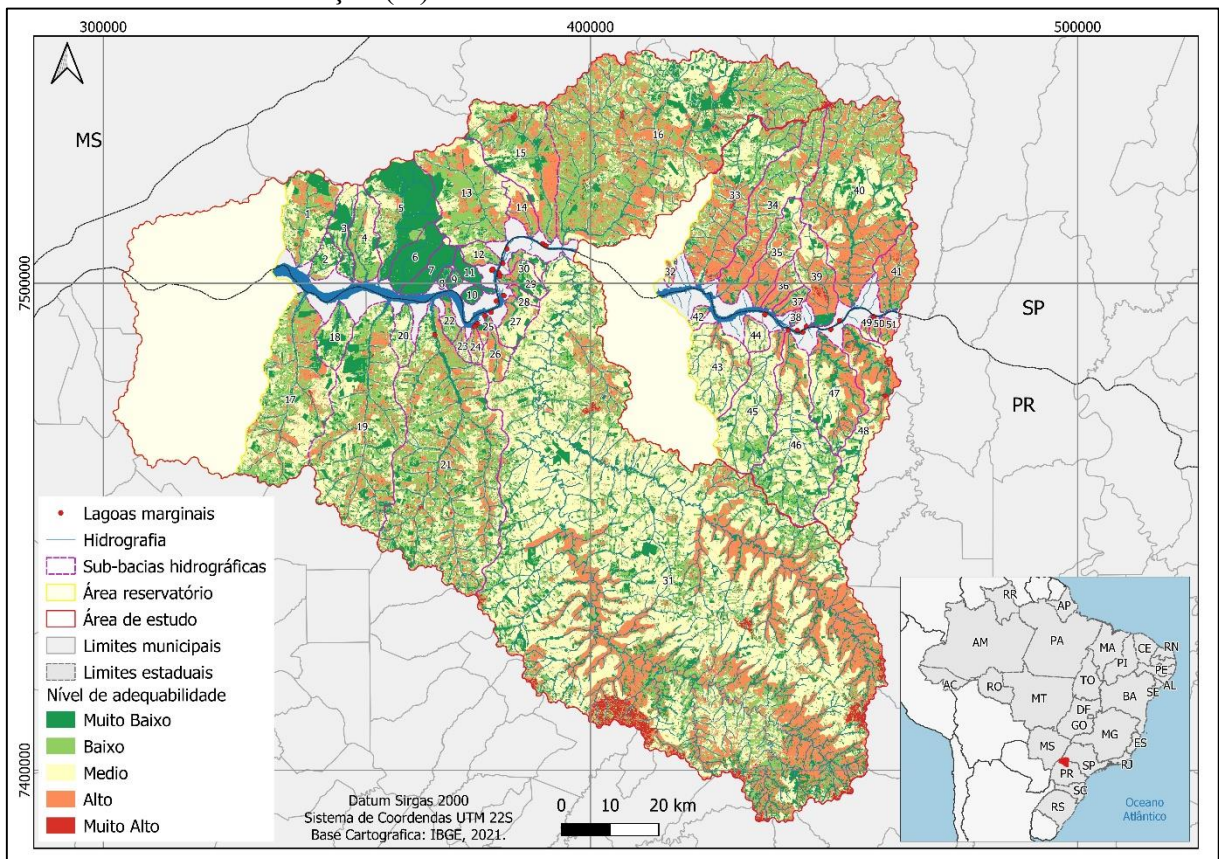
do Capim (id 48). As áreas de influência dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu totalizaram 2312,86km², 1530,17km² em Rosana e 782,69 km² em Taquaruçu (Fig. 3C).

Fig. 2 – Mapa de fragilidade ambiental (A), mapa de localização das lagoas marginais (B) e mapa das áreas que sofrem influência dos reservatório (C) de Rosana e Taquaruçu, São Paulo/Paraná.



Das 51 sub-bacias hidrográficas selecionadas, 31 deságuam no reservatório de Rosana e 20 no reservatório de Taquaruçu (Fig. 3), a Tabela 6 apresenta as classes e o percentual de cada classe de adequabilidade ao peixamento em cada sub-bacia hidrográfica analisada.

Fig. 3 – Mapa síntese do nível de adequabilidade ao peixamento nos reservatório de Rosana e Taquaruçu, São Paulo/Paraná, MS – estado do Mato Grosso do Sul. Sub-bacias hidrográfica com número de identificação (id).



Tab. 6 – Percentual do nível de adequabilidade ao peixamento das sub-bacias hidrográficas analisadas dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu - São Paulo/Paraná, Brazil. Id das sub-bacias hidrográfica.

| Id | Sub-bacias Hidrográficas | Muito alto | Alto | Médio | Baixo | Muito baixo | Área (km²) |
|-----------|---------------------------------|-------------------|-------------|--------------|--------------|--------------------|------------------------------|
| 1 | Água Branca | 20,35 | 30,86 | 29,43 | 17,92 | 1,45 | 162,92 |
| 2 | Córrego da Varginha | 36,36 | 17,98 | 40,54 | 5,10 | 0,02 | 37,93 |
| 3 | Córrego do Engano | 51,12 | 12,71 | 34,28 | 1,89 | 0 | 68,13 |
| 4 | Ribeirão do Estreito | 21,16 | 37,36 | 33,55 | 7,49 | 0,44 | 93,87 |
| 5 | Ribeirão da Cachoeira | 66,79 | 12,91 | 15,07 | 4,58 | 0,64 | 217,41 |
| 6 | Córrego do Sape | 96,51 | 3,25 | 0,09 | 0,12 | 0,03 | 74,70 |
| 7 | Córrego Sete de Setembro | 95,83 | 0,64 | 3,41 | 0,12 | 0 | 50,19 |
| 8 | Córrego 8 | 83,12 | 16,88 | 0 | 0 | 0 | 9 |
| 9 | Córrego Taquara | 77,88 | 22,12 | 0 | 0 | 0 | 8,6 |
| 10 | Córrego 10 | 98,42 | 1,58 | 0 | 0 | 0 | 12,05 |
| 11 | Córrego 11 | 96,84 | 1,25 | 1,80 | 0,11 | 0 | 25,44 |
| 12 | Córrego Águas Claras | 16,64 | 43,76 | 24,70 | 13,49 | 1,41 | 29,38 |
| 13 | Ribeirão Cuiabá | 11,68 | 42,84 | 25,46 | 18,37 | 1,66 | 258,27 |
| 14 | Córrego Lontra | 4,13 | 20,29 | 26,34 | 44,89 | 4,36 | 45,82 |
| 15 | Ribeirão Inhacá | 14,00 | 33,87 | 22,39 | 27,08 | 2,66 | 296,76 |
| 16 | Rio Pirapozinho | 12,82 | 37,14 | 24,56 | 23,37 | 2,11 | 1381,75 |
| 17 | Ribeirão da Coroa do Frade | 13,82 | 34,18 | 32,94 | 17,42 | 1,64 | 447,57 |
| 18 | Água da Serraria | 37,67 | 30,37 | 29,06 | 2,87 | 0,03 | 68,17 |
| 19 | Rio Caiuá | 19,74 | 32,70 | 31,02 | 15,35 | 1,19 | 594,76 |
| 20 | Ribeirão São Miguel | 17,34 | 28,81 | 50,90 | 2,95 | 0 | 44,72 |
| 21 | Ribeirão do Diabo | 16,22 | 36,06 | 27,64 | 18,44 | 1,64 | 999,53 |
| 22 | Córrego 22 | 23,75 | 49,79 | 9,42 | 16,12 | 0,92 | 22,62 |
| 23 | Córrego 23 | 11,02 | 36,93 | 34,51 | 16,89 | 0,65 | 14,39 |
| 24 | Córrego do Mutuca | 5,98 | 22,79 | 34,23 | 33,44 | 3,56 | 17,83 |
| 25 | Córrego 25 | 32,11 | 17,92 | 23,59 | 25,32 | 1,07 | 7,12 |
| 26 | Ribeirão Inglês | 12,30 | 21,33 | 29,06 | 35,54 | 1,77 | 48,96 |
| 27 | Córrego Guanabara | 16,84 | 11,22 | 59,38 | 11,88 | 0,69 | 54 |
| 28 | Córrego 28 | 23,96 | 14,47 | 46,62 | 13,78 | 1,17 | 12,88 |
| 29 | Água Amarela | 33,56 | 23,57 | 29,33 | 12,82 | 0,72 | 39,87 |
| 30 | Córrego 30 | 25,69 | 18,02 | 41,32 | 14,94 | 0,04 | 20,87 |
| 31 | Rio Pirapó | 15,44 | 14,81 | 46,78 | 20,67 | 2,30 | 5101,1 |
| 32 | Córrego 32 | 7,59 | 7,67 | 41,74 | 40,95 | 2,06 | 10,44 |
| 33 | Ribeirão do Rebojo | 11,79 | 28,70 | 26,12 | 30,70 | 2,69 | 337,93 |
| 34 | Ribeirão Laranjeira | 10,09 | 31,49 | 20,13 | 36,03 | 2,26 | 261,36 |
| 35 | Ribeirão Laranjinha | 9,98 | 19,27 | 28,43 | 40,78 | 1,54 | 113,07 |
| 36 | Água do Siqueira | 8,63 | 18,03 | 17,79 | 53,79 | 1,76 | 38,8 |
| 37 | Água do Pedregulho | 17,26 | 19,75 | 5,01 | 56,34 | 1,64 | 22,78 |
| 38 | Córrego 38 | 24,53 | 10,89 | 0,93 | 62,50 | 1,15 | 5,81 |
| 39 | Ribeirão do Mosquito | 16,66 | 11,28 | 26,33 | 41,82 | 3,92 | 113,69 |
| 40 | Ribeirão Anhumas | 12,83 | 26,33 | 25,28 | 33,81 | 1,75 | 643,36 |
| 41 | Ribeirão da Gruta | 7,39 | 22,94 | 6,59 | 59,56 | 3,52 | 99,74 |
| 42 | Córrego 42 | 7,45 | 26,38 | 53,38 | 12,30 | 0,49 | 13,46 |

| | | | | | | | |
|----|---------------------|-------|-------|-------|-------|------|--------|
| 43 | Ribeirão das Antas | 8,75 | 15,90 | 65,04 | 10,31 | 0,01 | 172,08 |
| 44 | Água Boa Esperança | 9,02 | 9,96 | 71,26 | 9,68 | 0,07 | 32,16 |
| 45 | Ribeirão Rondon | 13,09 | 23,08 | 56,71 | 7,06 | 0,06 | 229,03 |
| 46 | Ribeirão Centenário | 17,68 | 21,99 | 51,72 | 8,53 | 0,08 | 357,94 |
| 47 | Ribeirão Tenente | 18,96 | 14,64 | 36,21 | 29,08 | 1,11 | 187,51 |
| 48 | Ribeirão do Capim | 19,46 | 10,44 | 46,25 | 21,69 | 2,15 | 270,73 |
| 49 | Córrego 49 | 17,56 | 5,63 | 36,65 | 40,06 | 0,10 | 7,91 |
| 50 | Córrego 50 | 10,11 | 19,15 | 21,55 | 48,59 | 0,60 | 8,63 |
| 51 | Córrego Salto | 9,68 | 18,60 | 10,52 | 59,89 | 1,30 | 14,68 |

Das 51 sub-bacias hidrográficas, apenas 8 obtiveram mais de 50% da área na classe muito alto e 19 sub-bacias com mais de 50% nas classes muito alto e alto. A sub-bacia hidrográfica com maior percentual na classe muito baixo foi a do Córrego Lontra (id 14) com 4,36%. As sub-bacias hidrográficas com maior percentual de adequabilidade ao peixamento foram as do Córrego 10 (id 10), Córrego 11 (id 11), Córrego do Sape (id 6) e Córrego Sete de Setembro (id 7), todas com sua totalidade ou a maior parte de sua área inserida no Parque Estadual Morro do Diabo, portanto no reservatório de Rosana. No entanto, no reservatório de Taquaruçu o cenário foi diferente, dessa forma foi apontado as sub-bacias que atingiram percentual maior que 39% na soma das classes muito alto e alto. Ribeirão Laranjeira (id 34) apresentou 41,58% seguido do Ribeirão do Rebojo (id 33) com 40,49%, Ribeirão Centenário com 39,67% (id 46) e Ribeirão Anhumas com 39,16% (id 40). Próximo a foz do Ribeirão Centenário está localizada uma lagoa marginal. Portanto, o mapa síntese do nível de adequabilidade ao peixamento (Fig. 3) demonstra o objetivo proposto nesse trabalho.

Discussão

O peixamento tem sido apresentado à população e divulgado pelas mídias com uma falsa ideia de que toda soltura é sempre boa para o ambiente e para os peixes (Agostinho et al., 2010). No entanto, a comunidade científica tem alertado para os riscos que essa atividade causa quando não executada com base tecnológica e científica, o que afeta os objetivos dessa ação de manejo, seja eles conservacionista e/ou de recomposição de estoque pesqueiro (Casimiro et al., 2022). Uma das formas de diminuir os riscos é por meio do planejamento com critérios científicos. O primeiro requisito a ser investigado é a necessidade de sua ação, posteriormente a viabilidade econômica, social e ambiental, e, os objetivos que pode ser socioeconômico e/ou conservacionista (Agostinho et al., 2010). Um dos critérios científicos negligenciados é o local de soltura, que não deve ser selecionado pela fácil acessibilidade, como locais próximos a pontes e margens (Agostinho et al., 2010). Portanto, planejar com critérios técnicos e científicos as diferentes etapas do peixamento potencializa sua eficácia.

Os resultados corroboraram com outros autores que utilizaram o método AHP para detecção de áreas vulneráveis e tomada de decisão (Donha et al., 2006; Oliveira et al., 2009; Tolche et al., 2022). Áreas menos adequadas ao peixamento (maior fragilidade ambiental) apresentaram solos de maior fragilidade e declividade com maior grau para processos erosivos. Enquanto que nas áreas adequadas a ação de manejo (menor fragilidade) ocorreram solos e cobertura da terra de menor fragilidade e menor declividade. O mapa síntese, produto final deste trabalho, é de grande valor para análise comparativa, localização e quantificação das áreas adequadas e inadequadas. Ainda, facilita a visualização dos resultados e entendimento da análise realizada com perspectiva de distribuição espacial das sub-bacias hidrográficas, o que permite o planejamento de ações de mitigação, como o peixamento. A escala utilizada na análise foi das sub-bacias hidrográficas dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu, pois são unidades naturais de planejamento e gestão territorial (Leal et al., 2020; Antongiovanni et al., 2022). Além de ser uma escala prioritária, pois a cobertura da terra controla a hidrologia do fluxo devido a interferência que exerce na evapotranspiração, infiltração e transporte de sedimentos (Boyer et al., 2002). Ao se planejar a restauração de áreas deve-se considerar as áreas de preservação permanente e também as mudanças na cobertura do solo da bacia hidrográfica, pois as assembleias de peixes não respondem apenas à regeneração da floresta local (Hughes et al., 2019) e, caso a bacia esteja amplamente perturbada os esforços para a restauração podem ser ineficazes (Wang et al., 2006).

Encontrar áreas com menor fragilidade ambiental foi um passo importante na análise. Esses resultados somados à exclusão de locais inadequados e a localização das lagoas marginais potencializam a eficácia do peixamento. A espacialização dos resultados por sub-bacias hidrográficas ajudam na visualização dos resultados e compreensão do território. Os critérios utilizados, quantidade de critérios e a análise não estão esgotadas e podem ser refinados e adaptados à área de estudo e espécie a ser solta. Um critério a ser levado em consideração é a prática constante de manejo na área, no entanto, esse dado precisa estar disponível e com localização geográfica. Outro ponto a ser considerado é a ecologia e o habitat da espécie, no entanto, dados sobre a história de vida da espécie nem sempre estão disponíveis (Castro, Polaz, 2020). Além da unidade espacial para a espécie que é extremamente relevante (Becker et al., 2021) neste tipo de análise. Cenário que tem melhorado com o aumento e sistematização dos dados, o que tem ocorrido não apenas para as espécies de pequeno porte (Frederico et al., 2021), mas também tem crescido os dados com a localização geográfica.

Frederico et al. (2021) relata que são escassas aplicações de Planejamento Sistemático para Conservação (PSC) que abordem de forma direta peixes, portanto muitas ferramentas foram adaptadas do planejamento de conservação de ambientes marinhos e terrestres. Assim como o desenvolvimento da ecologia de paisagem aquática se apropriou dos estudos de ecossistemas terrestres, que embora exista defasagem metodológica e de desenvolvimento teórico, foi o marco do estudo da ecologia de paisagem (Brejão et al., 2021). Essa pesquisa também tomou como base trabalhos desenvolvidos em ambiente terrestre que buscaram apontar áreas adequadas ou inadequadas a algum evento ou ação. A elaboração de um mapa síntese para reconhecimento de áreas adequadas ao peixamento auxilia na tomada de decisão mais assertiva e limitações associadas aos custos. Além de ser o primeiro trabalho que aponta áreas propícias para o peixamento, como mecanismo de eficácia a ação de manejo. A metodologia proposta deve ser aplicada e testada em outras bacias hidrográficas, contribuindo como instrumento na tomada de decisão por órgãos competentes e pelas empresas privadas ou estatais, responsáveis por essa ação de manejo. Ainda pode ser utilizada para escolha de recuperação de áreas degradadas.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela logística e suporte financeiro. A China Three Gorges (CTG) e a Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UEL (FAUEL) pelo suporte.

Referências

Agostinho AA, Gomes LC. Biodiversity and fisheries management in the Paraná River Basin: successes and failures. In: World Fisheries Trust (Org.). The Blue Millennium Project: Managing Fisheries for Biodiversity. Victoria, BC: World Fisheries Trust-CRDI – UNEP; 2002, p.1-30.

Agostinho AA, Gomes LC, Latini JD. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciencia*. 2004; 29(6):334–8.
<http://repositorio.uem.br:8080/jspui/handle/1/5214>

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM; 2007, 501 p.

- Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes SMLC, Júlio HFJr. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *B J Nat Conserv*. 2010; 8(2):103–111. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802001>
- Agostinho AA, Thomaz SM, Gomes LG. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Water. *Conserv Biol*. 2005; 19(3):646-652.
- Almeida FS, Lopes CM, Orsi ML, Sirol RN, Sodr e LMK. Genetic monitoring by rapid markers for repopulation programs of *Salminus brasiliensis* (Pisces, Characiformes). *Acta Sci*. 2013; 35(2):119-126.
- Antongiovanni M, Venticinque EM, Tambosi LR, Matsumoto M, Metzger JP, Fonseca CR. Restoration priorities for Caatinga dry forests: Landscape resilience, connectivity and biodiversity value. *J Appl Ecol*. 2022; 0:1-12.
- Araki H, Schmid C. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. *Aquaculture*. 2010; 308:S2–S11. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.05.036>
- Becker FG, Camana M. Paisagens fluviais e peixes de riacho: uma introdução aos dados, unidades espaciais de análise e classificação. *Oecol Aust*. 2021; 25(2):495-511. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.17>
- Benone NL, Soares BE, Lobato CMC, Seabra LB, Bauman D, Montag LFA. How modified landscapes filter rare species and modulate the regional pool of ecological traits? *Hydrobiologia*. 2022; 849:4499-4514. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04405-9>
- Blaxter JHS. The enhancement of marine fish stocks. *Adv Mar Biol*. 2000; 38:1–54. [https://doi.org/10.1016/S0065-2881\(00\)38002-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2881(00)38002-6)
- Boyer EW, Goodale CL, Jaworski NA, Howarth RW. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*. 2002; 57/58:137–169. <https://doi.org/10.1023/A:1015709302073>
- Brannon EL. The perpetual oversight of hatchery programs. *Fish Res*. 1993; 18:19–27. [https://doi.org/10.1016/0165-7836\(93\)90037-8](https://doi.org/10.1016/0165-7836(93)90037-8)
- Brasil. Presidência da República. Decreto-lei n  221, de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre a proteção e estímulos à pesca e dá outras providências [Internet]. Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del0221.htm.
- Brejão GL, Leal CG, Gerhard P. A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecol Aust*. 2021; 25(2):475-793. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.16>
- Brejão GL, Teresa FB, Gerhard P. When roads cross streams: fish assemblage responses to fluvial fragmentation in lowland Amazonian streams. *Neotrop Ichthyol*. 2020; 18(3)e200031. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0031>
- Burton MJ, Tegner RS. Enhancement of red abalone *Haliotis rufescens* stocks at San Miguel Island: reassessing a success story. *Mar Ecology: Progress Series*. 2000; 202:303– 308.

<https://doi.org/10.3354/meps202303>

Capone V, Tiecher T, Santos DR. Uso da terra e qualidade da água: influência das zonas ripárias e úmidas em duas bacias hidrográficas do Planalto do Rio Grande do Sul. *Geog Ens Pesq.* 2016; 20(2):163-175. <https://doi.org/10.5902/2236499421073>

Casatti L, Teresa FB, Gonçalves-Souza T, Bessa E, Manzotti AR, Gonçalves CS, Zeni JO. From Forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish. *Neotrop Ichthyol.* 2012; 10(1):205-214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>

Casatti L, Teresa FB, Zeni JO, Ribeiro MD, Brejão GL, Ceneviva-Bastos M. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. *Environ Manage.* 2015; 55(6):1300–14. <https://10.1007/s00267-015-0461-9>

Casimiro ACR, Marques ACV, Claro-Garcia A, Garcia DAZ, Almeida FS, Orsi ML. Hatchery fish stocking: case study, current Brazilian state, and suggestions for improvement. *Aquacult Int.* 2022; 1:1-18. <https://doi.org/10.1007/s10499-022-00898-4>

Castro RMC, Polaz CNM. Small-sizes fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. *Biota Neotrop.* 2020; 20(1):e20180683. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0683>

Cooney RT, Brodeur RD. Carrying capacity and north Pacific salmon production: stock-enhancement implications. *Bull Mar Sci.* 1998; 62(2):443–464.

Cowx IG. *Stocking strategies. Fisheries Management and Ecology.* Oxford; 1994.

Daga VS, Gogola TM, Sanches PV, Baumgartner G, Baumgartner D, Piana PA, Gubiani ÉA, Delariva RL. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotrop Ichthyol.* 2009; 7(3):429-438. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000300010>

Donha AG, Souza LCP, Sugamoto ML. Determinação da fragilidade ambiental utilizando técnicas de suporte à decisão e SIG. *Ver Bras Eng Agr Amb.* 2006; 10(1). <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000100026>

Duke Energy. *Peixes do rio Paranapanema.* São Paulo, Horizonte Geográfico; 2008.

Edge CB, Fortin MJ, Jackson DA, Lawrie D, Stanfield L, Shrestha N. Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecol.* 2017; 32:647–662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9>

Embrapa. *Sistema brasileiro de classificação de solos.* Humberto Gonçalves dos Santos et al. – 5ª ed., ver. E ampl. – Brasília, DF: Embrapa; 2018.

Fairchild EA, Howell WH. Factors affecting the post-release survival of cultured juvenile *Pseudopleuronectes americanus*. *J Fish Biol.* 2004; 65:69–87. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2004.00529.x>

Frederico RG, Reis VCS, Polaz CNM. Conservação de peixes de riacho: planejamento e políticas públicas. *Oecol Aust.* 2021; 25(2):546-564. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.20>

Hervas S, Lorenzen K, Shane MA, Drawbridge MA. Quantitative assessment of a white seabass (*Atractoscion nobilis*) stock enhancement program in California: post-release dispersal, growth and survival. *Fis Res.* 2010; 105(3):237–243. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.06.001>

Hughes RM, Infante DM, Wang L, Chen KBF. Advances in understanding landscape influences on freshwater habitats and biological assemblages. Terra, editors. American Fisheries Society, Symposium 90, Bethesda, Maryland; 2019.

Inventário Florestal do Estado de São Paulo. Instituto Florestal, Governo do Estado de São Paulo e Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo; 1993.

Kellison GT, Eggleston DB, Tanaka M. Density-dependent predation and implications for stock enhancement with Japanese flounder. *J Fish Biol.* 2002; 60(4):968-980. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2002.tb02421.x>

Leal CG, Lennox GD, Ferraz SB, Ferreira J, Gardner TA, Thomson JR, Berenguer E, Lees AC, Hughes RM, Macnally R, Aragão LEOC, Brito JG, Castello L, Garret R, Hamada N, Juen L, Leitão RP, Louzada J, Morello TF, Nargila GM, Nessimian JL, Oliveira-Junior JM, Oliveira VHF, Oliveira VC, Parry L, Pompeu PS, Solar RR, Zuanon J, Barlow J. Integrated terrestrial-freshwater planning doubles conservation of tropical aquatic species. *Science.* 2020; 370:117-121. <https://doi.org/10.1126/science.aba7580>

Leber KM. Advances in marine stock enhancement: shifting emphasis to theory and accountability. In: Stickney RR, McVey JP. (eds.), *Responsible Marine Aquaculture*. CABI Publishing, Wallingford; 2002.

Lee CL, Purcell SW, Maguire G.B. Farming *Trochus*. *Aquaculture.* 2001; 8:1–8.

Leitão RP, Zuanon J, Mouillot D, Leal CG, Hughes RM, Kaufmann PR, Villéger S, Pompeu PS, Kasper D, Paula FR, Ferraz SFB, Gardner TA. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography.* 2018; 41(1):219–232. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>

Lorenzen K. Understanding and managing enhancement fisheries systems. *Rev Fish Sci.* 2008; 16(1–3):10–23. <https://doi.org/10.1080/10641260701790291>

Maack R. Geografia física do estado do Paraná. 4 ed. Ponta Grossa: Editora UEPG; 2012.

Mathias JA, Franzin WG, Craig JF, Babaluk JA, Flannagan JF. Evaluation of stocking in a large, Canadian Prairie lake. *N Am J Fish Manag.* Bethesda. 1992; 12(2):299-306. [https://doi.org/10.1577/1548-8675\(1992\)012<0299:EOSWFT>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8675(1992)012<0299:EOSWFT>2.3.CO;2)

McDowell N. Stream of escaped farm fish raises fears for wild salmon. *Nature.* 2002; 416:571.

Mello K, Taniwaki RH, Paula FR, Valente RA, Randhir TO, Macedo DR, Leal CG, Rodrigues CB, Hughes RM. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment,

planning, and future perspectives in Brazil. *J Environ Manage.* 2020; 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

Miranda EE (Coord.). *Brasil em Relevô*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite [Internet]. Brasil; 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>

Miranda LE, Krogman RM. Functional age as an indicator of reservoir senescence. *Fisheries.* 2015; 40(4):170-176.

Moilanen A, Leathwick J, Elith J. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biol.* 2008; 53:577–592. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01906.x>

Monoly BW, Lenanton R, Jackson G, Norriss J. Stock enhancement as a fisheries management tool. *Fish Biol Fish.* 2003; 13:409-432. <https://doi.org/10.1007/s11160-005-1886-7>

Nogueira MG, Jorcín A, Viana NC, Britto YCT. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). 84-125. In: Nogueira MG, Henry R, Jorcín A. (Eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascatas*. São Carlos. Rima; 2006. p.83-125.

Oliveira EF, Goulart E, Mente-Vera CV. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Braz J Biol.* 2004; 64(3A):447-458. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000300008>

Oliveira PTS, Rodrigues DBB, Alves Sobrinho T, Panachuki E. Processo Analítico Hierárquico Aplicado a Vulnerabilidade Natural a Erosão. *Geociências.* 2009; 28(4):417-424.

Orsi ML, Almeida FSA, Swarça AC, Claro-García A, Vianna NC, Garcia DAZ, Bialecki A. *Ovos, larvas e juvenis dos peixes da Bacia do Rio Paranapanema uma avaliação para a conservação*. Assis: Triunfal Gráfica e Editora; 2016.

Paula FR, Leal CG, Leitão RP, Ferraz SFB, Pompeu PS, Zuanon JAS, Hughes RM. The role of secondary riparian forests for conserving fish assemblages in eastern Amazon streams. *Hydrobiologia.* 2022; 849:4529-46. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04507-4>

Pio FPB, Vieira EM. Detecção das áreas úmidas na bacia do rio Piracicaba – MG, empregando técnicas de sensoriamento remoto. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto.* 2019:1132–1134.

Pokhriyal P, Rehman S, Areendran G, Raj K, Pandey R, Kumar M, Sahana M, Sajjad H. Assessing forest cover vulnerability in Uttarakhand, India using analytical hierarchy process. *Model Earth Syst Environ.* 2020; 6:821-831. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00710-y>

Purcell SW, Lee CL. Testing the efficacy of restocking trochus using broodstock transplantation and juvenile seeding – an ACIAR-funded project. *SPC Trochus Inf Bull.* 2001; 7:3–8.

Quirós R, Mari A. Factors contributing to the outcome of stocking programmes in Cuban reservoirs. *Fish Manag Ecol.* 1999; 6(3):241-254. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00133.x>

Radomski PJ, Goeman TJ. The homogenizing of Minnesota Lake fish assemblages. *Fisheries.* 1995; 20(7):20-23. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1995\)020<0020:THOMLF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1995)020<0020:THOMLF>2.0.CO;2)

Ross JLS. *Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados.* São Paulo: GEOUSP; 1994.

Saaty TL. *The Analytic Hierarchy Process and Health Care Problems.* New York: McGraw-Hill; 1980.

Saaty TL, Vargas LG. *Prediction, projection and forecasting: Applications of the Analytical Hierarchy Process in Economics, Finance, Politics, Games, and Sports.* Boston: Kluwer Academic Publishers; 1991.

Saaty T. *Método de análise hierárquica.* São Paulo: McGraw-Hill; 1991.

Sampaio T. Relatório sobre os estudos efetuados nos rios Itapetininga e Paranapanema. *Revista do Instituto de Geografia e Geologia;* 1944.

Sluter CR. Uma abordagem sistêmica para o desenvolvimento de projeto cartográfico como parte do processo de comunicação cartográfica. *Portal da Cartografia das Geociências.* 2008; 16(1):1-2008

Sousa AB, Carvalho DC, Melo DC, Seerig AS, Oliveira DAA, Ribeiro LP, Teixeira EA, Crepaldi DV. A utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. *Rev Bras Reprod Anim.* 2006; 30(3/4):100-104.

Spörl C. *Modelo de Fragilidade Ambiental Utilizando Redes Neurais Artificiais.* II SEPEGE, FFLCH-USP, 2004.

Spörl C, Ross JLS. *Análise Comparativa da Fragilidade Ambiental com Aplicação de Três Modelos.* GEOUSP, nº15, FFLCH-USP, 2004.

Sudepe. Portaria nº 47, de 27 de janeiro de 1971. Regulamenta normas e procedimentos para proteção à fauna aquática nos cursos d'água alterados por barragens. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1971/p_sudepe_46_1971_prote%C3%A7%C3%A3ofauna_hidel%C3%A9tricas.pdf.

Tempa K. District flood vulnerability assessment using Analytic Hierarchy Process (AHP) with historical flood events in Bhutan. *Plos One.* 2022; 17(6):e0270467. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0270467>

Tolche AD, Gurara MA, Pham QB, Anh DTA. Modelling and accessing land degradation vulnerability using remote sensing techniques and the analytical hierarchy process approach. *Geocarto Int.* 2022; 37(24):7122-42. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1959656>

- Vaidya OS, Kumar S. Analytic hierarchy process: An overview of applications. *Eur J Oper Res.* 2006; 169(1):1-29. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2004.04.028>
- Vehanen T. Fish and Fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. *Regulated Rivers: Research & Management.* 1997; 13(1):1-11. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199701\)13:1%3C1::AID-RRR419%3E3.0.CO;2-3](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/(SICI)1099-1646(199701)13:1%3C1::AID-RRR419%3E3.0.CO;2-3)
- Vieira F, Pompeu P. Peixamentos uma alternativa eficiente? *Ciênc hoje.* 2001; 30(175):29-33.
- Wang L, Seelbach PW, Hughes RM. Introduction to influences of landscape on stream habitat and biological assemblages. In: Hughes RM, Wang L, Seelbach PW (eds). *Landscape Influences on Stream Habitat and Biological Assemblages.* American Fisheries Society, Symposium; 2006. 48, p.1–23.
- Welcomme RL, Bartley DM. An evaluation of present techniques for the enhancement of fisheries. *FAO Fish Tech Pap.* 1998:1–36. <https://www.fao.org/3/w8514e/W8514E01.htm>
- Wright PJ, Trippel EA. Fishery-induced demographic changes in the timing of spawning: consequences for reproductive success. *Fish Fish.* 2009; 10(3):283–304. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00322.x>
- Zanaga D, Van de Kerchove R, De Keersmaecker W, Souverijns N, Brockmann C, Quast R, Wevers J, Grosu A, Paccini A, Vergnaud S, Cartus O, Santoro M, Fritz S, Georgieva I, Lesiv M, Carter S, Herold M, Li Linlin, Tsendbazar NE, Ramoino F, Arino O. 2021. *ESA WorldCover 10 m 2020 v100.* <https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936>
- Zeni JO, Perez-Mayorga MA, Roa-Fuentes CA, Brejao GL, Casatti L. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. *Aquat Conserv.: Mar Freshwater Ecosyst.* 2019; 29(8):1238–52. <https://doi.org/10.1002/aqc.3128>
- Ziober SR, Bialecki A, Gomes LC, Kipper D. The importance of a marginal lagoon as a fish nursery in the upper Paraná River floodplain. *Acta Limnol. Bras.* 2007; 19(4):369-381.

Lista de Tabelas

- Tab. 1 – Peso atribuído a cada subcritério em relação à fragilidade ambiental utilizados na elaboração dos mapas temáticos de cobertura da terra, pedologia e declividade dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.
- Tab. 2 – Matriz de comparação pareada, de acordo com a metodologia AHP.
- Tab. 3 – Classes de cobertura da terra e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.
- Tab. 4 – Classes de pedologia e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

Tab. 5 – Classes de declividade e percentual de área ocupada nos reservatórios de Rosana e Taquaruçu – São Paulo/Paraná, Brasil.

Tab. 6 – Percentual do nível de adequabilidade ao peixamento das sub-bacias analisadas dos reservatórios de Rosana e Taquaruçu - São Paulo/Paraná, Brazil.

Lista de Figuras

Fig. 1 - Representação esquemática da análise de dados indicando a sequência de passos

Fig. 2 – Mapa síntese do nível de adequabilidade ao peixamento, reservatório de Rosana e Taquaruçu São Paulo/Paraná, MS – estado do Mato Grosso do Sul. Id de cada sub-bacia hidrográfica identificada no mapa e na Tab. 6.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse trabalho foi pioneiro em quantificar a perda de fauna em ambientes fragmentados por reservatórios utilizando o índice de defaunação, e, apontar os grupos funcionais mais afetados. Também foi o primeiro a delimitar áreas destinadas ao peixamento com critérios técnicos e científicos com uso de dados secundários gratuitos e produção de dados primários em ambiente de Sistema de Informação Geográfica - SIG.

Os resultados obtidos enfatizam que ao planejar um peixamento deve se aplicar o índice de defaunação e aplicar a metodologia proposta no segundo capítulo; o que permite compreender a necessidade desta ação e seu carácter, ou seja, conservacionista e/ou socioeconômico. Essa metodologia contribui para conservação das espécies, diminuir recursos materiais, biológicos e financeiros, além de dar subsidiar a ação de manejo.

APÊNDIA A

Material suplementar do Capítulo 1. O material encontra-se nas normas do periódico *Biota Neotropica*

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Fish defaunation in reservoirs of the Lower Paranapanema River basin, Brazil

Ana Carolina Vizintim Fernandes Barros^a; Alan Deivid Pereira^b; Diego Azevedo Zoccal Garcia^b; Lucas Ribeiro Jarduli^{b,c}; Ana Paula Vidotto-Magnoni^d; Mário Luís Orsi^b;

Table S1. Studies between 1995 to 2018 that investigated fish diversity in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River basin, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| Reservoir | Reference |
|---------------|--|
| Rosana | <p>ABILHÔA, V. & BASTOS, L.P. 2008. Composição e estrutura da ictiofauna da Estação Ecológica do Caiuá, área de influência da UHE de Rosana (rio Paranapanema), sudeste do Brasil. <i>Arq. Ciên. Vet. Zool. UNIPAR</i>, 8(1):33-39.</p> <p>ALMEIDA, F.S., FRANTINE-SILVA, W., LIMA, S.C., GARCIA, D.A.Z. & ORSI, M.L. 2018. DNA barcoding as a useful tool for identifying non-native species of freshwater ichthyoplankton in the neotropics. <i>Hydrobiologia</i>. 817(1):111-19.</p> <p>BARRELLA, W. & PETRERE, J.R.M. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). <i>River Res. Appl.</i> 19(1):59-76.</p> <p>CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, southeastern Brazil. <i>Braz. J. Biol.</i> 63:213-222.</p> <p>CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná river basin, southeastern Brazil. <i>Braz. J. Biol.</i> 64: 757-765.</p> <p>CASATTI, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, Southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality and microhabitat diversity. <i>Biota Neotrop.</i> 5(1): 75-83.</p> <p>CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 3(1): 1-31.</p> <p>CUNICO, A.M., AGOSTINHO, A.A. & LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. <i>Rev. Bras. Zool.</i> 23(4):1101-1110.</p> <p>CUNICO, A.M., GRAÇA, W.J., AGOSTINHO, A.A., DOMINGUES, W.M. & LATINI, J.D. 2009. Fish, Maringá urban streams, Pirapó river drainage, upper Paraná river basin, Paraná State, Brazil. <i>Check List.</i> 5(2):273-280.</p> <p>FERRAREZE, M. & NOGUEIRA, M.G. 2011. Importance of lateral lagoons for the ichthyofauna in a large tropical reservoir. <i>Braz. J. Biol.</i> 71(4):807–820.</p> <p>GARCIA, D.A. & BENEDITO, E. 2010. Variation in energy density of Loricariichthys platymetopon (Siluriformes: Loricariidae) in the upper Paraná River basin. <i>Neotrop. Ichthyol.</i> 8(2):321-327.</p> <p>GARCIA, D.A.Z., CASIMIRO, A.C.R., COSTA, A.D.A., YABU, M.H.S., LEME, G.L.A & ORSI, M.L. 2017. New occurrence of a non-native ornamental cichlid in the Paranapanema River, southern Brazil. <i>Neotrop. Biol. Conserv.</i> 12(2):159-163.</p> |

| Reservoir | Reference |
|-----------|--|
| | <p>GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., CASIMIRO, A.C.R., JARDULI, L.R., YABU, M.H.S., FERRAZ, J.D. & ORSI, M.L. (in prep.). Fishes from the Pirapozinho and Anhumas rivers, Lower Paranapanema River basin.</p> <p>KIPPER, D., BIALETZKI, A. & SANTIN, M. 2011. Taxonomic composition of the assemblage of fish larvae in the Rosana reservoir, Paranapanema River, <i>Brazil</i>. <i>Biota Neotrop.</i> 11(1): 421-426.</p> <p>PAGOTTO, J.P.A., VERÍSSIMO, S., GOULART, E. & MISE, F.T. 2012. Fishes (Osteichthyes: Actinopterygii) from the Pirapó River drainage, upper Paraná River basin, Paraná state, Brazil. <i>Check List</i> 8(3):463-468.</p> <p>PELICICE, F., AGOSTINHO, A.A. & THOMAZ, S.M. 2005. Fish assemblages associated with <i>Egeria</i> in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. <i>Acta Oecologica.</i> 27:9-16.</p> <p>PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (<i>Cichla kelberi</i>) in a Neotropical reservoir. <i>Biol. Invasions.</i> 11:1789-1801.</p> <p>PELICICE, F.M., LATINI, J.D. & AGOSTINHO, A.A. 2014. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. <i>Hydrobiologia.</i> 746(1):271-283.</p> <p>SOUZA, F., SANTOS, C.J., MATEUSSI, N.T.B., ZUANON, L.A. & OTA, R.R. 2014. Variação espacial na estrutura da ictiofauna em dois riachos na bacia do Rio Pirapó. <i>Rev Meio Amb Sust.</i> 6(3):366 – 382.</p> |
| Taquaruçu | <p>ALMEIDA, F.S., FRANTINE-SILVA, W., LIMA, S.C., GARCIA, D.A.Z. & ORSI, M.L. 2018. DNA barcoding as a useful tool for identifying non-native species of freshwater ichthyoplankton in the neotropics. <i>Hydrobiologia.</i> 817(1):111-19.</p> <p>BRITTO, S.G.C. & CARVALHO, E.D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu reservoir, Paranapanema River (upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. <i>Acta Limnol. Bras.</i> 18(4):377-388.</p> <p>CARVALHO, E.D., BRITTO, S.G.C. & ORSI, M.L. 2005. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. In: <i>Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo</i> (O. Rocha, E.L.G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J.R. Verani & A.C. Rietzler, eds). Editora da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. p.253-273.</p> <p>CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 3(1): 1-31.</p> <p>GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., CASIMIRO, A.C.R., JARDULI, L.R., YABU, M.H.S., FERRAZ, J.D. & ORSI, M.L. (in prep.). Fishes from the Pirapozinho and Anhumas rivers, Lower Paranapanema River basin.</p> <p>VIDOTTO-MAGNONI, A.P., GARCIA, D.A.Z., COSTA, A.D.A., SOUZA, J.G., YABU, M.H.S., ALMEIDA, F.S & ORSI, M.L. 2015. Ichthyofauna of streams of the Lower Paranapanema River basin, state of Paraná, Brazil. <i>Check List</i> 11(5):1756.</p> |
| Capivara | <p>ALMEIDA, F.S., FRANTINE-SILVA, W., LIMA, S.C., GARCIA, D.A.Z. & ORSI, M.L. 2018. DNA barcoding as a useful tool for identifying non-native species of freshwater ichthyoplankton in the neotropics. <i>Hydrobiologia.</i> 817(1):111-19.</p> <p>BARRELLA, W. & PETRERE, J.R.M. 2003. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). <i>River Res. Appl.</i> 19(1):59-76.</p> <p>BENNEMANN, S.T., CAPRA, L.G., GALVES, W. & SHIBATTA, O.A. 2006. Dinâmica trófica de <i>Plagioscion squamosissimus</i> (Perciformes, Sciaenidae) em trechos de influência da represa Capivara (rios Paranapanema e Tibagi). <i>Iheringia Sér. Zool.</i> 96(1):115-119.</p> |

| Reservoir | Reference |
|-----------|---|
| | BENNEMANN, S.T., GALVES, W. & CAPRA, L.G. 2011. Food resources used by fishes and trophic structure of four stretches in Capivara reservoir (Paranapanema River). <i>Biota Neotrop.</i> 11(1): 63-71. |
| | BENNEMANN, S.T., SHIBATTA, O.A. & GARAVELLO, J.C. 2000. Peixes do rio Tibagi: uma abordagem ecológica. Londrina: Editorial UEL. |
| | BENNEMANN, S.T., SILVA-SOUZA, A.T. & ROCHA, G.R.A. 1995. Composición ictiofaunística em cinco localidades de la cuenca del rio Tibagi PR - Brasil. <i>Interc.</i> 20(1): 7-13. |
| | CARVALHO, E.D., BRITTO, S.G.C. & ORSI, M.L., 2005. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. In: <i>Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo</i> (O. Rocha, E.L.G. Espíndola, N. Fenerich-Verani, J.R. Verani & A.C. Rietzler, eds). Editora da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. p.253-273. |
| | CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 3(1): 1-31. |
| | CLARO-GARCIA, A., ASSEGA, F.M. & SHIBATTA, O.A. 2018. Diversity and distribution of ichthyofauna in streams of the middle and lower Tibagi river basin, Paraná, Brazil. <i>Check List.</i> 14(1):43-53. Costa et al. 2013; |
| | DIAS, J.H.P. 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com as características morfométricas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. |
| | FRANTINE-SILVA, W., SOFIA, S.H., ORSI, M.L. & ALMEIDA, F.S. 2015. DNA barcoding of freshwater ichthyoplankton in the Neotropics as a tool for ecological monitoring. <i>Mol. Ecol. Resour.</i> 15: 1226-1237. |
| | GALINDO, B.A. 2014. Diversidade de peixes do Rio Laranjinha – Alto Rio Paraná. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Londrina, Paraná. |
| | GALVES, W., SHIBATTA, A.O. & JEREP, F.C. 2007. Fish, Taquara river basin, northern of the state of Paraná, Brazil. <i>Check List.</i> 3(3):253-259. |
| | GARCIA, D.A.Z., COSTA, A.D.A., LEME, G.L.A. & ORSI, M.L. 2014. Biology of black bass <i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802) fifty years after the introduction in a small drainage of the Upper Paraná River basin, Brazil. <i>Biodiversitas.</i> 15(2):180–185. |
| | GARCIA, D.A.Z., HERNANDES, M.C., SILVA-SOUZA, Â.T. & ORSI, M.L. 2015. Establishment of non-native predator (Pisces, Erythrinidae) in a tributary of the Upper Paraná River basin, south Brazil. <i>Neotrop. Biol. Conserv.</i> 10(3):177–181. |
| | GARCIA, D.A.Z., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., COSTA, A.D.A., CASIMIRO, A.C.R., JARDULI, L.R., FERRAZ, J.D., ALMEIDA, F.S. & ORSI, M. 2019. Importance of the Congonhas River for the conservation of the fish fauna of the Upper Paraná basin, Brazil. <i>Biodiversitas.</i> 20(2): 474-481. |
| | HOFFMANN, A.C., NASCIMENTO, R.H.C. & SHIBATTA, O.A. 2015. Fish fauna from tributaries throughout the Tibagi river basin, upper Paraná, basin, Brazil. <i>Check List.</i> 11(6):1815. |
| | HOFFMANN, A.C., ORSI, M.L. & SHIBATTA, O.A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. <i>Iheringia Sér. Zool.</i> 95(3):319-325. |
| | JEREP, F.C., SHIBATTA, O.A., PEREIRA, E.H.L. & OYAKAWA, O.T. 2006. Two new species of <i>Isbrueckerichthys</i> Derijst, 1996 (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Paranapanema basin, Brazil. <i>Zootaxa</i> , 1372:53-68. |
| | JEREP, F.C. & SHIBATTA, O.A. 2017. A new species of <i>Bryconamericus</i> (Characidae: Stevardiinae: Diapomini) from the upper rio Paraná basin, Brazil. <i>Neotrop. Ichthyol.</i> 15(3): e170028. |

| Reservoir | Reference |
|-----------------|--|
| | <p>LUIZ, E.A., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A. & BULLA, C. 2003. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. <i>Acta Sci Biol Sci. Maringá</i>, 25(1):107-114.</p> <p>OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 5(1): 95-107.</p> <p>ORSI, M.L. 2010. Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema, Reservatório de Capivara. <i>Blucher Acadêmico</i>, São Paulo.</p> <p>ORSI, M.L. & BRITTON, J.R. 2014. Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. <i>J. Fish Biol.</i>, 84(6):1964-1970.</p> <p>RAIO, C.B. & BENNEMANN, S.T. 2010. A ictiofauna da bacia do rio Tibagi e o projeto de construção da UHE Mauá, Paraná, Brasil. <i>Semina: Ciências Biológicas e da Saúde</i>, 31(1):15-20.</p> <p>SANT'ANNA, J.F.M., ALMEIDA, M.C., VICARI, M.R., SHIBATTA, O.A. & ARTONI, R.F. 2006. Levantamento rápido de peixes em uma lagoa marginal do rio Imbituva na bacia do Alto rio Tibagi, Paraná, Brasil. <i>Publicatio. UEPG Ciências Biológicas e da Saúde</i>, Ponta Grossa, 12(1):39-46.</p> <p>SHIBATTA, A.O., ORSI, M.L. & ARTONI, R.F. 2006. Estratégia reprodutiva dos peixes do Parque Estadual de Vila Velha. In: <i>Peixes do Parque Estadual de Vila Velha: aspectos da história natural, da biologia evolutiva e da conservação</i> (R.F. Artoni & O.A. Shibatta, eds). Editora UEPG, Ponta Grossa, p.67-77.</p> <p>SHIBATTA, O.A., BENNEMANN, S.T., MORI, H. & SILVA, D.F. 2008. Riqueza biológica e ecológica dos peixes do Ribeirão Varanal. In: <i>A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade do Paraná</i> (S.T. Bennemann, O.A. Shibatta & A.O.D. Vieira, eds) Londrina, EDUEL, p.77-97.</p> <p>SHIBATTA, O.A & CHEIDA, C.C. 2003. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. <i>Rev. Bras. Zool.</i> 20(3):469-473.</p> <p>SHIBATTA, O.A., GEALH, A.M. & BENNEMANN, S.T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 7(2).</p> <p>SHIBATTA, O.A., ORSI, M.L., BENNEMANN, S.T. & SILVA-SOUZA, Â.T. 2002. Diversidade e distribuição de peixes na bacia do rio Tibagi. In: <i>A bacia do rio Tibagi</i> (M.E. Medri, E. Bianchini, O.A. Shibatta & J. A. Pimenta, eds.). Londrina, p.403-423.</p> <p>SILVA, J.F.M., JEREP, F.C. & BENNEMANN, S.T. 2015. New record and distribution extension of the endangered freshwater fish <i>Cnesterodon hypselurus</i> (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the upper Paraná River basin, Brazil. <i>Check List.</i> 11(6):1811.</p> <p>VIANNA, N.C. & NOGUEIRA, M.G. 2008. Ichthyoplankton and limnological factors in the Cinzas River-an Alternative spawning site for fishes in the middle Paranapanema River basin, Brazil. <i>Acta Limnol Bras.</i> 20:139-151.</p> <p>VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. <i>Biota Neotrop.</i> 7(1): 57-65.</p> |
| Canoas I | <p>ALMEIDA, F.S., FRANTINE-SILVA, W., LIMA, S.C., GARCIA, D.A.Z. & ORSI, M.L. 2018. DNA barcoding as a useful tool for identifying non-native species of freshwater ichthyoplankton in the neotropics. <i>Hydrobiologia.</i> 817(1):111-19.</p> <p>ALMEIDA, F.S., LOPES, C.M., ORSI, M.L., SIROL, R.N. & SODRÉ, L.M.K. 2013. Genetic monitoring by RAPD markers for repopulation programs of <i>Salminus brasiliensis</i> (Pisces, Characiformes). <i>Acta Scient. Animal Sciences, Maringá</i>, 35(2):119-126.</p> |

| Reservoir | Reference |
|------------------|--|
| | BRITTO, S.G. & CARVALHO, E.D. 2013. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. <i>Fish. Manag. Ecol.</i> 20(5):426-433. |
| | BRITTO, S.G.C. & SIROL, R.N. 2005. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do Complexo Canoas, Médio Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: <i>Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata</i> (M.G. Nogueira, R. Henry & A. Jorcin, eds). 1ª ed., São Carlos: RiMa. p.285-304. |
| | CASIMIRO, A.C.R., GARCIA, D.A.Z., COSTA, A.D.A., BRITTON, J.R. & ORSI, M.L. 2017. Impoundments facilitate a biological invasion: dispersal and establishment of non-native armoured catfish <i>Loricariichthys platymetopon</i> (Isbrückler & Nijssen, 1979) in a Neotropical river. <i>Limnol.</i> 62:34–37. |
| | DIAS, J.H.P., 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com as características morfométricas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. |
| | FRANTINE-SILVA, W., SOFIA, S.H., ORSI, M.L. & ALMEIDA, F.S. 2015. DNA barcoding of freshwater ichthyoplankton in the Neotropics as a tool for ecological monitoring. <i>Mol. Ecol. Resour.</i> 15: 1226-1237. |
| | ORSI, M.L. 2010. Estratégias reprodutivas de peixes da região média-baixa do rio Paranapanema, Reservatório de Capivara. <i>Blucher Acadêmico</i> , São Paulo. |
| Canoas II | ALMEIDA, F.S., FRANTINE-SILVA, W., LIMA, S.C., GARCIA, D.A.Z. & ORSI, M.L. 2018. DNA barcoding as a useful tool for identifying non-native species of freshwater ichthyoplankton in the neotropics. <i>Hydrobiologia.</i> 817(1):111-19. |
| | ALMEIDA, F.S., LOPES, C.M., ORSI, M.L., SIROL, R.N. & SODRÉ, L.M.K. 2013. Genetic monitoring by RAPD markers for repopulation programs of <i>Salminus brasiliensis</i> (Pisces, Characiformes). <i>Acta Scient. Animal Sciences, Maringá</i> , 35(2):119-126. |
| | BRITTO, S.G. & CARVALHO, E.D. 2013. Reproductive migration of fish and movement in a series of reservoirs in the Upper Parana River basin, Brazil. <i>Fish. Manag. Ecol.</i> 20(5):426-433. |
| | BRITTO, S.G.C. & SIROL, R.N. 2005. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do Complexo Canoas, Médio Rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: <i>Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata</i> (M.G. Nogueira, R. Henry & A. Jorcin, eds). 1ª ed., São Carlos: RiMa. p.285-304. |
| | CASIMIRO, A.C.R., GARCIA, D.A.Z., COSTA, A.D.A., BRITTON, J.R. & ORSI, M.L. 2017. Impoundments facilitate a biological invasion: dispersal and establishment of non-native armoured catfish <i>Loricariichthys platymetopon</i> (Isbrückler & Nijssen, 1979) in a Neotropical river. <i>Limnol.</i> 62:34–37. |
| | DIAS, J.H.P. 2003. Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com as características morfométricas e limnológicas dos compartimentos da bacia. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. |
| | FRANTINE-SILVA, W., SOFIA, S.H., ORSI, M.L. & ALMEIDA, F.S. 2015. DNA barcoding of freshwater ichthyoplankton in the Neotropics as a tool for ecological monitoring. <i>Mol. Ecol. Resour.</i> 15: 1226-1237. |
| | SHIBATTA, O.A. & BENINE, R.C. 2005. A new species of <i>Microglanis</i> (Siluriformes: Pseudopimelodidae) from upper rio Paraná basin, Brazil. <i>Neotropical Ichthyologi.</i> 3(4):579-585. |
| | SOUTO, A.C., VIDOTTO-MAGNONI, A.P., BRANDÃO, H., RAMOS, I.P. & CARVALHO, E.D. 2011. Actinopterygii, Siluriformes, Loricariidae, <i>Loricariichthys platymetopon</i> Isbrucker and Nijssen, 1979: first record in Reservoir of Canoas II, Middle Paranapanema River, border of the states of São Paulo and Parana, Brazil. <i>Check List.</i> 7(3):279-281. |

Table S2. Native fish fauna present in the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, Brazil. Taxonomic classification followed Fricke, Eschmeyer and Fong 2022.

| Order/Species | Reservoirs | | | | |
|---|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| Characiformes | | | | | |
| Crenuchidae | | | | | |
| <i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956 | X | X | X | | |
| <i>Characidium schubarti</i> Travassos 1955 | | | X | | |
| <i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann 1909 | X | | X | | |
| Erythrinidae | | | | | |
| <i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i> (Bloch 1794) | X | X | X | X | X |
| Parodontidae | | | | | |
| <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879) | X | X | X | X | X |
| <i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944 | X | X | X | | |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907) | X | X | X | X | X |
| <i>Parodon nasus</i> Kner 1859 | X | X | X | | X |
| Cynodontidae | | | | | |
| <i>Raphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz 1829 | X | X | X | | |
| Serrasalminidae | | | | | |
| <i>Myloplus tiete</i> (Eigenmann & Norris 1900) | X | X | X | X | X |
| <i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887) | | | X | X | X |
| <i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858 | X | X | X | X | X |
| Anostomidae | | | | | |
| <i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes 1850) | | X | X | X | X |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski 1987 | X | X | X | | X |
| <i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794) | X | X | X | X | X |
| <i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945 | X | X | X | | X |
| <i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915 | X | X | X | X | X |
| <i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski 1987 | X | X | X | X | |
| <i>Leporinus striatus</i> Kner 1858 | X | X | X | X | X |
| <i>Megaleporinus elongatus</i> (Valenciennes 1850) | X | X | X | X | X |
| <i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837) | X | X | X | X | X |
| <i>Schizodon altoparanae</i> Garavello & Britski 1990 | | X | X | | X |
| <i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990 | X | X | X | X | X |
| <i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858 | X | X | X | X | X |
| Curimatidae | | | | | |
| <i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948) | X | X | X | X | X |
| <i>Cyphocharax naegelii</i> (Steindachner 1881) | | X | X | X | X |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948) | X | X | X | X | X |
| Prochilodontidae | | | | | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837) | X | X | X | X | X |
| Lebiasinidae | | | | | |
| <i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903 | X | X | X | | X |
| Bryconidae | | | | | |
| <i>Brycon nattereri</i> Günther 1864 | | | X | | |
| <i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850) | | | X | | |
| <i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816) | X | X | X | X | X |
| <i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850 | | X | X | X | X |
| Acestrorhynchidae | | | | | |

| Order/Species | Reservoirs | | | | |
|---|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875) | X | X | X | X | X |
| Characidae | | | | | |
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903 | X | | X | | |
| <i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007 | X | X | X | | |
| <i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier 1819) | X | X | X | X | X |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875) | X | X | X | X | X |
| <i>Astyanax aff. paranae</i> Eigenmann 1914 | X | X | X | | |
| <i>Astyanax paranae</i> Eigenmann 1914 | | | X | | |
| <i>Astyanax aff. scabripinnis</i> (Jenyns 1842) | | | X | | |
| <i>Bryconamericus aff. iheringii</i> (Boulenger 1887) | X | X | X | | |
| <i>Bryconamericus coeruleus</i> Jerep & Shibatta 2017 | | | X | | |
| <i>Cheirodon stenodon</i> Eigenmann 1915 | | | X | | |
| <i>Galeocharax gulo</i> (Cope 1870) | X | X | X | X | X |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911 | X | | X | X | X |
| <i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann 1907) | | | X | | |
| <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis 1911 | | | X | | |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner 1877) | | | X | | |
| <i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908 | X | X | X | X | X |
| <i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907) | X | X | | | |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983 | X | X | X | | |
| <i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos 1945 | X | X | | | |
| <i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908) | X | X | X | X | |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867 | X | X | X | | |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915) | X | X | X | X | X |
| Gymnotiformes | | | | | |
| Gymnotidae | | | | | |
| <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758 | X | X | X | X | |
| <i>Gymnotus omarorum</i> Richer-de-Forges, Crampton & Albert 2009 | | X | X | | |
| <i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999 | X | X | X | | |
| Rhamphichthyidae | | | | | |
| <i>Rhamphichthys cf. rostratus</i> (Linnaeus 1766) | X | | | | |
| Sternopygidae | | | | | |
| <i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966 | X | X | X | X | |
| <i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836) | X | X | X | X | X |
| <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801) | X | X | X | X | X |
| Apteronotidae | | | | | |
| <i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus 1766) | | | X | | |
| <i>Apteronotus brasiliensis</i> (Reinhardt 1852) | | | X | | |
| <i>Sternarchorhynchus britskii</i> Campos-da-Paz 2000 | | | X | | |
| Siluriformes | | | | | |
| Cetopsidae | | | | | |
| <i>Cetopsis gobioides</i> Kner 1858 | X | X | X | | X |
| Aspredinidae | | | | | |
| <i>Bunocephalus larai</i> Ihering 1930 | X | | X | | |
| Auchenipteridae | | | | | |
| <i>Ageneiosus militaris</i> Valenciennes 1835 | X | | X | X | X |

| Order/Species | Reservoirs | | | | |
|--|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| <i>Glanidium cesarpintoi</i> Ihering 1928 | | | X | | |
| <i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930) | X | X | X | | X |
| Doradidae | | | | | |
| <i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner 1855) | X | X | X | X | X |
| Heptapteridae | | | | | |
| <i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes 1959 | X | X | X | | |
| <i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala 1989 | X | | X | | |
| <i>Imparfinis mirini</i> Haseman 1911 | X | X | X | | |
| <i>Phenacorhamdia hoehnei</i> (Miranda Ribeiro 1914) | X | | | | |
| <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart 1964) | X | X | X | | |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917 | X | | X | | |
| <i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835) | X | | X | | |
| <i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann 1910 | | | X | | |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824) | X | X | X | | |
| <i>Rhamdiopsis moreirai</i> Haseman 1911 | | | X | | |
| Pimelodidae | | | | | |
| <i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874) | X | X | X | X | X |
| <i>Megalonema platanum</i> (Günther 1880) | | X | X | | |
| <i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta 1995 | | | X | | |
| <i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803 | X | X | X | X | X |
| <i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner 1877 | X | | X | | |
| <i>Pimelodus paranaensis</i> Britski & Langeani 1988 | | | X | | |
| <i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829) | X | X | X | X | X |
| <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz 1829) | | | X | X | X |
| <i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro 1918) | | | X | | |
| <i>Zungaro jahu</i> (Ihering 1898) | | X | X | | |
| Pseudopimelodidae | | | | | |
| <i>Microglanis garavelloi</i> Shibatta & Benine 2005 | | | X | | X |
| <i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes 1835) | | | X | X | X |
| <i>Rhyacoglanis paranensis</i> Shibatta & Vari 2017 | | | X | | |
| Trichomycteridae | | | | | |
| <i>Paravandellia oxyptera</i> Miranda Ribeiro 1912 | | | X | | |
| <i>Trichomycterus candidus</i> (Miranda Ribeiro 1949) | | | X | | |
| <i>Trichomycterus castroi</i> de Pinna 1992 | | | X | | |
| <i>Trichomycterus davisii</i> (Haseman 1911) | X | | X | | |
| <i>Trichomycterus diabolus</i> Bockmann, Casatti & de Pinna 2004 | X | | X | | |
| Callichthyidae | | | | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758) | X | X | X | | |
| <i>Corydoras aeneus</i> (Gill 1858) | X | X | X | | |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner 1910 | | | X | | |
| <i>Corydoras longipinnis</i> Knaack 2007 | | | X | | |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842) | | | X | | |
| <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828) | X | | X | | |
| Loricariidae | | | | | |
| <i>Ancistrus cf. cirrhosus</i> (Valenciennes 1836) | | | X | | |

| Order/Species | Reservoirs | | | | |
|---|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| <i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello 2003) | | | X | | |
| <i>Hisonotus depressinotus</i> (Miranda Ribeiro 1918) | | | X | | |
| <i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering 1928) | X | X | X | | |
| <i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan 1908) | | X | X | | |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911) | X | X | X | X | X |
| <i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering 1905) | X | | X | | |
| <i>Hypostomus iheringii</i> (Regan 1908) | X | | X | | |
| <i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908) | | X | X | | |
| <i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart 1964) | X | X | X | | |
| <i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering 1905) | X | X | X | | |
| <i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905) | X | X | X | | |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908) | X | X | X | | |
| <i>Hypostomus tietensis</i> (Ihering 1905) | | | X | X | X |
| <i>Hypostomus topavae</i> (Godoy 1969) | X | | X | | |
| <i>Isbrueckerichthys calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa 2006 | | | X | | |
| <i>Isbrueckerichthys saxicola</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa 2006 | | | X | | |
| <i>Loricaria simillima</i> Regan 1904 | | | X | | |
| <i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881) | | X | X | X | X |
| <i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani 1990 | | | X | | |
| <i>Neoplecostomus selenae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008 | | | X | | |
| <i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008 | X | | X | | |
| <i>Otothyropsis biannicus</i> Calegari, Lehmann A. & Reis 2013 | | | X | | |
| <i>Paraloricaria vetula</i> (Valenciennes 1835) | X | | | | |
| <i>Proloricaria prolixa</i> (Isbrücker & Nijssen 1978) | X | X | X | X | X |
| <i>Rhinelepis strigosa</i> Valenciennes 1840 | | X | X | X | X |
| <i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900) | X | | X | | |
| <i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & de Araujo 1994 | X | | X | | |
| Synbranchiformes | | | | | |
| Synbranchidae | | | | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795 | X | X | X | X | X |
| Cichliformes | | | | | |
| Cichlidae | | | | | |
| <i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842) | | | X | | |
| <i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983 | X | X | X | | |
| <i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982 | X | X | X | X | X |
| <i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski 1974 | X | | X | | |
| <i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911 | | X | X | | |
| <i>Crenicichla jupiaensis</i> Britski & Luengo 1968 | | | X | | |
| <i>Crenicichla lepidota</i> Heckel 1840 | | | X | | |
| <i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg 1891) | X | X | X | X | X |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824) | X | X | X | X | X |
| Cyprinodontiformes | | | | | |
| Cynolebiidae | | | | | |
| <i>Melanorivulus apiamici</i> (Costa 1989) | X | | | | |
| Poeciliidae | | | | | |

| Order/Species | Reservoirs | | | | |
|---|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| <i>Cnesterodon hypselurus</i> Lucinda & Garavello 2001 | | | X | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008 | X | X | X | | |
| TOTAL | 91 | 80 | 141 | 49 | 53 |

Table S3. References consulted for classification of functional groups: feeding habit, reproductive strategies, fertilization and parental care, of the species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| Functional group | Reference |
|------------------|---|
| Trophic guild | <p>ABILHOA, V. 2010. Ictiofauna no Rio Paranapanema. "Elaboração de estudos para implantação dos parques aquícolas nos reservatórios do rio Paranapanema." GIA, Curitiba-PR.</p> <p>AGOSTINHO, A.A., RODRIGUES, L., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. & MIRANDA, L.E. 2004. Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain-LTER site 6. Maringá: Eduem.</p> <p>BENNEMANN, S.T., WANNER, G. & CAPRA, L.G. 2011. Food resources used by fishes and trophic structure of four stretches in Capivara reservoir (Paranapanema River). <i>Biota Neotrop</i> 11(1):63-71.</p> <p>BOCKMANN, F.A. & CASTRO, R.M.C. 2010. The blind catfish from the caves of Chapada Diamantina, Bahia, Brazil (Siluriformes: Heptapteridae): description, anatomy, phylogenetic relationships, natural history, and biogeography. <i>Neotrop Ichthyol</i> 8(4):673-706.</p> <p>CASATTI, L., TERESA, F.B., GONÇALVES-SOUZA, T., BESSA, E., MANZOTTI, A.R., GONÇALVES, C.D.A.S. & ZENI, J.D.E.O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? <i>Neotrop Ichthyol</i> 10(1):205-214.</p> <p>CASATTI, L., MENDES, H.F. & FERREIRA, K.M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. <i>Braz. J. Biol</i> 63(2):213-222.</p> <p>CASATTI, L., FERREIRA, C.D.E.P. & CARVALHO, F.R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. <i>Hydrobiologia</i> 632(1): 273-283.</p> <p>CASATTI, L., FERREIRA, C.P. & LANGEANI, F. 2009 A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. <i>Hydrobiologia</i> 623(1): 173-189.</p> <p>CORRÊA, C.E., HAHN, N.S. & DELARIVA, R.L. 2009. Extreme trophic segregation between sympatric fish species: the case of small sized body <i>Aphyocharax</i> in the Brazilian Pantanal. <i>Hydrobiologia</i> 635:57-65.</p> <p>DIAS, R.M., ORTEGA, J.C.G. & GOMES, L.C, AGOSTINHO AA. 2017. Trophic relationships in fish assemblages of Neotropical floodplain lakes: selectivity and feeding overlap mediated by food availability. <i>Iheringia, Sér Zool</i> 107.</p> <p>DUKE Energy. 2008. Peixes do rio Paranapanema. Horizonte Geográfico, 2º Ed. São Paulo.</p> <p>PEREIRA, R.C, ROSA, F.R. & RESENDE, E.K. 2012. Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da porção oeste da bacia do Alto Paraná. Corumbá: Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 117.</p> <p>FERNANDES, M.N., CASTRO, F.J. & MAZON, A.F. 2003 Scanning electron microscopy of the gill raker of the Loricariid fish, <i>Rhinelepis strigosa</i>. <i>Acta Microsc</i> 12:511-512.</p> <p>FERREIRA, A., GERHARD, P. & CYRINO, J.E.P. 2012. Diet of <i>Astyanax paranae</i> (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. <i>Iheringia, Sér Zool</i> 102(1):80-87.</p> <p>FLORES, S., ARAYA, P.R. & HIRT, L.M. 2009. Fish diversity and community structure in a tributary stream of the Paraná River. <i>Acta Limnol Bras</i> 21(1):57-66.</p> <p>GRAÇA, W.J.D.A. & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM.</p> <p>GURGEL, D.E.A. & VIEIRA, B. 1998. Dieta de <i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840 (Perciformes, Cichlidae) da lagoa Redonda, Nisia Floresta/RN. <i>Acta Sci Biol Sci</i> 20(2):191-194.</p> <p>HAHN, N.S., FUGI, R., PERETTI, D., RUSSO, M.R. & LOUREIRO-CRIPPA, V.E. 2002. Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná. In: A planície de inundação do alto rio Paraná. Maringá/PR: UEM-NUPELIA. Relatório PELD.</p> |

-
- LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., BINI, L.M., FUGI, R., AGOSTINHO, A.A. & JÚLIO JR, H.F. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotrop. Ichthyol* 4:61–68.
- MESCHIATTI, A.J. & ARCIFA, M.S. 2009. A review on the fish fauna of Mogi-Guaçu River basin: a century of studies. *Acta Limnol Bras* 21(1):135 – 159.
- OLIVEIRA, D.C.D.E & BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotrop* 5(1): 95-107.
- OTA, R.R., DEPRA, G.D.E.C., DA GRACA, W.J. & PAVANELLI, C.S. 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. *Neotrop Ichthyol* 16(2).
- POLAZ, C.N.M., FERREIRA, F.C. & JÚNIOR, M.P. 2017. The protected areas system in Brazil as a baseline condition for wetlands management and fish conservancy: the example of the Pantanal National Park. *Neotrop Ichthyol* 15(3).
- ROLLA, A.P.P.R., ESTEVES, K.E. & ÁVILA-DA-SILVA, A.O. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotrop Ichthyol* 7(1): 65-79.
- SANT'ANNA, J.F.M., DE ALMEIDA, M.C., VICARI, M.R., SHIBATTA, O.A. & ARTONI, R.F. 2006. A quick survey of the fish community in a marginal lagoon of the Imbituva river, in the Upper Tibagi basin, in Paraná, Brazil. *UEPG Ci. Biol Saúde* 12(1):39-43.
- SILVA, J.C.D.A., DEKARIVA, R.L. & BONATO, K.O. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10(2).
- SILVA, J.C.D.A., DELARIVA, R.L., BONATO, K.O. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. *Neotrop Ichthyol* 10(2):389-399.
- SMITH, W.S., BIAGIONI, R.C. & HALCSIK, L. 2013. Fish fauna of Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brazil. *Biota Neotrop* 13(2).
- VIDOTTO-MAGNONI, A.P. 2009. Ecologia trófica das assembléias de peixes do reservatório de Chavantes (Médio rio Paranapanema, SP/PR). PhD Thesis, Universidade Estadual Paulista-UNESP Botucatu.
- ZANIBONI FILHO, E., MEURER, S., SHIBATTA, O.A. & NUÑER, A.P.D.E.O. 2004. Catálogo ilustrado de peixes do alto Rio Uruguai. Florianópolis: Editora da UFSC: Tractebel Energia.
-
- Migratory behavior** AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SUZUKI, H.I. & JÚLIO JR, H.F. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In *Migratory Fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust, The World Bank and The International Development Research Centre.
- SUZUKI, H.I., VAZZOLER, A.E.A.M., MARQUES, E.E., LIZAMA, M.L.A.P. & INADA, P. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblage. In: *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
-
- Fertilization** AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., SUZUKI, H.I. & JÚLIO JR, H.F. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: *Migratory Fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Victoria: World Fisheries Trust, The World Bank and The International Development Research Centre.
- BURNS, J. R., S. H. WEITZMAN, H. J. GREER & N. A. MENEZES. 1995. Internal fertilization, testis and sperm morphology in glandulocaudine fishes (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae). *Journal of Morphology*, 224: 224-145.
- BURNS, J. R., WEITZMAN, S. H. & MALABARBA, L. R. 1997. Insemination in eight species of Cheirodontinae fishes (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae). *Copeia*, 1997 (2): 433-438.
- BURNS, J. R.; WEITZMAN, S. H.; LANGE, K. R. & MALABARBA, L. R. 1998. Sperm ultrastructure in characid fishes (Teleostei: Ostariophysii). In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena Z. M. S. & Lucena C. A. S. eds. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre, Edipucrs. P.235-244.
- BURNS, J. R., WEITZMAN, S. H., MALABARBA, L. R. & MEISNER, A. D. 2000. Sperm modifications in inseminating ostariophysan fishes, with new
-

documentation of inseminating species. In: B. Norberg, O. S. Kjesbu, G. L. Taranger, E. Andersson and S. O. Stefansson (eds.), Proceedings of the 6th International Symposium on the Reproductive Physiology of Fish. Institute of Marine Resources and University of Bergen, Bergen, Norway. P.255.

BURNS, J. R. & WEITZMAN, S. H. 2005. Insemination in Ostariophysan Fishes. In: Grier, H. J. & Uribe, M. C. (eds.) Viviparous Fishes. Florida, New Life Publications. P.107-134.

BURNS, J. R., QUAGIO-GRASSIOTTO, I. & JAMIESON, B. G. M. 2009. Ultrastructure of spermatozoa: Ostariophysi. In: Jamieson, B. G. M. (Ed.). Reproductive biology and phylogeny of fish (Agnatha and Osteichthyes). Science Publishers, Enfield, NH, USA, 768p.

Parental care GRAÇA, W.J., & PAVANELLI, C.S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM.

SUZUKI, H.I., VAZZOLER, A.E.A.M., MARQUES, E.E., LIZAMA, M.L.A.P. & INADA, P. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblage. In: The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.

Table S4. Percentage of land use in watersheds that flow into the Rosana, Taquaruçu, Capivara, Canoas I and Canoas II reservoirs in the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| LAND USE (%) | Reservoirs | | | | |
|----------------------|------------|-----------|----------|----------|-----------|
| | Rosana | Taquaruçu | Capivara | Canoas I | Canoas II |
| Agriculture/Pasture | 79.98 | 83.85 | 63.98 | 78.87 | 86.30 |
| Forest cover | 11.71 | 7.94 | 31.57 | 14.05 | 5.73 |
| Ground vegetation | 0 | 0.10 | 0.98 | 2.04 | 0.12 |
| Non-vegetated areas | 3.81 | 4.69 | 0.38 | 1.47 | 2.37 |
| Water | 1.85 | 2.35 | 1.75 | 1.98 | 3.61 |
| Urban infrastructure | 2.65 | 1.07 | 1.34 | 1.59 | 1.87 |

Table S5. References consulted for max length of species from the Lower Paranapanema River, states of São Paulo and Paraná, southern Brazil.

| Order/Species | Max length (cm) | Reference |
|---|-----------------|-----------------------------|
| Characiformes | | |
| Crenuchidae | | |
| <i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956 | 6.5 | BUCKUP, 2003 |
| <i>Characidium schubarti</i> Travassos 1955 | 51.3 | BUCKUP, 2003 |
| <i>Characidium</i> sp., aff. <i>C. zebra</i> Eigenmann 1909 | 7.4 | ALLARD et al., 2015 |
| Parodontidae | | |
| <i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879) | 17 | FREITAS-SOUZA et al., 2016. |
| <i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907) | 12 | ANDRADE & BRAGA, 2005 |
| <i>Parodon nasus</i> Kner 1859 | 12.7 | PAVANELLI, 2003 |
| Cynodontidae | | |
| <i>Raphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz 1829 | 80 | BRITSKI et al., 2007 |
| Serrasalmididae | | |
| <i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887) | 40.5 | JÉGU, 2003 |
| <i>Serrasalmus maculatus</i> Kner 1858 | 26.4 | MARQUES et al., 2016 |
| Anostomidae | | |
| <i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes 1850) | 30 | BRITSKI et al., 2007 |
| <i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski 1987 | 27.4 | FREITAS-SOUZA et al., 2016 |
| <i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794) | 40 | BOUJARD et al., 1997 |
| <i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner 1915 | 31.2 | FREITAS-SOUZA et al., 2016 |
| <i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski 1987 | 16 | OYAKAWA, 1998 |
| <i>Leporinus striatus</i> Kner 1858 | 25 | GARAVELLO & BRITSKI, 2003 |
| <i>Megaleporinus elongatus</i> (Valenciennes 1850) | 50 | MARQUES et al., 2016 |
| <i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837) | 76 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Schizodon altoparanae</i> Garavello & Britski 1990 | 32.2 | MARQUES et al., 2016 |
| <i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski 1990 | 28.7 | OYAKAWA, 1998 |
| <i>Schizodon nasutus</i> Kner 1858 | 40.2 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| Curimatidae | | |
| <i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948) | 16.2 | VARI, 1992 |
| <i>Cyphocharax naegeli</i> (Steindachner 1881) | 19 | MARQUES et al., 2016 |
| <i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948) | 16.1 | MARQUES et al., 2016 |
| Prochilodontidae | | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837) | 80 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| Lebiasinidae | | |
| <i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903 | 5 | WEITZMAN & WEITZMAN, 2003 |
| Bryconidae | | |
| <i>Brycon nattereri</i> Günther 1864 | 29 | LIMA, 2003 |
| <i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes 1850) | 79.5 | GODOY, 1975 |
| <i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816) | 100 | BRITSKI et al., 1999 |
| <i>Salminus hilarii</i> Valenciennes 1850 | 50 | TAPHORN, 1992 |
| Acestrorhynchidae | | |
| <i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken 1875) | 27 | MENEZES, 1969 |
| Characidae | | |

| Order/Species | Max length (cm) | Reference |
|---|-----------------|---------------------------------|
| <i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy 1903 | 5.5 | LIMA, 2003 |
| <i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007 | 17.3 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier 1819) | 17.1 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875) | 7.7 | MARQUES ASSUMPÇÃO et al., 2016 |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann 1914 | 16.4 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| <i>Astyanax paranae</i> Eigenmann 1914 | 16.4 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| <i>Astyanax</i> aff. <i>scabripinnis</i> (Jenyns 1842) | 7.8 | CASTRO & CASATTI, 1997 |
| <i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringii</i> (Boulenger 1887) | 11.4 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Bryconamericus coeruleus</i> Jerep & Shibatta 2017 | 7.1 | JEREP & SHIBATTA, 2017 |
| <i>Cheirodon stenodon</i> Eigenmann 1915 | 3.3 | REIS et al., (EDS.) 2003 |
| <i>Galeocharax gulo</i> (Cope 1870) | 22 | MENEZES, 1976 |
| <i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911 | 4.5 | LIMA et al., 2003 |
| <i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann 1907) | 13.2 | GARCIA et al., 2003 |
| <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis 1911 | 5.3 | TEIXEIRA et al., 2013 |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner 1877) | 6.1 | WEITZMAN, 2003 |
| <i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann 1908 | 8 | LIMA et al., 2003 |
| <i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907) | 7 | LIMA et al., 2003 |
| <i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry 1983 | 20.5 | OYAKAWA, 1998 |
| <i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos 1945 | 8.8 | BATISTA-SILVA et al., 2015 |
| <i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908) | 2.7 | LIMA, 2003 |
| <i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867 | 7.3 | BATISTA-SILVA et al., 2015 |
| <i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915) | 3.6 | MALABARBA, 2003 |
| Gymnotiformes | | |
| Gymnotidae | | |
| <i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758 | 76 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Gymnotus omarorum</i> Richer-de-Forges, Crampton & Albert 2009 | 28.6 | CRAIG et al., 2018 |
| <i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999 | 42 | NOBILE et al., 2015 |
| Rhamphichthyidae | | |
| <i>Rhamphichthys</i> cf. <i>rostratus</i> (Linnaeus 1766) | 100 | PLANQUETTE et al., 1996 |
| Sternopygidae | | |
| <i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello 1966 | 25 | ALBERT, 2003 |
| <i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836) | 44 | ZULUAGA-GÓMEZ et al., 2014 |
| <i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801) | 141 | ALBERT, 2003 |
| Apteronotidae | | |
| <i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus 1766) | 50 | ALBERT, 2003 |
| <i>Apteronotus brasiliensis</i> (Reinhardt 1852) | 29 | ALBERT, 2003 |
| <i>Sternarchorhynchus britskii</i> Campos-da-Paz 2000 | 26.1 | ALBERT, 2003 |
| Siluriformes | | |
| Cetopsidae | | |
| <i>Cetopsis gobioides</i> Kner 1858 | 10.9 | VARI & FERRARIS, 2003 |
| Aspredinidae | | |
| <i>Bunocephalus larai</i> Ihering 1930 | 5.6 | CARVALHO et al., 2015 |
| Auchenipteridae | | |
| <i>Ageneiosus militaris</i> Valenciennes 1835 | 30 | FERRARIS, 2003 |

| Order/Species | Max length (cm) | Reference |
|--|-----------------|--|
| <i>Glanidium cesarpintoi</i> Ihering 1928 | 9.6 | SARMENTO-SOARES & BIRINDELLI, 2015 |
| <i>Tatia neivai</i> (Ihering 1930) | 8.2 | SARMENTO-SOARES & MARTINS-PINHEIRO, 2008 |
| Doradidae | | |
| <i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner 1855) | 50 | SABAJ & FERRARIS JR., 2003 |
| Heptapteridae | | |
| <i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes 1959 | 11.1 | BATISTA-SILVA et al., 2015 |
| <i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala 1989 | 15.7 | BOCKMANN & GUAZZELLI, 2003 |
| <i>Imparfinis mirini</i> Haseman 1911 | 8.5 | BOCKMANN & GUAZZELLI, 2003 |
| <i>Phenacorhamdia hoehnei</i> (Miranda Ribeiro 1914) | 3.8 | BRITSKI et al., 2007 |
| <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart 1964) | 7.5 | AZEVEDO-SANTOS et al., 2017 |
| <i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917 | 14.2 | NOBILE et al., 2015 |
| <i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes 1835) | 18 | BRITSKI et al., 2007 |
| <i>Pimelodella meeki</i> Eigenmann 1910 | 14.1 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824) | 47.4 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Rhamdiopsis moreirai</i> Haseman 1911 | 11.7 | BOCKMANN & GUAZZELLI, 2003 |
| Pimelodidae | | |
| <i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken 1874) | 43.5 | BURGESS, 1989 |
| <i>Megalonema platanum</i> (Günther 1880) | 40 | BRITSKI, 2007 |
| <i>Pimelodus absconditus</i> Azpelicueta 1995 | 28.7 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803 | 51 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner 1877 | 33 | LUNDBERG LITTMANN, 2003 |
| <i>Pimelodus paranaensis</i> Britski & Langeani 1988 | 23.1 | AZPELICUETA, 2001 |
| <i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz 1829) | 120 | LUNDBERG & LITTMANN, 2003 |
| <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz 1829) | 166 | IGFA, 2001 |
| <i>Steindachneridion scriptum</i> (Miranda Ribeiro 1918) | 90 | ZANIBONI FILHO et al., 2004. |
| <i>Zungaro jahu</i> (Ihering 1898) | 140 | LUNDBERG & LITTMANN, 2003. |
| Pseudopimelodidae | | |
| <i>Microglanis garavelloi</i> Shibatta & Benine 2005 | 4.2 | OTTONI et al., 2010 |
| <i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes 1835) | 69 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Rhyacoglanis paranensis</i> Shibatta & Vari 2017 | 89.2 | SHIBATTA & VARI, 2017 |
| Trichomycteridae | | |
| <i>Paravandellia oxyptera</i> Miranda Ribeiro 1912 | 2.8 | DE PÍNNA & WOSIACKI, 2003 |
| <i>Trichomycterus candidus</i> (Miranda Ribeiro 1949) | 7.5 | DE PÍNNA & WOSIACKI, 2003 |
| <i>Trichomycterus castroi</i> de Pinna 1992 | 14.8 | DE PÍNNA & WOSIACKI, 2003 |
| <i>Trichomycterus davisii</i> (Haseman 1911) | 6.3 | TRIQUES & VONO, 2004 |
| <i>Trichomycterus diabolus</i> Bockmann, Casatti & de Pinna 2004 | 22.5 | SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015 |
| Callichthyidae | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758) | 17 | BRITSKI et al., 2007 |
| <i>Corydoras aeneus</i> (Gill 1858) | 7.5 | BURGESS, 1992 |
| <i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner 1910 | 4.7 | TENCATT et al., 2013 |
| <i>Corydoras longipinnis</i> Knaack 2007 | 6.1 | KNAACK, 2007 |
| <i>Corydoras paleatus</i> (Jenyns 1842) | 6.6 | GUBIANI & HORLANDO, 2014 |
| <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828) | 26.3 | ORFINGER, 2015 |

| Order/Species | Max length (cm) | Reference |
|---|-----------------|-----------------------------|
| Loricariidae | | |
| <i>Ancistrus cf. cirrhosus</i> (Valenciennes 1836) | 8.9 | FISCH-MULLER, 2003 |
| <i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello 2003) | 3 | BRITSKI & GARAVELLO, 2003 |
| <i>Hisonotus depressinotus</i> (Miranda Ribeiro 1918) | 3 | SCHAEFER, 2003 |
| <i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering 1928) | 3.6 | CASTRO & CASATTI, 1997 |
| <i>Hypostomus albopunctatus</i> (Regan 1908) | 40 | FREITAS-SOUZA, 2016 |
| <i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911) | 21 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering 1905) | 24 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus iheringii</i> (Regan 1908) | 11.6 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus margaritifer</i> (Regan 1908) | 33 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart 1964) | 10.2 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering 1905) | 13.5 | NOBILE et al., 2015 |
| <i>Hypostomus regani</i> (Ihering 1905) | 41 | FREITAS-SOUZA et al., 2016 |
| <i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan 1908) | 16 | ZAWADZKI et al., 2012 |
| <i>Hypostomus tietensis</i> (Ihering 1905) | 12.5 | WEBER, 2003 |
| <i>Hypostomus topavae</i> (Godoy 1969) | 70 | WEBER, 2003 |
| <i>Isbrueckerichthys calvus</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa 2006 | 9 | JEREP et al., 2006 |
| <i>Isbrueckerichthys saxicola</i> Jerep, Shibatta, Pereira & Oyakawa 2006 | 8.8 | JEREP et al., 2006 |
| <i>Loricaria simillima</i> Regan 1904 | 26.4 | THOMAS et al., 2013 |
| <i>Megalancistrus parananus</i> (Peters 1881) | 58.8 | ANDRADE & BRAGA, 2005 |
| <i>Neoplecostomus paranensis</i> Langeani 1990 | 9.3 | FERRARIS, 2003 |
| <i>Neoplecostomus selenae</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008 | 10.2 | ZAWADZKI et al., 2008 |
| <i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani 2008 | 11 | ZAWADZKI et al., 2008 |
| <i>Otothyropsis biannicus</i> Calegari, Lehmann A. & Reis 2013 | 4 | CALEGARI et al., 2013 |
| <i>Paraloricaria vetula</i> (Valenciennes 1835) | 55.4 | ZANIBONI FILHO et al., 2004 |
| <i>Proloricaria prolixa</i> (Isbrücker & Nijssen 1978) | 46.2 | FREITAS-SOUZA et al., 2016 |
| <i>Rhinelepis strigosa</i> Valenciennes 1840 | 40 | WEBER, 2003 |
| <i>Rineloricaria latirostris</i> (Boulenger 1900) | 36 | FERRARIS, 2003 |
| <i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & de Araujo 1994 | 12.3 | LANGANI & DE ARAUJO, 1994 |
| Synbranchiformes | | |
| Synbranchidae | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795 | 150 | KULLANDER, 2003 |
| Cichliformes | | |
| Cichlidae | | |
| <i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842) | 19.3 | ANDRADE & BRAGA, 2005 |
| <i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983 | 9.5 | NOBILE et al., 2015 |
| <i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982 | 14.5 | ANDRADE & BRAGA, 2005 |
| <i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski 1974 | 9.8 | KULLANDER, 2003 |
| <i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman 1911 | 14.8 | KULLANDER, 2003 |
| <i>Crenicichla jupiaensis</i> Britski & Luengo 1968 | 9.3 | CASCIOTTA et al., 2013 |
| <i>Crenicichla lepidota</i> Heckel 1840 | 20.9 | ANTONETTI et al., 2013 |
| <i>Crenicichla niederleini</i> (Holmberg 1891) | 23.5 | KULLANDER, 2003 |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824) | 28 | KULLANDER, 2003 |
| Cyprinodontiformes | | |
| Cynolebiidae | | |

| Order/Species | Max length (cm) | Reference |
|---|----------------------------|------------------|
| <i>Melanorivulus apiamici</i> (Costa 1989) | 3 | COSTA, 2003 |
| Poeciliidae | | |
| <i>Cnesterodon hypselurus</i> Lucinda & Garavello 2001 | 3.1 | LUCINDA, 2003 |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008 | 3.4 | LUCINDA, 2008 |