



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS

PRÓ REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO

CAMPUS CENTRAL

Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado

PHAMELA BERNARDES PERÔNICO

**IMPACTOS DE USO DO SOLO SOBRE A ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DE COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RIACHOS
NEOTROPICAIS**

Anápolis

2024

PHAMELA BERNARDES PERÔNICO

**IMPACTOS DE USO DO SOLO SOBRE A ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DE COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RIACHOS
NEOTROPICAIS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado, da Universidade Estadual de Goiás para obtenção do título de Doutor em Recursos Naturais do Cerrado.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto
Teresa

Anápolis

2024

PHAMELA BERNARDES PERÔNICO

**IMPACTOS DE USO DO SOLO SOBRE A ESTRUTURA TAXONÔMICA E
FUNCIONAL DE COMUNIDADES AQUÁTICAS EM RIACHOS
NEOTROPICAIS**

Tese defendida no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Recursos Naturais do Cerrado da Universidade Estadual de Goiás, para a obtenção do grau de Doutor, aprovada em 04 de Outubro de 2024, pela Banca Examinadora constituída pelos seguintes professores:

Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa

Presidente da banca

Universidade Estadual de Goiás

Prof. Dr. Renato Bolson Dala Corte

Membro externo

Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Dilermando Pereira Lima Junior

Membro externo

Universidade Federal de Mato Grosso

Profa. Dra. Fernanda Melo Carneiro

Membro interno

Universidade Estadual de Goiás

Profa. Dra. Karine Borges Machado

Membro interno

Universidade Estadual de Goiás

“Ando devagar porque já tive pressa...
E levo esse sorriso porque já chorei demais!”

Almir Sater

Dedicatória

Ao meu pequeno e doce Samuel, que todos os dias me ensina a enfrentar os desafios com serenidade. Que a sua vida seja sempre guiada pela força e pelo equilíbrio que você me inspira.

Agradecimentos

Ao meu orientador, Fabrício Barreto Teresa, por sua generosidade em compartilhar conhecimento e por todas as horas dedicadas ao meu aprendizado.

Aos amigos, especialmente Helena Alves do Prado, Thiago Nascimento da Silva Campos e Karla Dayane de Lima Pereira, por estarem ao meu lado nos momentos em que mais precisei, oferecendo apoio quando me senti enfraquecida.

À minha família, onde encontrei o verdadeiro e único porto seguro, sempre presente em tempos de adversidade. Meu agradecimento especial à minha mãe, à minha avó e à minha tia Marineide Bernardes.

À minha psicóloga, Fernanda Carvalho, por me ajudar a me reencontrar em tantas ocasiões, permitindo que eu continuasse a caminhar.

Ao meu marido, amigo e parceiro de estudos, Murilo Rodrigues, por sua paciência e companheirismo constantes. Sem sua presença, os meus dias seriam mais nublados e meus fardos muito mais pesados.

Ao meu amigo e colega de doutorado, Gabriel de Avila Batista, pelo auxílio nos trabalhos e pelo apoio emocional que tanto significou ao longo desses anos.

E, finalmente, a Deus, por me sustentar nos momentos de tribulação e me dar forças para seguir em frente.

Muito obrigada!

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
Referências.....	14
CAPÍTULO I	17
Introduction.....	18
Study Area	19
Methods	20
Results.....	23
Discussion	28
References.....	51
CAPÍTULO II	57
Introduction.....	58
Material and Methods	61
Results.....	64
Discussion	1
References.....	3
CAPÍTULO III	8
Introdução	9
Material e métodos.....	11
Resultados	15
Discussão	23
Referências.....	26
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	31

LISTA DE FIGURES

Figure 1. Location of sampling sites (P) in the Piracanjuba River basin.	20
Figure 2. Representative photographic record of sections at sites (P) of ichthyofauna sampling during the study in the Piracanjuba River basin, state of Goiás.	21
Figure 3. Photographic record of the species recorded in the Piracanjuba River basin: 1. <i>Apareidon ibitiensis</i> , 113mm. 2. <i>Aspidoras fuscoguttatus</i> , 38mm. 3. <i>Aspidoras albater</i> , 36mm. 4. <i>Astyanax lacustris</i> , 93mm. 5. <i>Astyanax</i> sp.N., 100mm. 6. <i>Bryconamericus turiuba</i> , 61mm. 7. <i>Cetopsis gobioides</i> , 109mm. 8. <i>Cetopsorhamdia iheringi</i> , 111mm. 9. <i>Characidium aff. zebra</i> , 74mm. 10. <i>Characidium gomesi</i> , 65mm. 11. <i>Cichlasoma paranaense</i> , 95mm. 12. <i>Cyphocharax corumbae</i> , 120mm. 13. <i>Cyphocharax modestus</i> , 162mm. 14. <i>Geophagus iporangensis</i> , 122mm. 15. <i>Gymnotus carapo</i> , 760mm. 16. <i>Gymnotus sylvius</i> , 420mm. 17. <i>Hasemania hansenii</i> , 33mm. 18. <i>Hoplias curupira</i> , 299mm. 19. <i>Hypostomus ancistroides</i> , 210mm. 20. <i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> , 160mm. 21. <i>Hypostomus nigromaculatus</i> , 102mm. 22. <i>Imparfinis schubarti</i> , 93mm. 23. <i>Knodus moenkhausii</i> , 45mm. 24. <i>Leporinus lacustris</i> , 240mm. 25. <i>Leporinus microphthalmus</i> , 118mm. 26. <i>Neoplecostomus corumba</i> , 81mm. 27. <i>Oligosarcus planaltinae</i> , 99mm. 28. <i>Parodon nasus</i> , 127mm. 29. <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> , 75mm. 30. <i>Piabarchus stramineus</i> , 71mm. 31. <i>Piabina argentea</i> , 73mm. 32. <i>Pimelodella avanhandavae</i> , 142mm. 33. <i>Poecilia reticulata</i> , 50mm. 34. <i>Psalidodon bockmanni</i> , 173 mm. 35. <i>Psalidodon fasciatus</i> , 171mm. 36. <i>Rhamdia aff. quelen</i> , 610mm. 37. <i>Rhinolekos britskii</i> , 40mm. 38. <i>Rhyacoglanis paranensis</i> 69mm. 39. <i>Steindachnerina insculpta</i> , 161mm. 40. <i>Synbranchus aff. marmoratus</i> , 1500mm. Scale bars = 10 mm.	24
Figure 4. Species richness by orders and sampling points located in the Piracanjuba river basin, Goiás, Brazil.	27
Figure 5. Occurrence record of species with extended distribution, considering the study region and databases: A. <i>Hoplias curupira</i> . B. <i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> . C. <i>Neoplecostomus corumba</i> . D. <i>Rhinolekos britskii</i> . E. <i>Rhyacoglanis paranensis</i>	28
Figure 6. Location of stream where freshwater fish assemblages were sampled in the Upper Paraná ecoregion, Brazil.	62
Figure 7. Variation partitioning of total taxonomic and functional beta diversity into components of taxonomic and functional beta turnover, and beta nestedness according to anthropogenic, natural, and spatial factors. Negative values were not presented.	66

Figura 8. Dinâmica da cobertura vegetal nas escalas de drenagem e ripária ao longo de 35 anos nos 32 riachos amostrados na bacia do rio Piracanjuba.	16
Figura 9. Tamanho do efeito (R^2) Obtido por meio da Análise de redundância (RDA) para cada comunidade na escala de drenagem ao longo de 35 anos. Elipses com preenchimento representam pontos significativos ($p < 0,05$), conforme determinado pela ANOVA dos resultados da RDA.....	17
Figura 10. Tamanho do efeito (R^2) Obtido por meio da Análise de redundância (RDA) para cada comunidade na escala ripária ao longo de 35 anos. Elipses com preenchimento representam pontos significativos ($p < 0,05$), conforme determinado pela ANOVA dos resultados da RDA.....	18
Figura 11. Comparação de métricas TITAN por comunidade em escala de drenagem.	19
Figura 12. Comparação de métricas TITAN por comunidade em escala ripária.	21

LISTA DE TABLES

Table 1. Location of sampling points (P) in the Piracanjuba River basin, upper Paraná River basin.	21
Table 2. List of fish species sampled in the Piracanjuba River drainage, indicating number of individuals captured (N) and increase in distribution area (km^2). Classification follows Fricke et al. (2022).....	25
Table 3. Redundancy analysis (dbRDA) based on distance matrices of taxonomic and functional beta diversity, and their two components (turnover and nestedness) according to anthropogenic, natural, and spatial factors.	1

Resumo

A tese está estruturada em três capítulos onde objetivamos, de maneira geral, entender como as comunidades aquáticas de riachos neotropicais respondem a estressores naturais e antropogênicos, considerando os gradientes espaciais e temporais de desmatamento de uma ecorregião.

Para atender a esse objetivo geral, primeiramente realizamos um inventário da ictiofauna coletada em riachos na drenagem do rio Piracanjuba, um dos mais importantes afluentes do rio Corumbá. Através deste inventário, avaliamos o grau com que os registros realizados contribuem com a ampliação da distribuição conhecida das espécies (**CAPÍTULO I**). No momento, este artigo encontra-se submetido na revista Check List (Manuscript Submission: 112177).

No segundo capítulo, utilizamos os componentes de diversidade beta (substituição e diferença de riqueza) para investigar se as assembleias de peixes de riachos tropicais respondem de forma distinta a estressores naturais, antropogênicos e fatores espaciais (**CAPÍTULO II**). Este artigo será submetido na revista Hydrobiologia.

No terceiro e último capítulo, analisamos os efeitos das trajetórias no uso do solo sobre diferentes grupos aquáticos (ictiofauna, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton) em escalas espaciais distintas (ripária e rede de drenagem). A pesquisa foi realizada considerando riachos da bacia do Alto rio Paraná (**CAPÍTULO III**) e este artigo será submetido na revista Ecological Indicators.

Abstract

The thesis is structured in three chapters where we aim, in general, to understand how aquatic communities of neotropical streams respond to natural and anthropogenic stressors, considering the spatial and temporal gradients of deforestation in an ecoregion.

To achieve this general objective, we first conducted an inventory of the ichthyofauna collected in streams in the Piracanjuba River drainage, one of the most important tributaries of the Corumbá River. Through this inventory, we assessed the degree to which the records made contribute to the expansion of the known distribution of the species (Chapter I). This article is currently submitted to the journal *Check List* (Manuscript Submission: 112177).

In the second chapter, we use beta diversity components (replacement and richness differences) to investigate whether fish assemblages in tropical streams respond differently to natural, anthropogenic and spatial stressors (Chapter II). This paper will be submitted to the journal *Hydrobiologia*.

In the third and final chapter, we analyze the effects of land use trajectories on different aquatic groups (ichthyofauna, phytoplankton, periphyton and zooplankton) at different spatial scales (riparia and drainage network). The research was carried out considering streams in the Upper Paraná River basin (Chapter III) and this article will be submitted to the journal *Ecological Indicators*.

INTRODUÇÃO GERAL

A alteração antrópica de paisagens naturais é uma das maiores ameaças aos ecossistemas aquáticos em todo o mundo (Merriam et al. 2013). Devido à conversão da vegetal nativa por plantações ou pastagens, ocorrem diversas mudanças na estrutura e funcionamento de riachos que atravessam as paisagens agrícolas (Reid et al. 2013). Através da agricultura são liberados nutrientes, sedimentos finos e outros contaminantes em corpos d'água adjacentes, resultando em efeitos com consequências profundas para os ecossistemas de riachos (Liess et al. 2012). Estes efeitos modificam as características físico-químicas e a qualidade destes corpos d'água (por exemplo, eutrofização, mudanças na composição do sedimento), além de causar impactos diretos de toxicidade nos organismos que se encontram dentro deles (Davies et al. 2008).

A homogeneização das comunidades biológicas está entre as principais consequências relatadas das atividades agrícolas sobre a biodiversidade (Pires et al. 2021). No entanto, os mecanismos pelos quais a agricultura impacta os ecossistemas de água doce podem mostrar interações bastante complexas e variar muito entre as diferentes comunidades, ao longo de escalas espaciais e temporais, e também de acordo com seus aspectos taxonômicos e funcionais (Mangadze et al. 2016; Griffith & Mcmanus, 2020; Brejão et al. 2021). Para macroinvertebrados bentônicos, por exemplo, ao longo de um gradiente de desmatamento foram observadas mudanças significativas na estrutura funcional da comunidade, porém sem alterações expressivas na composição taxonômica (Turner et al. 2008). Por sua vez, para a ictiofauna, foi observado um aumento na abundância de táxons resistentes, enquanto grupos funcionais nectônicos diminuíram, sendo que a resposta biológica dos peixes também apresentou evidências de um efeito legado de uso do solo (Zeni et al. 2017).

A resposta de comunidades aquáticas também tem sido correlacionada com uma grande variedade de características ambientais naturais (Pekarik et al. 2011; Myers et al. 2021; Bertora et al. 2021). Em seu estado “natural”, os regimes hidrológicos variam em gradientes de clima, geologia, vegetação e tamanho da bacia (Poff et al. 2006). No entanto, o efeito combinado de fatores naturais e antropogênicos influencia a resposta das comunidades aquáticas (Matono et al. 2014) e, muitas vezes, os efeitos dos estressores antropogênicos podem ser mascarados por mudanças ao longo dos gradientes naturais

(Kirk et al. 2017). Dessa forma, desenvolver técnicas apropriadas que permitam avaliar estes efeitos covariáveis deve ser um dos propósitos mais importantes para pesquisadores de riachos (Theobald, 2010; Yates et al. 2010).

Conforme as influências antropogênicas aumentam em magnitude ao longo do tempo, as condições dos riachos ultrapassam os limites de tolerância dos organismos (Brejão et al. 2018) e a maioria das espécies adaptadas às condições naturais acaba diminuindo em abundância ou até mesmo extintas localmente (Betts et al. 2021). Por isso, o rastreamento de atividades humanas históricas é uma das abordagens mais eficazes para determinar a vulnerabilidade específica do local (Kobayashi et al. 2019), uma vez que os impactos ecológicos de uso do solo no passado podem persistir por séculos (Culbert et al. 2016) e muitos táxons respondem lentamente às mudanças causadas (Cusser et al. 2015).

Dessa forma, o “débito de extinção” é um fenômeno que também pode facilmente passar despercebido, mas que deve ser levado em consideração no planejamento da conservação (Kuussaari et al. 2009), visto que as avaliações do débito de extinção além de serem usadas para estimar o risco de extinção de espécies dentro de uma paisagem recentemente perturbada, podem ser usadas também para mapear áreas de alta prioridade que requerem intervenção imediata para evitar a perda de espécies e avaliar diferentes estratégias de conservação (Montgomery et al. 2021).

Diante de todos estes aspectos, o presente trabalho tem como objetivo geral entender como as comunidades aquáticas de riachos neotropicais respondem a estressores naturais e antropogênicos, considerando os gradientes espaciais e temporais de desmatamento de uma ecorregião. E para atender a esse objetivo, a tese está estruturada em três capítulos, onde, primeiramente realizamos um inventário da ictiofauna coletada em riachos na drenagem do rio Piracanjuba, um dos mais importantes afluentes do rio Corumbá. Através deste inventário, avaliamos o grau com que os registros realizados contribuem com a ampliação da distribuição conhecida das espécies (**Capítulo I**). Posteriormente, utilizamos os componentes de diversidade beta (substituição e diferença de riqueza) para investigar se as assembleias de peixes de riachos tropicais respondem de forma distinta a estressores naturais, antropogênicos e fatores espaciais (**Capítulo II**). Por fim, analisamos os efeitos das trajetórias no uso do solo sobre diferentes grupos aquáticos (ictiofauna, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton) em escalas espaciais distintas (ripária e rede de drenagem) em riachos localizados na bacia do Alto rio Paraná (**Capítulo III**).

Referências

- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation biology*, 32(4), 860-871.
- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Roa-Fuentes, C. A., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F., & Casatti, L. (2021). Taxonomic and functional turnover of Amazonian stream fish assemblages is determined by deforestation history and environmental variables at multiple scales. *Neotropical Ichthyology*, 19.
- Bertora, A., Grosman, F., Sanzano, P., & Rosso, J. J. (2021). Fish assemblage structure in a Neotropical urbanised prairie stream exposed to multiple natural and anthropic factors. *Ecology of Freshwater Fish*.
- Betts, J. T., Urquhart, G. R., & Román-Heracleo, J. (2021). Effects of deforestation from cattle ranching over time on protected rainforest streams in the Rama-Kriol Territory, Nicaragua. *Hydrobiologia*, 1-22.
- Culbert, P., St-Louis, V., Pidgeon, A., & Radeloff, V. (2009, December). Modeling Avian Richness Patterns with Texture Measures of Remotely Sensed Imagery. In *AGU Fall Meeting Abstracts* (Vol. 2009, pp. B31A-0328).
- Cusser, S., Neff, J. L., & Jha, S. (2015). Land use change and pollinator extinction debt in exurban landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, 8(6), 562-572.
- Davies, B. R., Biggs, J., Williams, P. J., Lee, J. T., & Thompson, S. (2007). A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. In *Pond conservation in Europe* (pp. 7-17). Springer, Dordrecht.
- Griffith, M. B., & Mcmanus, M. G. (2020). Consideration of spatial and temporal scales in stream restorations and biotic monitoring to assess restoration outcomes: A literature review, part 2. *River research and applications*, 36(8), 1398-1415.
- Kirk, M. A., Wissinger, S. A., Goeller, B. C., & Rieck, L. O. (2017). Co-varying impacts of land use and non-native brown trout on fish communities in small streams. *Freshwater Biology*, 62(3), 600-614.

- Kobayashi, Y., Okada, K. I., & Mori, A. S. (2019). Reconsidering biodiversity hotspots based on the rate of historical land-use change. *Biological Conservation*, 233, 268-275.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., ... & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution*, 24(10), 564-571.
- Liess, A., Le Gros, A., Wagenhoff, A., Townsend, C. R., & Matthaei, C. D. (2012). Landuse intensity in stream catchments affects the benthic food web: consequences for nutrient supply, periphyton C: nutrient ratios, and invertebrate richness and abundance. *Freshwater Science*, 31(3), 813-824.
- Matono, P., Bernardo, J. M., Costa, A. M., & Ilhéu, M. (2014). Fish response to anthropogenic pressures in temporary streams: the importance of environmental drivers. *River research and applications*, 30(10), 1281-1295.
- Mangadze, T., Bere, T., & Mwedzi, T. (2016). Choice of biota in stream assessment and monitoring programs in tropical streams: A comparison of diatoms, macroinvertebrates and fish. *Ecological indicators*, 63, 128-143.
- Merriam, E. R., Petty, J. T., Strager, M. P., Maxwell, A. E., & Ziemkiewicz, P. F. (2013). Scenario analysis predicts context-dependent stream response to landuse change in a heavily mined central Appalachian watershed. *Freshwater Science*, 32(4), 1246-1259.
- Montgomery, F. A., Reid, S. M., & Mandrak, N. E. (2021). Imperfect detection biases extinction-debt assessments. *Conservation Science and Practice*, 3(7), e427.
- Myers, D. T., Rediske, R. R., McNair, J. N., Parker, A. D., & Ogilvie, E. W. (2021). Relating environmental variables with aquatic community structure in an agricultural/urban coldwater stream. *Ecological Processes*, 10(1), 1-19.
- Pekárik, L., Švátora, M., Černý, J., & Koščo, J. (2011). Longitudinal structure of fish assemblages in a minimally disrupted stream. *Biologia*, 66(5), 886-892.
- Pires, M. M., Sahlén, G., & Périco, E. (2021). Agricultural land use affects the heterogeneity of Odonata communities in the Brazilian Pampa. *Journal of Insect Conservation*, 1-12.

- Poff, N. L., Bledsoe, B. P., & Cuhaciyan, C. O. (2006). Hydrologic variation with land use across the contiguous United States: geomorphic and ecological consequences for stream ecosystems. *Geomorphology*, 79(3-4), 264-285.
- Reid, D. J., Lake, P. S., & Quinn, G. P. (2013). Influences of agricultural landuse and seasonal changes in abiotic conditions on invertebrate colonisation of riparian leaf detritus in intermittent streams. *Aquatic sciences*, 75(2), 285-297.
- Theobald, D. M. (2010). Estimating natural landscape changes from 1992 to 2030 in the conterminous US. *Landscape Ecology*, 25(7), 999-1011.
- Turner, D., Williams, D. D., & Alkins-Koo, M. (2008). Longitudinal changes in benthic community composition in four neotropical streams. *Caribbean Journal of Science*, 44(3), 380-394.
- Yates, A. G., & Bailey, R. C. (2010). Covarying patterns of macroinvertebrate and fish assemblages along natural and human activity gradients: implications for bioassessment. *Hydrobiologia*, 637(1), 87-100.
- Zeni, J. O., Hoeinghaus, D. J., & Casatti, L. (2017). Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*, 62(12), 2026-2038.

CAPÍTULO I

Submitted: Check List – the journal of biodiversity data

Ichthyofauna of streams in the Piracanjuba River basin, Central-Eastern state of Goiás, Central Brazil

Phamela Bernardes Perônico^{1*}, Fernando Rogério Carvalho², Victor Yuri da Silva Moreira¹, João Carlos Nabout¹, Pedro Henrique Francisco de Oliveira³, Thaís Sampaio da Silva¹, Virgínia de Fernandes Souza³, Fabrício Barreto Teresa¹

¹ Goiás State University, Central Campus, Biogeography and Aquatic Ecology Laboratory, BR-153, Km 99 Area, CEP 75132-903. Anápolis, GO, Brazil.

²Câmpus de Três Lagoas, Laboratory of Ichthyology and Coleção Ictiológica de Três Lagoas (CITL), Federal University of Mato Grosso do Sul. Três Lagoas, MS, Brazil.

³ Department of Ecology, Institute of Biological Sciences, Federal University of Goiás, Goiânia, Goiás, Brazil.

P.B.P - phamelabernardes@gmail.com, 0000-0002-6907-9859; F.R.C - frcarvalho2004@yahoo.com.br, 0000-0002-2137-2255; V.Y.S.M - victoryurisilva@gmail.com, 0000-0001-9189-5097; J.C.N - jcnabout@gmail.com, 0000-0001-9102-3627; P.H.F.O - oliveira.pdroh@gmail.com, 0000-0003-0681-3574; T.S.S - thiismp@outlook.com, 0000-0002-7155-3599; V.F.S - videfernandes@gmail.com, 0000-0001-9390-724X; F.B.T - fabricioteresa@yahoo.com.br, 0000-0002-1357-4391

* Corresponding author

Abstract

Understanding the identity of species and their geographic distribution is essential for the conservation of biodiversity and the ecosystem services associated with them. In this study, we carried out an inventory of the ichthyofauna of the streams of the Piracanjuba river drainage, located in the Brazilian Cerrado. We recorded 1,978 individuals distributed in 40 species. The records allowed expanding the known distribution area of five species and for one of them (*Rhyacoglanis paranensis* Shibatta & Vari, 2017) we performed the first record in the state of Goiás and the second in the Midwest region. These results and the presence of an admittedly new species, but not yet described (*Astyanax* sp.N. Baird & Girard, 1854), demonstrate that even in well-studied basins, such as the Upper Paraná River basin, there are still many gaps in the knowledge of biodiversity (i.e. Linnean and Wallacean deficiencies) that need to be filled.

Keywords

Stream fishes, Neotropical, Paraná River basin, Fauna inventory, Wallacean shortfall.

Introduction

Understanding the identity of species and their geographic distribution is fundamental for the conservation of biodiversity and the ecosystem services associated with it. However, this information is produced in a biased way, with a greater concentration in a few species (Tourinho et al. 2020) and locations (Almeida et al. 2021). This lack of knowledge is even more serious in the current scenario, in which the loss of species occurs at an accelerated pace, especially affecting freshwater environments (Darwall et al. 2018). In this sense, fauna inventories are relevant, as they contribute to filling the gaps in knowledge about the distribution of species, in addition to enabling the discovery of new species (Delariva et al. 1994).

Approximately 36,400 species of fish are known worldwide (Reis and Helfman 2023), and in the Neotropical region this richness is estimated at around 4,000 (Tonella et al. 2023). In the Paraná- Tonella Paraguay basin, there are about 700 known fish species (Dagosta and Pinna 2019), with a high potential for new records, particularly in stream environments (Langeani et al. 2007). Even in well-sampled regions of the basin, such as the Alto Paraná ecoregion (Almeida et al. 2021), there are still gaps in knowledge in some

areas, especially in the northern edges of the ecoregion, where there is a high degree of endemism (Borges et al. 2020).

An example of these under-sampled areas is the Corumbá River and its tributaries, one of the main drainages of Paranaíba River basin, upper Paraná River. It is a place with a high degree of endemism (Vieira and Tejerina-Garro 2014) and is part of the dividing region between the upper Paraná River and the Tocantins-Araguaia River to the north and the upper Paraná River with the São Francisco River to the east, where isolation and headwater capture processes can result in assemblages with different compositions from the rest of the basin and with high species sharing with neighboring basins (Aquino and Colli 2017). In fact, description of endemic species of Corumbá River suggest that this region harbor distinct fauna (Pavanelli and Britski 1999, Zawadzki et al. 2008), probably due to isolation and historical processes of fauna sharing with other basins (Beurlen 1970, Pavanelli and Britski 1999).

Therefore, the objective of the present study was to carry out an inventory of the ichthyofauna of streams in the drainage of the Piracanjuba River, which has undergone several changes in the landscape due to different land uses in the region. With this, it was possible to assess the degree to which the records made contribute to the expansion of the known distribution of the species.

Study Area

The studied streams are tributaries of Piracanjuba River located in the Center East of the Goiás States in the Brazilian Cerrado. The streams belong to Corumbá River basin, one of the major tributaries of Paranaíba River, upper Paraná River basin. In the state of Goiás, two tributaries on the right bank of the Corumbá River are named Piracanjuba River. The source of the first is located above the municipality of Bela Vista de Goiás (Vieira and Tejerina-Garro 2014). The Piracanjuba River, object of this study, has its headwaters located in Anápolis municipality and flows into the Pires do Rio municipality.

The predominant climate in the region is semi-humid tropical, with two well-defined seasons – a dry winter and a very hot and rainy summer (EMBRAPA 2022). In this basin, six geomorphological units are identified (AR; RPMP; RPSIIA (m); RPSIIA (mfr); RPSIIA (fr); REZ/IIA (fo)), it has four slope classes: flat relief, smooth relief,

undulating relief and strong-undulating relief, and four soil classes: argisols, cambisols, latosols and neosols (IMB 2022).

Methods

The 29 sampling points were distributed between parallels 16° and 17° S and meridian 48° (Fig. 1; Table 1), selected to contemplate environmental variability, different land uses, and landscape changes in the region (Fig. 2). This sample design allowed the determination of species richness depending on the use of the watershed, since areas with recurrent impacts may represent global extinctions due to greater endemism, considering that rare and endemic species tend to be exclusive to forested streams, while it may there is a higher occurrence of exotic species in streams with high rural influence (Delariva et al. 1994).

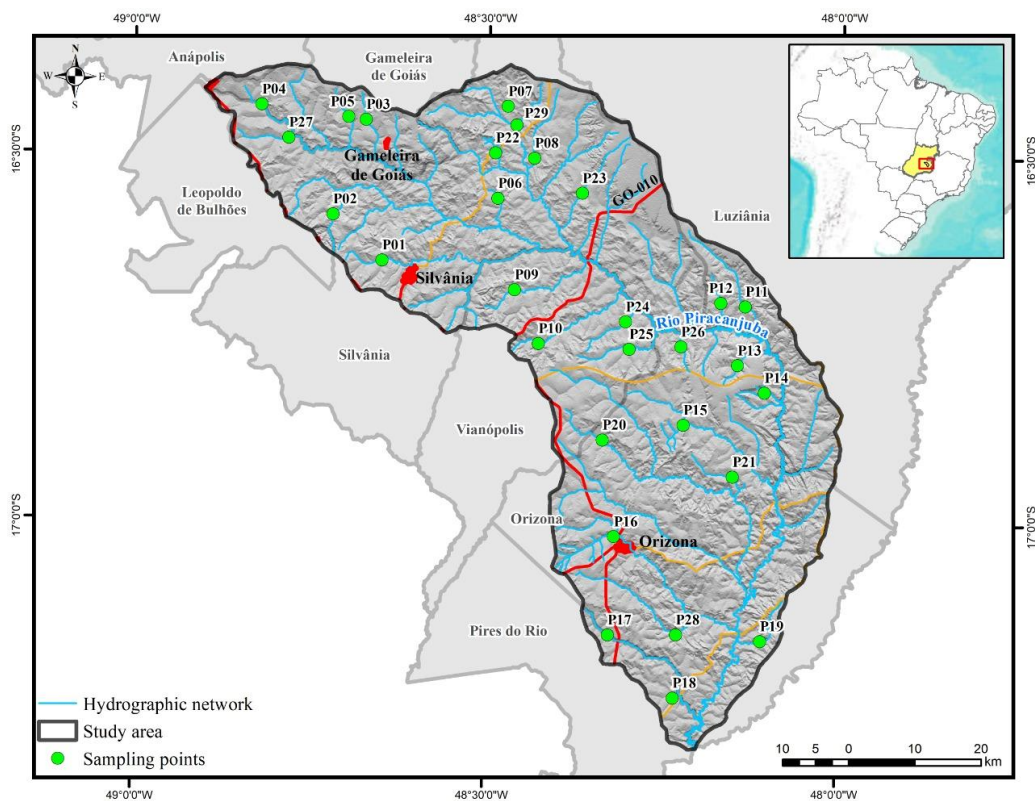


Figure 1. Location of sampling sites (P) in the Piracanjuba River basin.

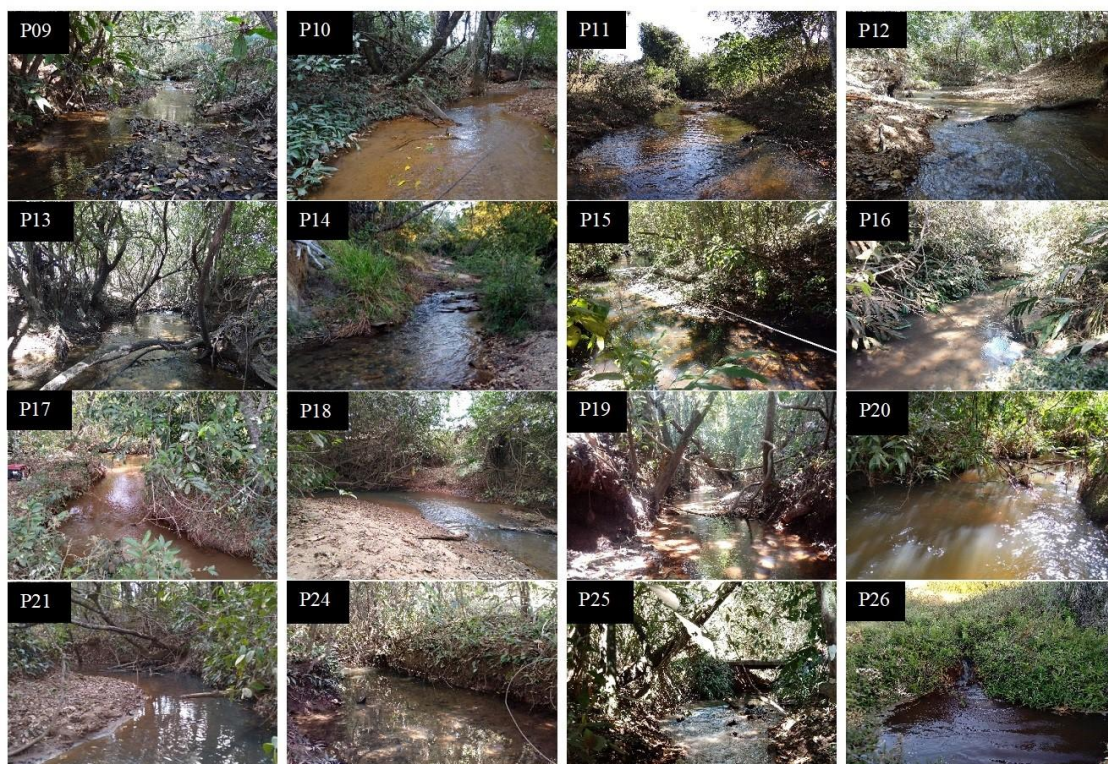


Figure 2. Representative photographic record of sections at sites (P) of ichthyofauna sampling during the study in the Piracanjuba River basin, state of Goiás.

Table 1. Location of sampling points (P) in the Piracanjuba River basin, upper Paraná River basin.

Points	Location	Latitude S	Longitude W	Species richness
P01	Ribeirão Vermelho	16°38'46.90"	48°38'58.40"	7
P02	Córrego Magalhães, tributary of the Ribeirão Jurubatuba	16°35'02.9"	48°43'10.0"	14
P03	Córrego do Quilombo	16°27'15.97"	48°40'26.51"	5
P04	Rio Piracanjuba	16°26'6.52"	48°49'18.75"	18
P05	Córrego Mutirão	16°27'03.2"	48°41'56.5"	8
P06	Córrego Sapinho	16°33'37.43"	48°29'12.50"	6
P07	Córrego Barreiro	16°26'4.51"	48°28'25.32"	10
P08	Córrego da Lagoa, tributary of the Água Branca	16°30'17.65"	48°26'7.25"	15
P09	Ribeirão Soberbo	16°41'05.3"	48°27'41.9"	7
P10	Ribeirão Extrema	16°45'27.73"	48°25'37.34"	14
P11	Ribeirão São Bento	16°42'14.9"	48°08'05.0"	8
P12	Córrego Águas Claras	16°41'58.8"	48°10'10.0"	6
P13	Córrego Alegrete	16°47'4.36"	48°8'40.81"	6
P14	Córrego da Pedra	16°49'17.0"	48°06'21.3"	9
P15	Córrego Firmeza, tributary of the Ribeirão Cachoeira	16°52'0.27"	48°13'13.71"	4
P16	Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras	17°1'12.65"	48°19'0.37"	11

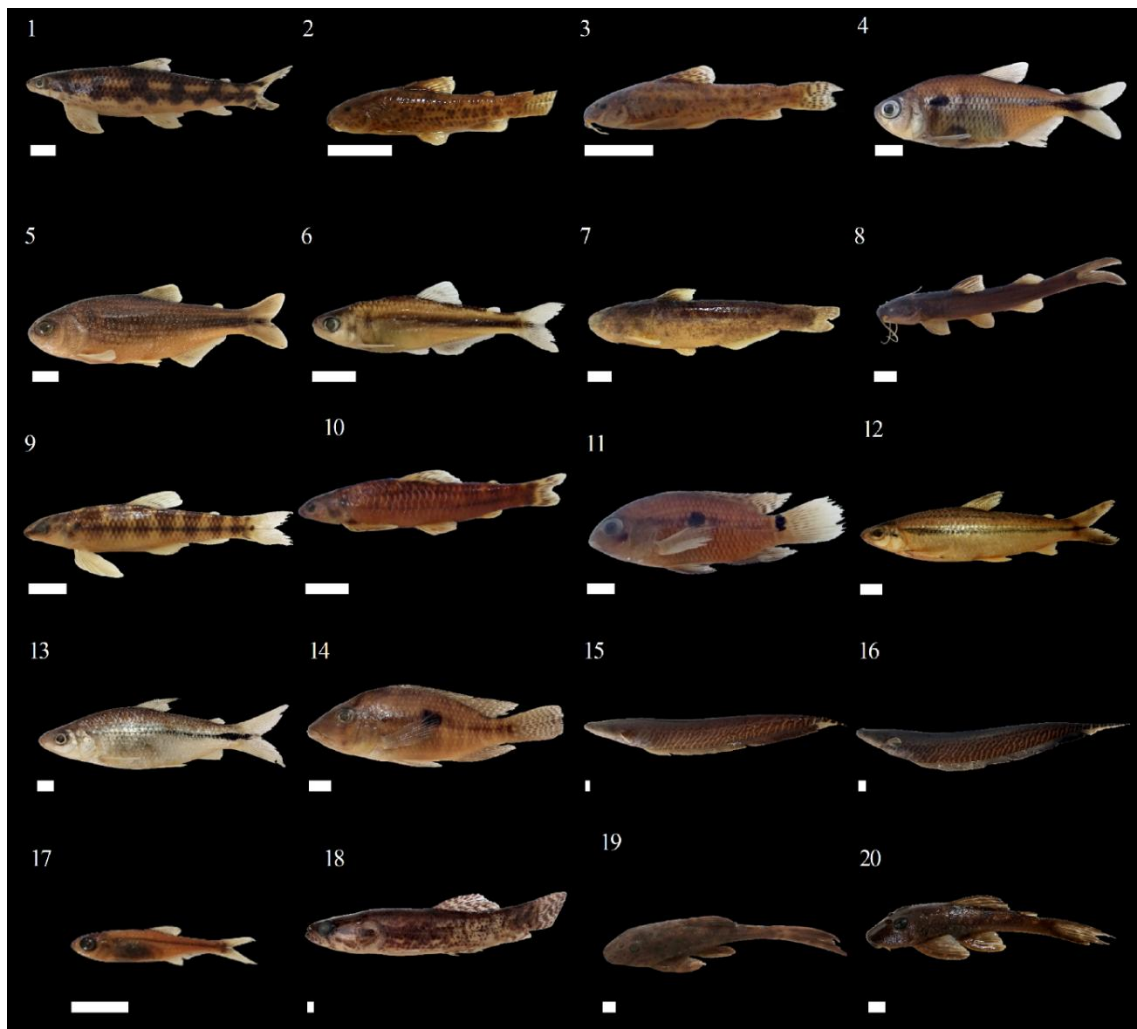
Points	Location	Latitude S	Longitude W	Species richness
P17	Ribeirão do Baú	17°09'15.9"	48°19'25.0"	9
P18	Córrego Saltador, tributary of the Ribeirão do Baú	17°14'21.8"	48°13'49.8"	10
P19	Córrego do Barreiro	17°9'37.87"	48°6'27.09"	6
P20	Córrego Taquaral, tributary of the Ribeirão Santana, drainage of Ribeirão Santo Inácio	16°53'18.69"	48°20'4.84"	6
P21	Córrego do Salto, tributary of the Ribeirão Santana, drainage of Ribeirão Santo Inácio	16°56'12.30"	48°8'59.17"	9
P22	Córrego Bálsamo, tributary of the rio dos Patos, drainage of ribeirão Água Branca	16°29'54.00"	48°29'27.00"	7
P23	Ribeirão do Funil, tributary of the Ribeirão Água Branca	16°33'7.08"	48°22'2.16"	17
P24	Córrego São João	16°43'36.0"	48°18'14.2"	6
P25	Córrego Santa Bárbara	16°45'50.36"	48°17'53.76"	7
P26	Córrego Capão Rico	16°45'35.8"	48°13'29.9"	6
P27	Córrego Galheiro	16°28'48.6"	48°47'00.1"	15
P28	Ribeirão das Areias, tributary of the Ribeirão Santa Bárbara	17°09'11.00"	48°13'36.99"	3
P29	Córrego das Gamelas, tributary of the Ribeirão Água Branca	16°27'36.38"	48°27'39.38"	14

Sampling in the streams was carried out in 80-meter reaches, between August and September 2019. The collections were carried out with an electric fishing passage in the downstream-upstream direction (Mazzoni et al. 2010) as follows: two collectors carried nets coupled to a generator of alternating current and power of 300W, and 1-2 A and a third collector accompanied the pair with a net not coupled to the device. After capture, the fish were anesthetized with Eugenol solution and subsequently fixed by immersion in 10% formaldehyde solution for at least 72 hours. Subsequently, they were transferred to 70% ethanol for definitive conservation. The identification of the fish was carried out by a specialist and the specimens are kept in the Laboratory of Biogeography and Aquatic Ecology of the State University of Goiás. The procedures adopted were approved by the Ethics Committee on the Use of Animals of the State University of Goiás (document 007/2019).

To assess how much the records made in this study expand the known distribution of species, we first compiled information from four databases (SpeciesLink, Global Biodiversity Information System (GBIF), Brazilian Biodiversity Information System (SiBBR), and Biodiversity Portal. Then, with the help of the ArcGIS tool, the distribution area was calculated as the smallest convex polygon formed by the occurrence records of the respective species. Finally, we calculated the difference in the distribution area of each one with and without the records made in this study.

Results

A total of 1,978 individuals distributed in six orders, 15 families, and 40 species was sampled during the study (Fig. 3; Table 2). None of the recorded species are mentioned in the Red Book of Threatened Brazilian Fauna (ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade 2018). Two species are also recorded in the Tocantins-Araguaia River basin (*Hasemania hanseni* and *Hoplias curupira*) and 11 in the São Francisco River basin (*Apareiodon ibitiensis*, *Astyanax lacustris*, *Cetopsis gobioides*, *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium gomesi*, *Cyphocharax corumbae*, *Knodus moenkhausii*, *Piabarchus stramineus*, *Piabina argentea*, *Psalidodon bockmanni* and *Psalidodon fasciatus*).



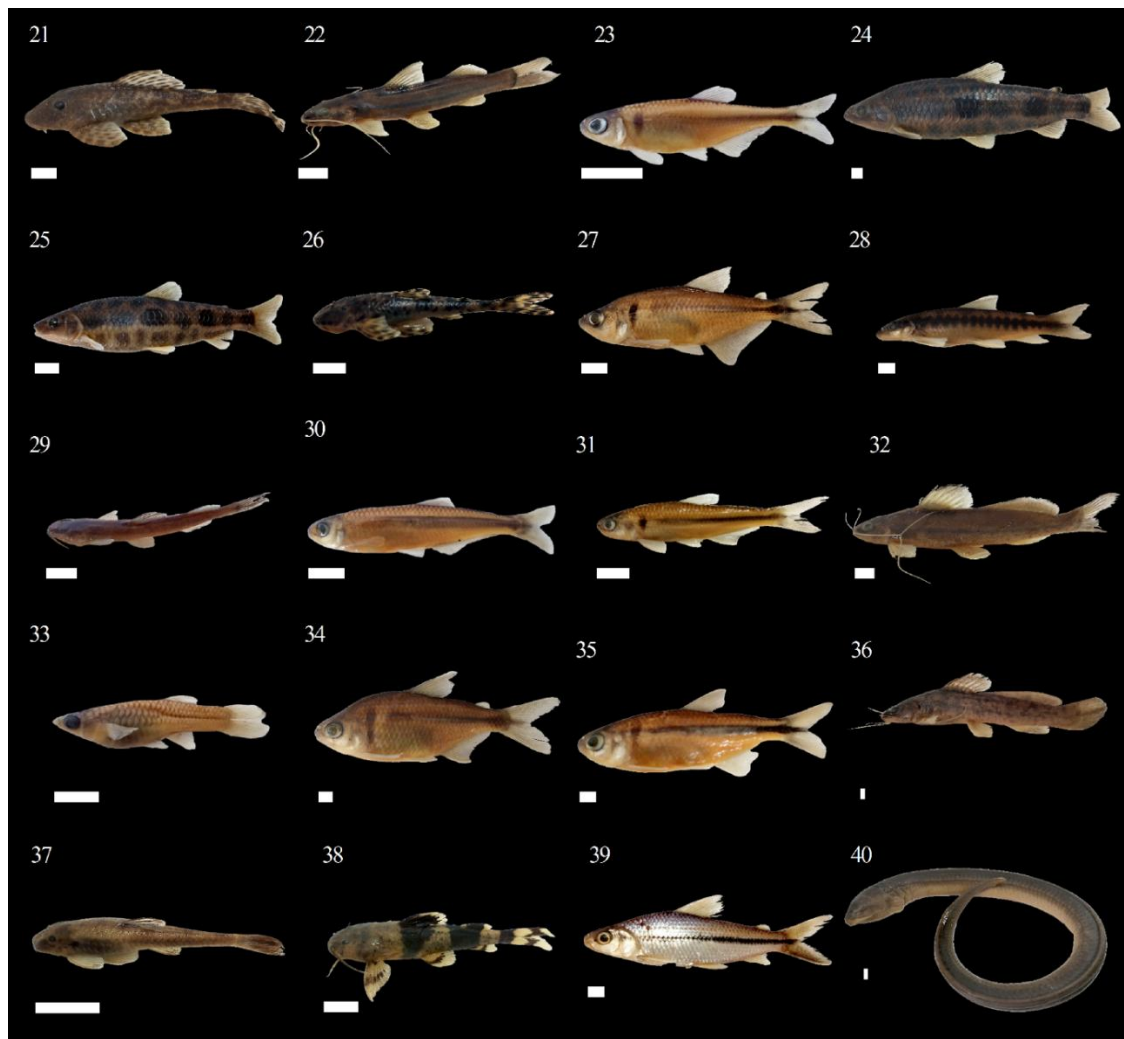


Figure 3. Photographic record of the species recorded in the Piracanjuba River basin: 1. *Apareidon ibitiensis*, 113mm. 2. *Aspidoras fuscoguttatus*, 38mm. 3. *Aspidoras albater*, 36mm. 4. *Astyanax lacustris*, 93mm. 5. *Astyanax* sp.N., 100mm. 6. *Bryconamericus turiuba*, 61mm. 7. *Cetopsis gobioides*, 109mm. 8. *Cetopsorhamdia iheringi*, 111mm. 9. *Characidium* aff. *zebra*, 74mm. 10. *Characidium gomesi*, 65mm. 11. *Cichlasoma paranaense*, 95mm. 12. *Cyphocharax corumbae*, 120mm. 13. *Cyphocharax modestus*, 162mm. 14. *Geophagus iporangensis*, 122mm. 15. *Gymnotus carapo*, 760mm. 16. *Gymnotus sylvius*, 420mm. 17. *Hasemania hanseni*, 33mm. 18. *Hoplias curupira*, 299mm. 19. *Hypostomus ancistroides*, 210mm. 20. *Hypostomus* cf. *strigaticeps*, 160mm. 21. *Hypostomus nigromaculatus*, 102mm. 22. *Imparfinis schubarti*, 93mm. 23. *Knodus moenkhausii*, 45mm. 24. *Leporinus lacustris*, 240mm. 25. *Leporinus microphthalmus*, 118mm. 26. *Neoplecostomus corumba*, 81mm. 27. *Oligosarcus planaltinae*, 99mm. 28. *Parodon nasus*, 127mm. 29. *Phenacorhamdia tenebrosa*, 75mm. 30. *Piabarchus stramineus*, 71mm. 31. *Piabina argentea*, 73mm. 32. *Pimelodella avanhandavae*, 142mm. 33. *Poecilia reticulata*, 50mm. 34. *Psalidodon bockmanni*, 173 mm. 35. *Psalidodon fasciatus*, 171mm. 36. *Rhamdia* aff. *quelen*, 610mm. 37. *Rhinolekos britskii*, 40mm. 38. *Rhyacoglanis paranensis*, 69mm. 39. *Steindachnerina insculpta*, 161mm. 40. *Synbranchus* aff. *marmoratus*, 1500mm. Scale bars = 10 mm.

Table 2. List of fish species sampled in the Piracanjuba River drainage, indicating number of individuals captured (N) and increase in distribution area (km²). Classification follows Fricke et al. (2022).

Species	N	Frequency of occurrence (%)	Area increment (km ²)
CHARACIFORMES			
Anostomidae			
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945	1	3.12	
<i>Leporinus microphthalmus</i> Garavello, 1989	4	9.37	
Characidae			
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	101	34.37	
<i>Astyanax</i> sp. n.	179	18.75	
<i>Bryconamericus turiuba</i> Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005	5	9.37	
<i>Hasemania hansenii</i> (Fowler, 1949)	16	9.37	
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	318	68.75	
<i>Oligosarcus planaltinae</i> Menezes & Géry, 1983	3	9.37	
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	19	12.5	
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	218	37.5	
<i>Psalidodon bockmanni</i> (Vari & Castro, 2007)	31	25	
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	178	28.12	
Crenuchidae			
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> (Eigenmann, 1909)	3	6.25	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	34	34.37	
Curimatidae			
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	1	3.12	
<i>Cyphocharax corumbae</i> (Pavanelli & Britski, 1999)	17	6.25	
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	2	3.12	
Erythrinidae			
<i>Hoplias curupira</i> Oyakawa & Mattox, 2009	6	18.75	215.365
Parodontidae			
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944	34	25	
<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	10	9.37	
GYMNOTIFORMES			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	31	25	
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	38	34.37	
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Aspidoras albater</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	1	3.12	
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	34	21.87	
Cetopsidae			
<i>Cetopsis gobioides</i> Kner, 1858	1	3.12	
Heptapteridae			
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	70	43.75	

Species	N	Frequency of occurrence (%)	Area increment (km ²)
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	65	18.75	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	68	37.5	
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	9	9.37	
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	43	59.37	
Loricariidae			
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	2	6.25	
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i> (Regan, 1908)	30	21.87	8.08
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	33	43.75	
<i>Neoplecostomus corumba</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	31	12.5	8.953
<i>Rhinolekos britskii</i> Martins, Langeani & Costa, 2011	17	25	2.560
Pseudopimelodidae			
<i>Rhyacoglanis paranensis</i> Shibatta & Vari, 2017	1	3.12	101.902
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus</i> aff. <i>marmoratus</i> (Bloch, 1795)	9	12.5	
CICHLIFORMES			
Cichlidae			
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	7	15.62	
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911	10	6.25	
CYPRINODONTIFORMES			
Poeciliidae			
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	298	46.87	

The order and family with the highest richness were Characiformes and Characidae, respectively. Species richness varied among sites, ranging from 18 (site P04 - Rio Piracanjuba) to three (site P28 - Ribeirão das Areias) species (Fig. 4). Five species were exclusive to a single site (*Cetopsis gobioides*, *Leporinus lacustris*, *Cyphocharax modestus*, *Rhyacoglanis paranensis*, and *Steindachnerina insculpta*).

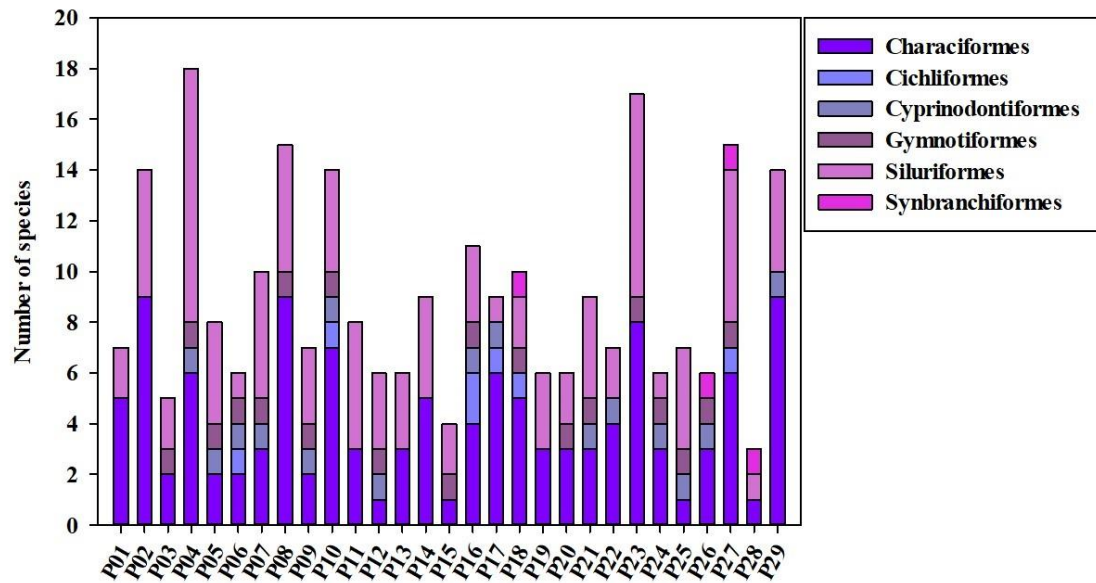


Figure 4. Species richness by orders and sampling points located in the Piracanjuba river basin, Goiás, Brazil.

The records made expanded the distribution of five species: possibly the first record of *Hoplias curupira* in upper Paraná River basin; *Hypostomus* cf. *strigaticeps*, and *Rhinolekos britskii* had a modest increase in distribution (up to 16% increase), while *Neoplecostomus corumba* and *Rhyacoglanis paranensis* had a strong increase in their known distribution (99 and 128%, respectively) (Fig. 5).

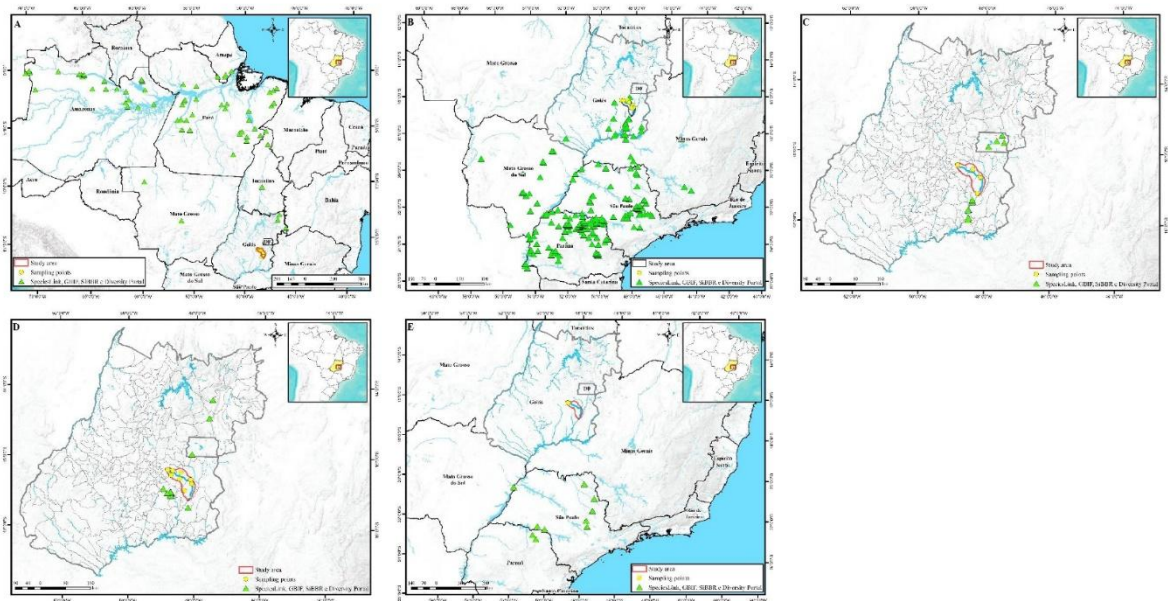


Figure 5. Occurrence record of species with extended distribution, considering the study region and databases: A. *Hoplias curupira*. B. *Hypostomus* cf. *strigaticeps*. C. *Neoplecostomus corumba*. D. *Rhinolekos britskii*. E. *Rhyacoglanis paranensis*.

New records. One of the species (*Astyanax* sp.N.) is admittedly new, but not yet described (Langeani, F., personal communication).

Discussion

The dominance of the Characiformes and Siluriformes orders, particularly the Characidae and Loricariidae families, follows the pattern described for the Neotropical freshwater fish fauna (Lowe-McConnell 1999). Regarding species, the highest abundance values were recorded for *Knodus moenkhausii*, *Poecilia reticulata*, and *Piabina argentea*. The first is a small species of generalist characid, from silted environments, with an opportunistic feeding habit that allows it to allocate energy for reproduction throughout the year, even in environments that are impacted by anthropic changes (Ceneviva-Bastos and Casatti 2007, de Carvalho et al. 2019). *Poecilia reticulata* is an allochthonous species, widely distributed in Brazil (Dias et al. 2020), which has a detritivorous diet and is highly

tolerant of environmental degradation (Casatti et al. 2009, Gonino et al. 2020, Pereira et al. 2021). *Piabina argentea* is also a species of the Characidae family that has a wide geographic distribution (Pereira et al. 2011) and has high food plasticity, capturing prey both in the water column and in the substrate (Ferreira 2007). These species are also dominant in other anthropized sub-basins of upper Paraná River basin (Casatti et al. 2009, Teresa et al. 2015).

In contrast with the dominance of tolerant and generalist species, some specialized and sensitive species were also recorded. For example, *Rhyacoglanis paranensis* and *Characidium gomesi* are riffle-dwelling species, occurring mainly in less disturbed streams (Teresa and Casatti 2012, 2013); *Steindachnerina insculpta* and *Cyphocharax* spp. become rare in heavily silted water bodies, with high sediment input, possibly due to the lack of favorable substrate for deposition of flocculated detritus on which they feed (Ferreira and Casatti 2006). The occurrence of these species, even in lower abundance indicate that the streams of the region still offer conditions for more specialized and sensitive species.

Some of the species we recorded occur also in other hydrographic basins such as São Francisco (e.g. *Astyanax lacustris*, *Knodus moenkhausii*, *Piabarchus stramineus*, *Piabina argentea*, *Psalidodon fasciatus*, *Psalidodon bockmanni*, *Characidium gomesi*, *Cyphocharax corumbae*, *Apareiodon ibitiensis*, *Cetopsis gobioides*, and *Cetopsorhamdia iheringi*) and Tocantins/Araguaia River (e.g. *Hoplias curupira*). We highlight the record of *Hoplias curupira*, which has a wide distribution in Amazon drainages but is an allochthonous species for upper Paraná River basin (Oyakawa and Mattox 2009, Dagosta and Pinna 2019). As far as we know this is the first record of *H. curupira* outside Brazil northern drainages. We hypothesized that this occurrence could be related with intentional or unintentional introduction. Species of the genus *Hoplias* are of interest for fishing (Nunes 2009) and aquarism (Geller et al. 2020); therefore, the record of *Hoplias curupira* could be related to introductions from activities related to aquaria, by eventual escapes from fish farming ponds or even by deliberate release, due to the interest in sport and amateur fishing (Moraes et al. 2017).

We recorded two species endemic of Corumbá River (*Cyphocharax corumbae* and *Neoplecostomus corumba*) and one recognizably new, but not yet described species (*Astyanax* sp. n.). These results reinforce the Corumbá River and its tributaries as an endemism area and corroborate the suggestion of Pavanelli e Britski (1999) that new inventories in the Corumbá River basin and in its tributaries have the potential to discover

new endemic species. We also significantly expanded the distribution of two species: *Rhyacoglanis paranensis* and *Neoplecostomus corumba*. Knowledge of the geographic distribution of species is closely linked to temporal and spatial variation in the survey effort (Hortal et al. 2008) and for most species, it is incomplete and inadequate at all scales (Hortal et al. 2015). Our results reinforce that even for the most sampled ecoregion in the country, the upper Paraná River basin, sampling effort are still very asymmetrical, resulting in gaps in knowledge on the distribution of species (Wallacean shortfall) (Almeida et al. 2021).

The records made in the present study allowed expanding the distribution area of five species. For one of them we performed the first record within the upper Paraná River basin. This result and the presence of a recognizably new, but not yet described species (*Astyanax* sp.N.), demonstrate that despite the various ichthyological studies carried out in the upper Paraná River basin, there is still a lack of research in certain regions (Almeida et al. 2021). In this way, we encourage inventories with the fish fauna in other smaller and less targeted basins in order to contribute to filling biodiversity shortfalls. This is especially important for streams and headwaters environments that are intensely subject to destructive anthropic actions that result in the loss of species, even before they are known.

Acknowledgements

The authors are grateful to Igor Xavier Castro for helping during the fish collection; Paulo Vitor Santos Rabelo and Gabriel de Avila Batista for their support in the elaboration of the fish panels. This work was supported by funds from the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) granted to the research network Programa de Apoio a Núcleos Emergentes PRONEM (Project No. 20170267000519). PBP thanks the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for the doctoral scholarship received. JCN and FBT have been continuously supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) productivity grants (processes 305798/2019-7 and 312844/2021-2, respectively), to which they are grateful. FRC is supported by Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), process 420620/2018-4). We also thank the National Institutes for Science and Technology (INCT) in Ecology, Evolution and Biodiversity Conservation, supported by MCTIC/CNPq (proc. 465610/2014-5).

Authors' Contributions

Conceptualization: PBP, FBT. Data curation: PBP, VYSM, PHFO, TSS. Formal analysis: FRC. Fundraising: FBT. Research: PBP, FBT. Methodology: PBP, FBT. Resources: FBT. Supervision: PBP, FBT. Visualization: PBP. Project administration: PBP, FBT. Programs: VFS. Validation: FRC, JCN. Writing – original draft: PBP, FBT. Writing – review and editing: FRC, JCN.

Supplementary material

Order Characiformes

Family Anostomidae

***Leporinus lacustris* Amaral Campos, 1945**

Figure 3.24

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira de Goiás City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6"S, 48°47'00.1"W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 240 mm SL; BIOECOL_SP24P27.

Identification. Premaxilla and dentary with 4 teeth, without maxillary teeth. Lateral line with scales of (32-36). Background color greyish to pale yellow; three rounded gray to black spots along the lateral line, first and most conspicuous below the dorsal fin. Yellowish fins (GBIF.org 2022).

***Leporinus microphthalmus* Garavello, 1989**

Figure 3.25

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 118 mm SL; BIOECOL_SP25P02. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 118 mm SL; BIOECOL_SP25P16. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0"W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 118 mm SL; BIOECOL_SP25P19.

Identification. It has three incisiform teeth on each side of the upper jaw and 4 in the dentary, anterior mouth, 35-36 scales on the lateral line, 12 circumpeduncular scales, 3 black spots on the lateral line, much smaller spots below the lateral line (Fialho 2004).

Family Characidae

***Astyanax lacustris* Lutken, 1875**

Figure 3.4

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P01. ° Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P02. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 12 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 11 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P12. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P15. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P19. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P21. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 51 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P26. ° Orizona City, Ribeirão das Areias; 17°09'11.00" S, 48°13'36.99" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P32. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP4P33.

Identification. Compressed and tall body, with greater body depth close to the origin of the pelvic fins. Muzzle rounded from the margin of the upper lip to the vertical through the anterior nostrils. Terminal mouth, isognate mandible. Dorsal and dorsolateral portions of the head and body dark brown. A dark oval humeral spot placed horizontally, followed by two slightly darkened vertical bars; one goes beyond the oval spot and the other remains two or three scales away from it. Conspicuous dark spot on the caudal peduncle, extending over the median rays of the caudal fin; anteriorly, it can reach the vertical through the origin of the adipose fin (GBIF.org 2022).

***Astyanax* sp. N Baird & Girard, 1854**

Figure 3.5

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira City, Córrego do Quilombo; 16°27'15.97" S, 48°40'26.51" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 28 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P03. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P11. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P13. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S, 48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P14. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 117 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P16. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 19 specimens; sex. indet., 100 mm SL; BIOECOL_SP5P26.

Identification. Species of the genus *Astyanax* have a compressed body; premaxilla with two series of teeth; jaw with strong teeth in front, abruptly tapered on the sides, without conical teeth in a second series; teeth of the second series of the premaxilla equal or graduated, normally five in number; crowns of premaxillary and mandibular teeth generally grooved and denticulated; jaws with few or no (0-10) teeth; bare caudal; full lateral line; setiform gill rakers; no predorsal spine (Eigenmann 1921).

***Bryconamericus turiuba* Lucena, Pedrini & Tarelho-Pereira, 2005**

Figure 3.6

Material examined. BRAZIL – Goiás. Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 61 mm SL; BIOECOL_SP6P08. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 61 mm SL; BIOECOL_SP6P27. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 61 mm SL; BIOECOL_SP6P33.

Identification. Conspicuous dark humeral spot, vertically elongated, extending below the lateral line; dark dorsal stripe extending from the supraoccipital spine to the caudal peduncle with opening at the base of the adipose fin; caudal fin lobes without conspicuous markings, uniformly pigmented along rays; absence of hooks on the pelvic rays and anal fin of mature males (Langeani et al. 2005).

***Hasemanianus hansenii* Fowler, 1949**

Figure 3.17

Material examined. BRAZIL – Goiás. Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 12 specimens; sex. indet., 33 mm SL; BIOECOL_SP17P13. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 33 mm SL; BIOECOL_SP17P28. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 33 mm SL; BIOECOL_SP17P33.

Identification. It has two series of teeth in the premaxilla. Its size is very small. The height of the body is contained 3.3-3.5 times the standard length. It has an incomplete lateral line and 5/4 scales on the transverse lateral line. Does not have an adipose fin (Fialho 2004).

***Knodus moenkhausii* Eigenmann & Kennedy, 1903**

Figure 3.23

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 11 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P05. ° Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 56 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P06. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P08. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25"

W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 21 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P11. ° Vianópolis, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 24 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P12. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P15. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P16. ° Vianópolis City, Córrego Firmeza; 16°52'0.27" S, 48°13'13.71" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P17. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 17 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P19. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P21. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P24. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P25. ° Silvânia City, Córrego Bálamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P26. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P27. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P28. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 27 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P29. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 80 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P30. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 16 specimens; sex. indet., 45 mm SL; BIOECOL_SP23P33.

Identification. Elongated body; mouth terminal, inner row of the premaxilla with 4, outer row with 4-5, dentary with 8-9 and maxilla with 2-3 teeth. Lateral line with scales (35-39). Background color silvery to pale yellow; silvery longitudinal stripe (dark brown in preserved specimens), from the humeral spot to the median rays of the caudal fin; dark brown humeral spot, transversely elongated. Yellowish fins; reddish during the reproductive period (GBIF.org 2022).

***Oligosarcus planaltinae* Menezes & Géry, 1983**

Figure 3.27

Material examined. BRAZIL – Goiás. Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 99 mm SL; BIOECOL_SP27P12. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 99 mm SL;

BIOECOL_SP27P22. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 99 mm SL; BIOECOL_SP27P28.

Identification. Canine, conical or slightly tricuspid teeth are implanted in the premaxilla, maxilla and dentary. The mandible is equal to or slightly shorter than the upper jaw when the mouth is closed. There are 38 to 40 scales on the lateral line, there is a vertically elongated humeral spot. The longitudinal stripe is dark and wide, ending with a horizontally elongated spot on the caudal peduncle, which extends over the median caudal rays (Fialho 2004).

***Piabarchus stramineus* Eigenmann, 1908**

Figure 3.30

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 6 specimens; sex. indet., 71 mm SL; BIOECOL_SP30P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 71 mm SL; BIOECOL_SP30P09. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 71 mm SL; BIOECOL_SP30P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 71 mm SL; BIOECOL_SP30P33.

Identification. It sports two series of multicusped teeth in the premaxilla and 1 or 2 teeth in the maxilla. It may or may not present a humeral stain. Body height corresponds to 4.25-4.5 times the standard length (Fialho 2004).

***Piabina argentea* Reinhardt, 1867**

Figure 3.31

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 6 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P01. ° Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 73 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P02. ° Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 13 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 21 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P09. ° Vianópolis, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P12. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 27 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P16. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P19. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P22. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P27. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro;

16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 20 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 25 specimens; sex. indet., 73 mm SL; BIOECOL_SP31P33.

Identification. It has three series of teeth in the premaxilla. The upper jaw is longer than the lower jaw. It has an oval humeral spot. It has an elongated body. The lateral stripe is narrow and not very conspicuous, especially in the anterior region of the flank. It is made up of 11 rays in the dorsal region and 9 rays in the anal region (Fialho 2004).

***Psalidodon bockmanni* Vari e Castro, 2007**

Figure 3.34

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P01. ° Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P02. ° Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P06. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P21. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P22. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P25. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P26. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 173 mm SL; BIOECOL_SP34P33.

Identification. Inner row of premaxilla with 5 teeth, outer row with 4 or 5, dentary row with 9 or 10 and maxilla with 2 teeth. Complete lateral line, with scales (37-38). Silver background color; a black humeral spot, transversely elongated, followed by another similar black humeral spot, smaller than the first; longitudinal silvery stripe on the flank (brown or gray in fixed specimens), from the humeral spot to the median rays of the caudal fin, larger on the caudal peduncle, forming an oval, horizontally elongated spot. Yellowish or reddish fins (GBIF.org 2022).

***Psalidodon fasciatus* Cuvier, 1819**

Figure 3.35

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P01. ° Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 34 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P02. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 89 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 31 specimens; sex. indet., 171 mm SL;

BIOECOL_SP35P12. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0"W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P19. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P24. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P27. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 171 mm SL; BIOECOL_SP35P30.

Identification. Body slightly elongated and laterally compressed, covered with scales. Terminal mouth, with two series of teeth in the premaxilla. Complete lateral line, with 39 to 42 perforated scales. It has a dorsal fin and adipose fin. It has a small, diffuse humeral spot, slightly elongated vertically and generally located above the lateral line. The caudal fin is reddish, the dorsal and anal fins are slightly pink and the remaining fins are hyaline or sparsely pigmented with black chromatophores (Malabarba et al. 2013).

Family Crenuchidae

***Characidium aff. zebra* Eigenmann, 1909**

Figure 3.9

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 74 mm SL; BIOECOL_SP9P02. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 74 mm SL; BIOECOL_SP35P01.

Identification. Elongated, almost cylindrical body, slightly laterally compressed, covered with scales. Small, subterminal mouth, with tiny teeth. Body with a narrow, black longitudinal band, extending from the snout to the base of the middle rays of the caudal fin. Margin of pigmented scales, giving a reticulated appearance to the sides of the body. Hyaline fins, without spots. Complete lateral line, with 35 to 37 perforated scales (Malabarba et al. 2013).

***Characidium gomesi* Travassos, 1956**

Figure 3.35

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P01. ° Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P02. ° Gameleira City, Córrego do Quilombo; 16°27'15.97" S, 48°40'26.51" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P03. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P09. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 65 mm SL;

BIOECOL_SP10P21. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P24. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P25. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P27. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 65 mm SL; BIOECOL_SP10P33.

Identification. It has a bare isthmus and chest, without scales. Its pigmentation is dark and forms longitudinal bands, not very clear, above the lateral line. Transverse, triangular bars are also formed, with the base facing the back. The fins are clear, dotted with black and have irregular V-shaped bands. The fins have an opening facing outward and a clear end to the rays. The caudal fin is made up of irregular patches that form a mosaic (Fialho 2004).

Family Curimatidae

***Cyphocharax corumbae* Pavanelli & Britski, 1999**

Figure 3.12

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9" S, 48°43'10.0" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 120 mm SL; BIOECOL_SP12P02. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 14 specimens; sex. indet., 120 mm SL; BIOECOL_SP12P12.

Identification. Body moderately elongated, greater depth at the origin of the dorsal fin. General coloring of the background light brown or yellowish, darker on the head and dorsal part of the body. Irregular, dark band on the upper portion of the operculum, at the level of the middle portion of the eye. The obscure middorsal band extends from the back of the head to the origin of the dorsal fin and between the dorsal and adipose fins. Pores on lateral line scales delineated by dark pigmentation spots. Dark longitudinal stripe about one scale wide, extending along the lateral line of the supracleithrum to the base of the middle rays of the caudal fin and continuing posteriorly until almost reaching the tip of the rays. Dorsal fin dark anteriorly and distally. Lower lobe of the caudal fin dark. Hyaline paired and anal fins (Pavanelli and Britski 1999).

***Cyphocharax modestus* Fernández-Yépez, 1948**

Figure 3.13

Material examined. BRAZIL – Goiás. Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 162 mm SL; BIOECOL_SP13P12.

Identification. It has jaws completely devoid of teeth, anterior mouth, 31 to 36 scales on the lateral line, dorsal with nine branched rays, red caudal fin, when alive (Fialho 2004).

***Steindachnerina insculpta* Fernández-Yépez, 1948**

Figure 3.39

Material examined. BRAZIL – Goiás. Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 161 mm SL; BIOECOL_SP39P09.

Identification. Elongated body; mouth terminal, premaxilla, dentary and toothless maxilla in adults. Lateral line with scales (34–40). Silver background color; conspicuous black longitudinal stripe along lateral line to distal margin of median caudal fin rays, largest on caudal peduncle. Yellowish fins; dorsal fin with few scattered black chromatophores (GBIF.org 2022).

Family Erithrinidae

***Hoplias curupira* Oyakawa & Mattox, 2009**

Figure 3.18

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P05. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P09. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P19. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P30. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 299 mm SL; BIOECOL_SP18P31.

Identification. It always presents four pores of the laterosensory canal along the ventral surface of the dentary, which gradually subdivide into four patches of multiple pores in specimens larger than 60 mm SL; dark brown color on the head and body; rounded anterior profile of the head in lateral view (Oyakawa and Mattox 2009).

Family Parodontidae

***Apareiodon ibitiensis* Amaral Campos, 1944**

Figure 3.1

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P04. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P08. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P15. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W;

12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P16. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P21. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P27. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P13. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 14 specimens; sex. indet., 113 mm SL; BIOECOL_SP1P33.

Identification. Dark back, a black stripe along the lateral line continues to the tips of the median rays of the caudal; a dark spot on the snout and another at the base of the operculum; five more dark stripes, however, transverse, starting from the back, crossing the longitudinal and disappearing on the ventral side of the body. The caudal, which is dark fimbriated, has an oblique stripe at the base of each lobe; dorsal with two dark stripes, one at the base and one at the margin; pectorals and ventrals with the upper surface blackish, the lower side pale; slightly pigmented anal and adipose tissue (Campos 1944).

***Parodon nasus* Kner, 1859**

Figure 3.28

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 127 mm SL; BIOECOL_SP28P02. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 127 mm SL; BIOECOL_SP28P09. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 127 mm SL; BIOECOL_SP28P27.

Identification. It has a jaw with a straight edge, with two to four lateral teeth. The premaxilla has a row of 4 spatulate, cusped teeth, ending in a straight edge. Along the lateral line, the longitudinal strip extends upwards and downwards, forming a relatively regular zigzag (Fialho 2004).

Order Cichliformes

Family Cichlidae

***Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983**

Figure 3.11

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 95 mm SL; BIOECOL_SP11P06. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 95 mm SL; BIOECOL_SP11P12. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 95 mm SL; BIOECOL_SP11P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0"W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 95 mm SL; BIOECOL_SP11P19. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro;

16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 95 mm SL; BIOECOL_SP11P31.

Identification. Its body is tall, its body height is contained 1.9-2.3 times the standard length. Its operculum is smooth. The first branchial arch is normal, without lobe. It has small scales on the membrane of the dorsal and anal fins. It has about eight transverse bands extending to the ventral region, but absent on the head. There is a dark spot in the middle of the flank, irregular and not very conspicuous (Fialho 2004).

***Geophagus iporangensis* Quoy & Gaimard, 1824**

Figure 3.14

Material examined. BRAZIL – Goiás. Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 122 mm SL; BIOECOL_SP14P18. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 122 mm SL; BIOECOL_SP14P21.

Identification. Easily recognized by the transverse black band that cuts the orbit. It also has five transverse bands on the trunk, the first at the beginning of the dorsal fin. It also presents a black spot in the middle region of the body and several metallic blue spots spread across the body, mainly on the operculum (Oyakawa et al. 2006).

Order Cyprinodontiformes

Family Poeciliidae

***Poecilia reticulata* Peters, 1859**

Figure 3.33

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P05. ° Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 9 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P06. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P08. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 127 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P11. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P12. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S, 48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 28 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P14. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P18. ° Orizona City, Ribeirão do Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 49 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P19. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P25. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00"

W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 64 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P26. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P28. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P29. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P30. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 50 mm SL; BIOECOL_SP33P33.

Identification. Elongated body. Upper mouth, prognathous tooth; premaxilla and dentary with several small teeth. Pale yellow background color; scales with a dark brown border, giving a reticulated pattern to the body; males with several black or colored spots and irregular stripes. Yellowish fins (males with black or colored spots); upper caudal fin rays extended (GBIF.org 2022).

Order Gymnotiformes

Family Gymnotidae

***Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758**

Figure 3.15

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 12 specimens; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P05. ° Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P06. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P12. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S, 48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P14. ° Vianópolis City, Córrego Firmeza; 16°52'0.27" S, 48°13'13.71" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 6 specimens; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P17. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P28. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 760 mm SL; BIOECOL_SP15P31.

Identification. It presents light, narrower, and dark bands, wider than *G. sylvius*, inclined and alternating on the lateral region of the body (Oyakawa et al. 2006).

***Gymnotus sylvius* Albert & Fernandes-Matioli, 1999**

Figure 3.16

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira City, Córrego do Quilombo; 16°27'15.97" S, 48°40'26.51" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P03. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52"

S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P04. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P08. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 6 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P11. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P18. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P21. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P24. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P25. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P27. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P29. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 12 specimens; sex. indet., 420 mm SL; BIOECOL_SP16P30.

Identification. It presents a pattern of alternating and inclined light and dark bands as in *G. carapo*; however, in this species, the light bands are wider than the dark ones. Larger individuals, over 15 cm long, are easier to recognize because the dark bands begin to fragment, forming dark spots on the body (Oyakawa et al. 2006).

Order Siluriformes

Family Callichthyidae

***Aspidoras albater* Nijssen & Isbrücker, 1976**

Figure 3.3

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 36 mm SL; BIOECOL_SP3P33.

Identification. Background color of body and head pale tan. Four large, irregular, oblique, almost solid, black or dark brown spots on the body, and a few smaller, more or less isolated spots along the back. Base of dorsal fin rays with gray pigment; dorsal fin rays with one or two horizontal rows of gray dots. Spiny adipose fin, unpigmented adipose fin membrane. Pectoral and pelvic fins not pigmented; anal fin with some faint pigment forming a diffuse spot that extends variably to about half of the rays (Nijssen and Isbrücker 1976).

***Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976**

Figure 3.2

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P02. ° Gameleira City, Córrego do Quilombo; 16°27'15.97"

S, 48°40'26.51" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P03. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P08. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P11. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P22. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 20 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P26. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 38 mm SL; BIOECOL_SP2P29.

Identification. Its color is light, with dark brown pigmentation, forming irregular spots on the flanks. Its body has two series of elongated bony plates on its flanks, completely covering its surface. Its fins have poorly defined ranges of limits. The muzzle is compressed. The interorbital distance is less than the height of the head. The eyes are relatively small and located laterally (Fialho 2004).

Family Cetopsidae

***Cetopsis gobioides* Kner, 1858**

Figure 3.7

Material examined. BRAZIL – Goiás. Gameleira de Goiás City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6"S, 48°47'00.1"W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 109 mm SL; BIOECOL_SP7P27.

Identification. Elongated body; mouth terminal, premaxilla and dentary with villiform teeth, toothless maxilla and vomer with a row of conical teeth. Background color darker dorsally, lighter ventrally; back with few scattered dark gray chromatophores. Hyaline fins (GBIF.org 2022).

Family Heptapteridae

***Cetopsorhamdia iheringi* Schubart & Gomes, 1959**

Figure 3.8

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P02. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 22 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P05. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P08. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P09. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S,

48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P14. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P15. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 24 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P16. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P25. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P27. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P13. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P29. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 111 mm SL; BIOECOL_SP8P33.

Identification. Its body does not have scales or transverse bands in the region of the back that precedes the dorsal fin. The gill rakers are few in number: 3 or less on the upper branch and 8 or less on the lower branch. The lips are thin, without folds of skin. The eye is small, with a diameter contained more than 6 times the length of the head (Fialho 2004).

***Imparfinis schubarti* Gomes, 1956**

Figure 3.22

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 17 specimen; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P02. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 18 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 15 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P12. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P27. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 93 mm SL; BIOECOL_SP22P31.

Identification. This fish has a naked body. There are usually transverse bands on the back, in the region preceding the dorsal fin. It has numerous gill rakers, 3 or more on the upper branch and 9 or more on the lower. Their lips are thin, without folds of skin. The eye is large (diameter contained less than 6 times the length of the head) (Fialho 2004).

***Phenacorhamdia tenebrosa* Schubart, 1964**

Figure 3.29

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P02. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S,

48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 20 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P12. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P22. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P24. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P25. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P27. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P13. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P29. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P31. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 75 mm SL; BIOECOL_SP29P33.

Identification. It has a naked, very elongated body. The height of its body is contained more than 4 times the standard length. The head is strongly depressed and the mouth is anterior. The fin is dorsal and not preceded by an aculeus. The caudal is forked and the adipose is long. There is a broad, dark transverse stripe at the base of the caudal fin (Fialho 2004).

***Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917**

Figure 3.32

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 142 mm SL; BIOECOL_SP32P01. ° Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 142 mm SL; BIOECOL_SP32P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 142 mm SL; BIOECOL_SP32P09.

Identification. Elongated body; mouth terminal, premaxilla and dentary with several tiny, villiform teeth. Beige background color; two dark brown longitudinal stripes, one along the lateral line and the other slightly below the dorsal fin. Hyaline fins (GBIF.org 2022).

***Rhamdia aff. quelen* Quoy & Gaimard, 1824**

Figure 3.36

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL;

BIOECOL_SP36P05. ° Silvânia City, Córrego Sapinho; 16°33'37.43" S, 48°29'12.50" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P06. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P08. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P11. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P12. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S, 48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P14. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P15. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P16. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P18. ° Orizona City, Córrego do Barreiro; 17°9'37.87" S, 48°6'27.09" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P22. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P25. ° Silvânia City, Córrego Bálsamo; 16°29'54.00" S, 48°29'27.00" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P26. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P27. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P13. ° Vianópolis City, Córrego São João; 16°43'36.0" S, 48°18'14.2" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P28. ° Vianópolis City, Córrego Santa Bárbara; 16°45'50.36" S, 48°17'53.76" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P29. ° Orizona City, Ribeirão das Areias; 17°09'11.00" S, 48°13'36.99" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P32. ° Silvânia City, Córrego das Gamelas; 16°27'36.38" S, 48°27'39.38" W; 01.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 610 mm SL; BIOECOL_SP36P33.

Identification. Dorsal and lateral region light gray and ventral region yellowish. They may also have numerous dark gray spots distributed over the back and side of the body. Other characteristics that help in identification are the very elongated maxillary barbel, reaching the base of the caudal fin, and the adipose fin, also very long, starting at the end of the dorsal fin and ending at the caudal peduncle. (Oyakawa et al. 2006).

Family Loricariidae

***Hypostomus ancistroides* Ihering, 1911**

Figure 3.19

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anápolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 210 mm SL; BIOECOL_SP19P04. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S,

48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 210 mm SL; BIOECOL_SP19P31.

Identification. Its body is covered in bony plates in several series. It is brown with black spots including on the fins and ventral region. Its head is not covered in bristles. The lips are enlarged, in the shape of a suction cup. The teeth are very small and numerous, bilobed. It has abdominal plates, 26 plates in the longitudinal line, dorsal region with poorly developed keels (Fialho 2004).

***Hypostomus cf. strigaticeps* Regan, 1908**

Figure 3.20

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P05. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P08. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P16. ° Vianópolis City, Córrego Firmeza; 16°52'0.27" S, 48°13'13.71" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P17. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 10 specimens; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P27. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 160 mm SL; BIOECOL_SP20P13.

Identification. Lower mouth; premaxilla with 49-54 and dentary with 49-55 teeth. Brown background color; Light beige spot on the body, smaller on the head. Dark brown fins with light beige spots (GBIF.org 2022).

***Hypostomus nigromaculatus* Schubart, 1964**

Figure 3.21

Material examined. BRAZIL – Goiás. Silvânia City, Ribeirão Vermelho; 16°38'46.90" S, 48°38'58.40" W; 30.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P01. ° Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P04. ° Gameleira City, Córrego Mutirão; 16°27'03.2" S, 48°41'56.5" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P05. ° Vianópolis City, Córrego Barreiro; 16°26'4.51" S, 48°28'25.32" W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P08. ° Vianópolis City, Ribeirão Extrema; 16°45'27.73" S, 48°25'37.34" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P12. ° Vianópolis City, Córrego Águas Claras; 16°41'58.8" S, 48°10'10.0" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P14. ° Vianópolis City, Córrego Firmeza; 16°52'0.27" S, 48°13'13.71" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P17. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P18. ° Orizona City, Ribeirão do

Baú; 17°09'15.9" S, 48°19'25.0"W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P19. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P21. ° Orizona City, Córrego Taquaral; 16°53'18.69" S, 48°20'4.84" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P24. ° Orizona City, Córrego do Salto; 16°56'12.30" S, 48°8'59.17" W; 07.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P25. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 8 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P27. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 3 specimens; sex. indet., 102 mm SL; BIOECOL_SP21P31.

Identification. It has conspicuous dark spots, increasing in size towards the back, a deeper head and a short, curved pectoral fin spine, generally widened in the distal region, with a club-shaped appearance. Posterior edge of adipose-fin membrane vertical and straight or slightly convex (Martins et al. 2014).

***Neoplecostomus corumba* Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008**

Figure 3.26

Material examined. BRAZIL – Goiás. Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 25 specimens; sex. indet., 81 mm SL; BIOECOL_SP26P04. ° Vianópolis City, Córrego Alegrete; 16°47'4.36" S, 48°8'40.81" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 81 mm SL; BIOECOL_SP26P15. ° Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 81 mm SL; BIOECOL_SP26P21. ° Vianópolis City, Ribeirão do Funil; 16°33'7.08" S, 48°22'2.16" W; 16.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 4 specimens; sex. indet., 81 mm SL; BIOECOL_SP26P27.

Identification. Trunk and caudal peduncle dorsally rounded in cross section; body flattened ventrally to the origin of the anal fin, flat to slightly rounded to the caudal fin. Tip of snout bare. Ventral surface of head bare except for a plate containing odontodes in front of the gill openings. Well-developed and rounded lips. Lateral portion of the body with a darker upper region and lighter lower region, just below the lateral line, not easily visualized in large specimens. Dorsal fin with irregular series of dark spots on the rays. Caudal fin irregularly dark at the base and distal portion of the rays, leaving two lighter areas in the median portion and tips of the rays. Pectoral, pelvic and anal fins with dark spots forming irregular, generally diffuse bands. Adipose fin generally dark laterally and light on the dorsal portion of the spine (GBIF.org 2022).

***Rhinolekos britskii* Martins, Langeani & Costa, 2011**

Figure 3.37

Material examined. BRAZIL – Goiás. Bonfinópolis City, Córrego Magalhães; 16°35'02.9"S, 48°43'10.0"W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P02. ° Gameleira City, Córrego do Quilombo; 16°27'15.97" S, 48°40'26.51" W; 19.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P03. ° Anópolis City, Rio Piracanjuba; 16°26'6.52" S, 48°49'18.75" W; 20.IX.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P04. ° Vianópolis City, Córrego da Lagoa; 16°30'17.65" S, 48°26'7.25"

W; 31.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P09. ° Vianópolis City, Ribeirão Soberbo; 16°41'05.3" S, 48°27'41.9" W; 15.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P11. ° Vianópolis City, Córrego da Pedra; 16°49'17.0" S, 48°06'21.3" W; 12.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P16. ° Orizona City, Confluence of the ribeirão Santa Bárbara and córrego Três Barras; 17°1'12.65" S, 48°19'0.37" W; 09.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P18. ° Vianópolis City, Ribeirão São Bento; 16°42'14.9" S, 48°08'05.0" W; 14.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 7 specimens; sex. indet., 40 mm SL; BIOECOL_SP37P13.

Identification. Dorsal profile of the convex body from the tip of the snout to the origin of the dorsal fin. Head without longitudinal crests, anterior margin rounded in dorsal view. Snout without rostral plate, presenting numerous small plates with fine odontodes; most anterior portion of the bare head. Body entirely covered by bony plates, except in the ventral part of the head, the region overlying the opening of the swim bladder capsule and around the anus and the origin of the pelvic fin. Background color of dorsal surface brown. Trunk with four dark crossbars. Region of the operculum not pigmented. Lateral portion of the brown body, with a dark longitudinal stripe, from the compound pterotic to the origin of the caudal fin. Ventral surface of the body practically unpigmented (Martins and Langeani 2011).

Family Pseudopimelodidae

***Rhyacoglanis paranensis* Shibatta & Vari, 2017**

Figure 3.38

Material examined. BRAZIL – Goiás. Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 69 mm SL; BIOECOL_SP38P31.

Identification. Pale yellow background color; dorsal and lateral surfaces of the head gray, with a light beige patch on the cheek; four dark brown transverse bars on the flank, one from the occipital process to the lateral line, one below the dorsal fin, one below the adipose fin and one on the posterior portion of the caudal peduncle. Dorsal fin dark brown, with hyaline distal margin (occasionally, hyaline spot in the middle of the last ray); pectoral and pelvic fins with a dark brown stripe in the middle; anal fin with two dark brown stripes, one at the base and one in the middle; caudal fin with dark brown transverse bar beyond the middle, joined to the dark brown transverse bar, posterior portion of the caudal peduncle and base of the caudal fin by a thin band along the median rays of the caudal fin, demarcating a rounded light beige spot on each lobe caudal fin (GBIF.org 2022).

Order Synbranchiformes

Family Synbranchidae

***Synbranchus* aff. *marmoratus* Bloch, 1795**

Figure 3.40

Material examined. BRAZIL – Goiás. Pires do Rio City, Córrego Saltador; 17°14'21.8" S, 48°13'49.8" W; 06.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 2 specimens; sex. indet., 1500 mm SL; BIOECOL_SP40P21. ° Vianópolis City, Córrego Capão Rico; 16°45'35.8" S, 48°13'29.9" W; 13.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 1500 mm SL; BIOECOL_SP40P30. ° Leopoldo de Bulhões City, Córrego Galheiro; 16°28'48.6" S, 48°47'00.1" W; 20.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 1 specimen; sex. indet., 1500 mm SL; BIOECOL_SP40P31. ° Orizona City, Ribeirão das Areias; 17°09'11.00" S, 48°13'36.99" W; 08.VIII.2019; Fabrício B. Teresa; 5 specimens; sex. indet., 1500 mm SL; BIOECOL_SP40P32.

Identification. Pectoral fins absent in adult individuals, anal and dorsal fins, when present, reduced to a fold of skin restricted to the posterior portion of the body, and a single gill opening located in the ventral part of the head (Oyakawa et al. 2006).

References

- Almeida TC de, Tessarolo G, Nabout JC, Teresa FB (2021) Non-stationary drivers on fish sampling efforts in Brazilian freshwaters. *Diversity and Distributions* 27: 1224–1234. <https://doi.org/10.1111/ddi.13269>
- Aquino PDP de, Colli GR (2017) Headwater captures and the phylogenetic structure of freshwater fish assemblages: a case study in central Brazil. *Journal of Biogeography* 44: 207–216. <https://doi.org/10.1111/jbi.12870>
- Beurlen K (1970) *Geologie von Brasilien*. 1st ed. Beurlen K (Ed.). Borntraeger, Berlin, Germany, 444 pp.
- Borges PP, Dias MS, Carvalho FR, Casatti L, Pompeu PS, Cetra M, Tejerina-Garro FL, Suárez YR, Nabout JC, Teresa FB (2020) Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. Hepp LU (Ed.). *PLOS ONE* 15: e0233733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233733>
- Campos AA (1944) Contribuição ao estudo das espécies brasileiras do gênero *leporinus*. *Papéis avulsos do departamento de zoologia* 16: 141–158.
- de Carvalho DR, de Castro DMP, Callisto M, Chaves AJ de M, Moreira MZ, Pompeu PS (2019) Stable isotopes and stomach content analyses indicate omnivorous habits and opportunistic feeding behavior of an invasive fish. *Aquatic Ecology* 53: 365–381. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09695-3>
- Casatti L, de Paula Ferreira C, Carvalho FR (2009) Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632: 273–283. <https://doi.org/10.1007/s10750->

- Ceneviva-Bastos M, Casatti L (2007) Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 97: 7–15. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000100002>
- Dagosta FCP, Pinna M De (2019) The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 2019: 1. <https://doi.org/10.1206/0003-0090.431.1.1>
- Darwall W, Bremerich V, De Wever A, Dell AI, Freyhof J, Gessner MO, Grossart H, Harrison I, Irvine K, Jähnig SC, Jeschke JM, Lee JJ, Lu C, Lewandowska AM, Monaghan MT, Nejstgaard JC, Patricio H, Schmidt-Kloiber A, Stuart SN, Thieme M, Tockner K, Turak E, Weyl O (2018) The Alliance for Freshwater Life : A global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28: 1015–1022. <https://doi.org/10.1002/aqc.2958>
- Delariva RL, Agostinho a. a., Nakatani K, Baumgartner G (1994) Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana river floodplain. *Revista Unimar* 16: 41–60.
- Dias MS, de Faria IF, Guarido PCP, Teresa FB, de Aquino P de PU, Quimbayo JP (2020) Historical distribution and current drivers of guppy occurrence in Brazil. *Journal of Fish Biology* 96: 877–885. <https://doi.org/10.1111/jfb.14271>
- Eigenmann CH (1921) The Nature and Origin of the Fishes of the Pacific Slope of Ecuador, Peru and Chili. *American Philosophical Society* 60: 503–523.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2022) Contando Ciência na Web: Região Centro Oeste do Brasil. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: 1. Available from: <https://www.embrapa.br/contando-ciencia/regiao-centro-oeste> (September 13, 2022).
- Ferreira C de P, Casatti L (2006) Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica* 6. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000300002>
- Ferreira KM (2007) Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311–326. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000300012>

- Fialho AP (2004) Peixes da bacia do rio Meia Ponte, GO - Volume 12 de Série Didática. 1st ed. Fialho AP (Ed.). Editora da UCG, Goiânia, Goiás, Brazil, 105 pp.
- GBIF.org (2022) GBIF - Global biodiversity information facility. GBIF Home Page: 1. Available from: <https://www.gbif.org/> (September 13, 2022).
- Geller I V., Garcia DAZ, Yabu MHS, Pereira AD, Ferraz JD, Fernandes AGJ, Magalhães ALB, Orsi ML (2020) Aquarismo no Brasil: do simples ao complexo e o descarte de espécies não nativas. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia* 1: 33–52.
- Gonino G, Benedito E, Cionek V de M, Ferreira MT, Oliveira JM (2020) A Fish-Based Index of Biotic Integrity for Neotropical Rainforest Sandy Soil Streams—Southern Brazil. *Water* 12: 1215. <https://doi.org/10.3390/w12041215>
- Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117: 847–858. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x>
- Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ (2015) Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46: 523–549. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400>
- ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: Volume VI. 1st ed. ICMbio (Ed.). ICMBio, Brasília, Distrito Federal, Brazil, 1232 pp.
- IMB - Instituto Mauro Borges de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos (2022) SIEG - Sistema de Estatísticas/Informações Geográficas: Geoinformação. Instituto Mauro Borges de Estatísticas e Estudos Socioeconômicos: 1. Available from: <https://www.imb.go.gov.br/> (September 13, 2022).
- Langeani F, de Lucena ZMS, Pedrini JL, Tarelho-Pereira FJ (2005) *Bryconamericus turiuba*, a New Species from the Upper Rio Paraná System (Ostariophysi: Characiformes). Armbruster JW (Ed.). *Copeia* 2005: 386–392. <https://doi.org/10.1643/CI-04-067R1>
- Langeani F, Castro RMC e, Oyakawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L (2007) Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7: 181–197. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>
- Lowe-McConnell RH (1999) Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. 1st ed. Agostinho AA, Júlio Jr. HF, Lowe-McConnell RH (Eds). Edusp, São Paulo, São

- Paulo, Brazil, 534 pp.
- Malabarba LR, Neto PC, Bertaco V de A, Carvalho TP, Santos JF dos, Artioli LGS (2013) Guia de identificação dos peixes da bacia do Rio Tramandaí. 1st ed. Editora Via Sapiens, Porto Alegre, 140 pp.
- Martins F de O, Langeani F (2011) *Rhinolekos*, a new genus with three new species of Hypoptopomatinae (Siluriformes: Loricariidae) from upper rio Paraná. Neotropical Ichthyology 9: 65–78. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000100004>
- Martins FO, Langeani F, Zawadzki CH (2014) A new spiny species of *Hypostomus Lacépède* (Loricariidae: Hypostominae) from thermal waters, upper rio Paraná basin, central Brazil. Neotropical Ichthyology 12: 729–736. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140035>
- Mazzoni R, Moraes M, Rezende CF, Miranda JC (2010) Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. Iheringia - Serie Zoologia 100: 162–168.
- Moraes MB De, Natacha C, Polaz M, Caramaschi EP (2017) Espécies Exóticas e Alóctones da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Implicações para a Conservação. Biodiversidade Brasileira 7: 34–54. Available from: <http://www.icmbio.gov.br/revistaelectronica/index.php/BioBR/issue/view/44>.
- Nijssen H, Isbrücker IJH (1976) The South American plated catfish genus *Aspidoras* R. von Ihering, 1907, with descriptions of nine new species from Brazil (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). Contributions to Zoology 46: 107–131.
- Nunes JB (2009) Peixes esportivos - Rio Araguaia e afluentes. 1st ed. Nunes JB (Ed.). Author's edition, Goiânia, Goiás, Brazil, 336 pp.
- Oyakawa OT, Mattox GMT (2009) Revision of the Neotropical trahiras of the Hoplias lacerdae species-group (Ostariophysi: Characiformes: Erythrinidae) with descriptions of two new species. Neotropical Ichthyology 7: 117–140. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000200001>
- Oyakawa OT, Akama A, Mautari KC, Nolasco JC (2006) Peixes de Riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo. 1st ed. Oyakawa OT, Akama A, Mautari KC, Nolasco JC (Eds). Editora Neotrópica, São Paulo, São Paulo, Brazil, 201 pp.
- Pavanelli CS, Britski HA (1999) Description of a new species of *Steindachnerina* (Teleostei: Characiformes: Curimatidae) from upper rio Paraná basin, Brazil. Ichthyological Exploration of Freshwaters 10: 211–216.

- Pereira LHG, Pazian MF, Hanner R, Foresti F, Oliveira C (2011) DNA barcoding reveals hidden diversity in the Neotropical freshwater fish *Piabina argentea* (Characiformes: Characidae) from the Upper Paraná Basin of Brazil. *Mitochondrial DNA* 22: 87–96. <https://doi.org/10.3109/19401736.2011.588213>
- Pereira LM, Dunck B, Benedito E (2021) Human impacts alter the distribution of fish functional diversity in Neotropical stream system. *Biotropica* 53: 536–547. <https://doi.org/10.1111/btp.12896>
- Reis RE, Helfman GS (2023) Fishes, Biodiversity of. In: Reference Module in Life Sciences. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822562-2.00092-X>
- Teresa FB, Casatti L (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 433–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00562.x>
- Teresa FB, Casatti L (2013) Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology* 11: 395–402. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000009>
- Teresa FB, Casatti L, Cianciaruso MV (2015) Functional differentiation between fish assemblages from forested and deforested streams. *Neotropical Ichthyology* 13: 361–370. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130229>
- Tonella LH, Ruaro R, Daga VS, Garcia DAZ, Vitorino OB, Lobato-de Magalhães T, dos Reis RE, Di Dario F, Petry AC, Mincarone MM, de Assis Montag LF, Pompeu PS, Teixeira AAM, Carmassi AL, Sánchez AJ, Giraldo Pérez A, Bono A, Datovo A, Flecker AS, Sanches A, Godinho AL, Matthiensen A, Peressin A, Hilsdorf AWS, Barufatti A, ... de Lucena ZMS (2023) NEOTROPICAL FRESHWATER FISHES: A dataset of occurrence and abundance of freshwater fishes in the Neotropics. *Ecology* 104. <https://doi.org/10.1002/ecy.3713>
- Tourinho MP, Costa APT, Martins KP, Bandeira MGS, Barbosa FG (2020) Scientific knowledge on threatened species of the Brazilian Red List: freshwater fish as a case study. *Environmental Biology of Fishes* 103: 719–731. <https://doi.org/10.1007/s10641-020-00978-5>
- Vieira TB, Tejerina-Garro FL (2014) Assessment of fish assemblages in streams of different orders in the Upper Paraná River basin, Central Brazil. *Iheringia - Serie Zoologia* 104: 175–183. <https://doi.org/10.1590/1678-476620141042175183>

Zawadzki CH, Pavanelli CS, Langeani F (2008) Neoplecostomus (Teleostei: Loricariidae) from the upper Rio Parana basin, Brazil, with description of three new species. Zootaxa 1757: 31. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.1757.1.2>

Supplemental Data

Supplementary data are available in the “.xlsx” document named “Data_Ichthyofauna_Piracanjuba River Basin”. In it are described the information of orders, families, species and geographic coordinates of the record of each individual.

CAPÍTULO II

To be submitted: Hydrobiologia

Anthropogenic, environmental, and spatial factors explain fish species and functional traits replacement among Neotropical headwater streams

Phamela Bernardes Perônico^{1*}, Hasley Rodrigo Pereira², Victoria Sousa¹, Lilian Casatti³, Francisco Leonardo Tejerina-Garro^{4,5}, Murilo Sversut Dias⁶, Mauricio Cetra⁷, Evanilde Benedito⁸, João Carlos Nabout¹, Rodrigo Assis de Carvalho¹, Fabrício Barreto Teresa^{1*}

¹ Universidade Estadual de Goiás, Campus Central, Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática, BR 153, Área Km 99, CEP 75132-903. Anápolis, GO, Brasil. ² Secretaria de Estado da Educação de Goiás- (Seduc-GO), Anápolis, Goiás, Brasil. ³ Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. ⁴ Centro de Biologia Aquática, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, Goiás, Brasil. ⁵ Laboratório de Biodiversidade-PPSTMA, UniEVANGÉLICA, Anápolis, Goiás, Brasil. ⁶ Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Distrito Federal, Brasília, Brasil, ⁷ Departamento de Ciências Ambientais (DCA), Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, Brasil, ⁸ Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, PR, Brasil.

* Autores correspondentes: Universidade Estadual de Goiás, Campus Central, Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática, BR 153, Área Km 99, CEP 75132-903. Anápolis, GO, Brasil. E-mails: phamelabernardes@gmail.com; fabricioteresa@yahoo.com.br

Abstract

In this study, we investigated the drivers of taxonomic and functional beta diversity in Neotropical headwater streams, considering anthropogenic impacts, environmental conditions, and spatial factors. Our hypotheses posited that natural conditions drive turnover, whereas anthropogenic stressors and spatial factors contribute to nestedness patterns (H1, H2). Using a dataset of 227 streams in the Upper Paraná River basin, we conducted fish sampling and characterized environmental variables including bioclimatic factors, land cover, and anthropogenic threats. Anthropogenic impacts, including land use changes and habitat degradation, along with spatial isolation, significantly influenced taxonomic and functional beta diversity patterns. While turnover was primarily influenced by interactions among these factors, nestedness patterns were more associated with natural and spatial conditions alone. These results highlight the importance of considering multiple drivers in conservation efforts aimed at preserving freshwater biodiversity amidst growing anthropogenic pressures.

Keywords

Beta diversity, Replacement, Nestedness, Taxonomic and functional structure, Stream fishes.

Introduction

Over time, lotic systems were negatively impacted by the increment of anthropogenic activities all over the world resulting in different levels of habitat degradation (Miranda et al. 2019). For example, large rivers are often subject to the creation of dams for hydropower generation or mining activities affecting the whole structure of the freshwater habitat (Fearnside, 2006; Pelicice et al. 2021a). In turn, smaller watercourses such as streams are highly influenced by changes in the surrounding riparian vegetation since its loss favors increased siltation and macrophyte cover, and a decrease of coarse particulate organic matter (Teresa & Casatti, 2010; Casatti et al. 2021; Dala-Corte et al. 2016). Many times, these changes lead to the homogenization of biological communities via native species loss, and an increase of species with generalist habits (Dala-Corte et al. 2016; Ribeiro et al. 2016, Barbosa et al. 2020). Combined with other

current threats to freshwater systems (Reid et al. 2019), these activities place rivers and streams among the most threatened habitats worldwide (Santana et al. 2021; Del Puerto et al. 2022).

For stream fishes, changes in the land use and the loss of instream habitat heterogeneity may cause profound changes in their physiology, and populations. For example, Casatti (2010) showed that changing the Brazilian Forest Code to allow higher levels of deforestation in riparian zones could expose fish species to sunlight and higher water temperatures which affect their metabolism and reproduction. Studying Amazonian streams, Casatti et al. (2020) found that streams under the influence of pasture or deforestation presented higher abundance of opportunistic species such as small characins. Therefore, land use changes are often associated to the substitution of specialist and sensitive species by generalist ones (Dala-Corte et al. 2016; Qiao et al. 2022). Since species do not contribute equally to biological processes, such changes may also disrupt community structure and ecosystem functioning (Zhang et al. 2019). According to Cantanhêde et al. (2021), the taxonomic and functional structure of Amazonian stream fish assemblages are influenced by impacts generated by pasture. In this case, these authors reported that impacted streams have lower occurrence of species with parental care or piscivorous, invertivorous, and benthic habits. Similar results were found by Barbosa et al. (2020) in headwater streams of the Southern Brazilian region. Despite the influence of human actions, several studies have also demonstrated that environmental conditions, space, and spatially structured environments drive taxonomic and functional composition and diversity of fish assemblages (Carvalho & Tejerina-Garro, 2015; Rodrigues-Filho et al. 2018; Borges et al. 2020). In this context, it is important to understand in what extent anthropogenic activities, environmental conditions, and space are responsible to drive community structure and diversity patterns of fish assemblages in streams.

In recent years, there was an increase in the number of studies on beta diversity patterns of fish assemblages (Brown & Swan 2010; Peláez et al. 2017; Zbinden & Matthews, 2017; Huang et al. 2019; Peláez & Pavanelli, 2019; Carvalho et al. 2020). Understanding how fish assemblages change from one community to another, and which factors affect this variability, may give us important clues on the mechanisms that shape the patterns of metacommunities. For example, beta diversity is often decomposed in two basic components: 1) turnover, when species are substituted from one community to another; and 2) nestedness, when poorest communities are a subset of more speciose

communities (Podani et al. 2013; Huang *et al.* 2019). In habitats with pristine conditions, higher environmental heterogeneity within and among localities could favor the occurrence of different species and generates a turnover pattern (Tejerina-Garro et al. 2005; Carvalho et al. 2020). Therefore, environmental differences among streams (species sorting) would define assemblage's composition and diversity (Altermatt, 2012; Brown et al. 2016). On the other hand, altered conditions in impacted habitats could lead to the persistence of fewer species and the formation of assemblages as a subset of richest assemblages, resulting in a nestedness pattern (Bittencourt et al. 2019).

Additionally, the dendritic nature of freshwater systems promotes different levels of connectivity among watercourses and may influence species dispersal (Altermatt et al. 2013), driving both turnover and nestedness components of beta diversity (Kang et al. 2018; Castro et al. 2020; Brejão et al. 2021). In this case, if dispersal rates are moderate to high species would be able to disperse effectively through the dendritic network and access sites with suitable environments. On the other hand, if dispersal rates are low, species would not disperse effectively through the dendritic network to occupy suitable environments. In this context, local diversity of communities would be partially or totally structured independently of suitable environmental conditions (Hitt & Angermeier, 2011; Karna et al. 2015; Heino et al. 2015). Therefore, it is important to comprehend whether beta diversity patterns are linked with human actions, environment, and/or spatial components.

Based on this framework, we investigated whether components of fish beta diversity in Neotropical headwater streams are determined by anthropogenic impacts, natural environmental conditions, and/or spatial factors. First, we hypothesized that natural environmental conditions are responsible for species and functional traits turnover because local environmental conditions may differ among headwater streams (H1), filtering different species in each one of them (species sorting, Leibold et al. 2004; Tejerina-Garro et al. 2005). On the other hand, we also hypothesized that anthropogenic stressors and spatial factors would be responsible for species and functional nestedness (H2) because anthropogenic stressors such as changes in land use may cause the loss of species and traits in some assemblages (Pelicice et al. 2021b), and the isolation of headwater streams may limit species dispersal and their occurrence (Gianuca et al. 2017; Peláez & Pavanelli, 2019; Carvalho et al. 2020). Despite different studies have already tested the influence of these three drivers on beta diversity of freshwater fish assemblages,

as far as we know, no study have evaluated their effects at the same time on beta diversity components of Neotropical headwater streams.

Material and Methods

Study area and ichthyofauna sampling

We used a dataset formed by 227 streams from 1st to 3rd order (Strahler's classification) located in the upper Paraná ecoregion of the Brazil (Figure 6). This basin is a good model to test the effects of anthropogenic, environmental, and spatial factors on patterns of fish beta diversity because it has 750 km of extension, and it drains a great portion of the Brazilian central-south region (see Abell et al. 2008). Therefore, this ecoregion shows a great variety of freshwater habitats within an extensive area characterized by several landscape changes in the past 30 years which are imperiled by urban centers and intense economic activities (Garcia et al. 2018; Borges et al. 2020; Rudke et al. 2022). Moreover, it encompass a great diversity of freshwater fish species (Dagosta et al. 2024).

In all streams, fish sampling was carried out in stretches of 50m using the electrofishing method where dip nets are coupled into a generator that enables stunning and capturing fishes. After sampling, all fishes were fixed in formalin solution and posteriorly in alcohol 70%. Fish species identification was confirmed by evaluation of two experts in the ichthyofauna of Brazilian streams (Dr. Francisco Langeani and Dr. Fernando R. Carvalho).

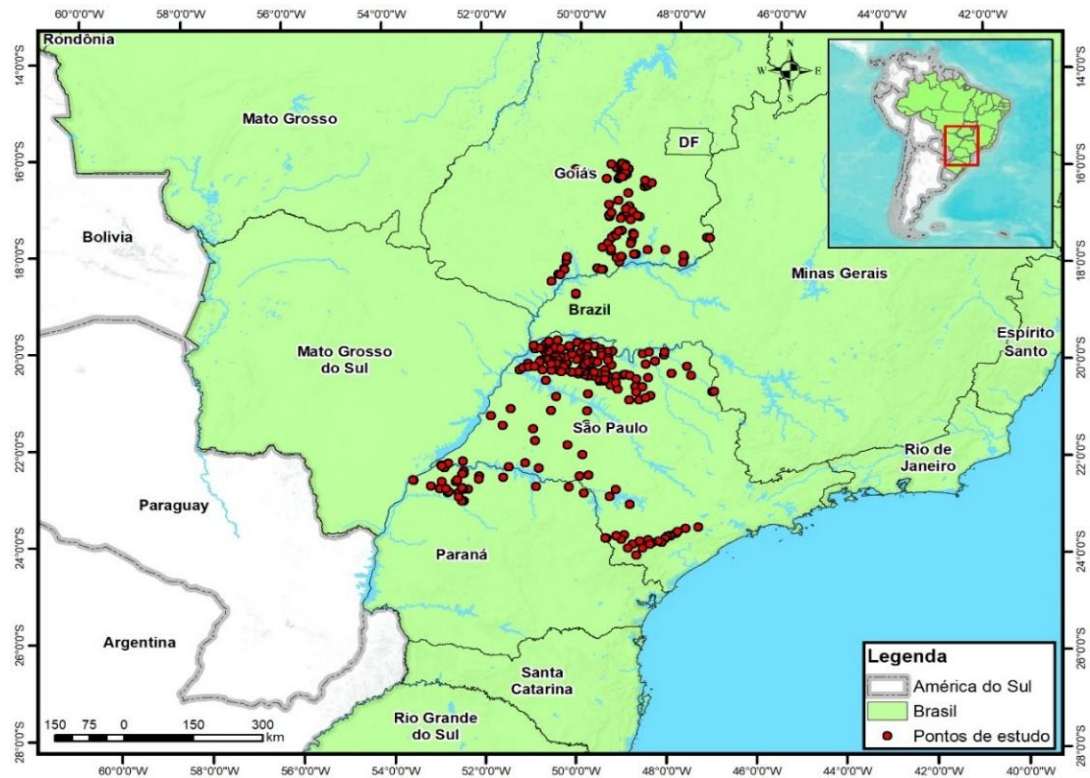


Figure 6. Location of stream where freshwater fish assemblages were sampled in the Upper Paraná ecoregion, Brazil.

Environmental and landscape variables

Considering that macroscale variables are good proxies for local environmental variables when this type of data is absent (Frederico et al. 2014), we characterized environmental conditions of streams according to the following bioclimatic variables: (annual mean temperature, temperature seasonality, annual temperature, annual water precipitation, precipitation in the wettest month, and precipitation seasonality), and topographic variables (mean altitude and declivity). The bioclimatic variables were obtained in a spatial scale of 1 km of resolution from *CHELSEA - Climatologies at High Resolution for the Earth's Land Surface Areas* (<https://chelsa-climate.org/>), whereas the topographic data was obtained from the *AMBDATA* (<https://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>) with a spatial scale of 1 km of resolution.

Land cover and land use data were obtained using the software *MapBiomas* (<https://brasil.mapbiomas.org/>) with a spatial resolution of 30 meters. For each stream, we obtained satellite images relative to the year of the fish sampling using four different spatial scales: 1) a circular buffer of 100 m around each stream; 2) a circular buffer of 500 m around each stream; 3) a 100 m wide strip along the entire hydrographic network located upstream of the sampling point (riparian scale); and 4) microbasin scale

represented by all drainage area upstream of the sampling location. Data for each microbasin was obtained using an elevation digital model available in ASTER Global Water Bodies Database (<https://lpdaac.usgs.gov/products/astwbdiv001/>). In each scale, all land use variables (Agriculture - AG, Pasture – PA, Mining – MI, Weirs – WE, Urban Infrastructure (UI), and Roads – RO) were expressed in percentage of the total area, and the remaining area was original vegetation.

We also obtained nine anthropogenic variables related to global threats to freshwater environments using an on-line database of fluvial threats (<http://www.riverthreat.net>). Variables encompassed an index of threat to biodiversity, nitrogen and phosphorus load, pesticides and sediment load, human hydric stress, agriculture lands, cattle ranch density, and agriculture hydric stress. All these data was provided in a spatial scale of 30' latitude-longitude (i.e., 0.5° degree).

Taxonomic and functional beta diversity calculation

To calculate total taxonomic beta diversity (TD), we used the Sorensen dissimilarity index on a species abundance matrix (species x stream) according to Podani & Schmera (2011). After that, we partitioned total beta diversity into taxonomic beta turnover (TD_{tur}), and taxonomic beta nestedness (TD_{nest}). To that we used the function “beta” of the BAT package (Cardoso et al. 2014) in the R Software (R Development Core Team 2024).

To calculate the total functional beta diversity (FD), we used a functional traits matrix (species x attributes) with 12 fish attributes representing the use and occupation of microhabitats by species, and their food habits. We measured the functional distance among fish species using the Gower’s distance on this trait matrix (function *funct.dist* from *mFD* package; de Bello *et al.* 2021), and we created a hierarchical grouping (Hclust) for each assemblage. Based on this hierarchical clustering, we calculated total functional beta diversity (FD), functional beta turnover (FD_{tur}), and functional beta nestedness (FD_{nest}) for fish assemblages using the functions *beta* and *beta.multi* from BAT package (Cardoso et al. 2014). All analyses were carried out in the R Software (R Development Core Team, 2024).

Data analyses

To avoid multicollinearity among explanatory variables, we calculated the variation inflation factor (VIF) for each set of variables (natural and anthropic), and we

excluded those variables with $VIF > 10$ (Zuur *et al.* 2010). This initial procedure retained the following natural variables: mean annual temperature, annual temperature, annual precipitation, precipitation in the wettest month, declivity, and size of drainage area. Anthropogenic variables retained for analyses were: remaining vegetation in the buffer of 100 m (RVB 100), remaining vegetation in the buffer of 500 m (RVB 500), remaining vegetation in the riparian scale (RVRS), remaining vegetation in the drainage scale (RVDS), cattle ranch density (CRD), agriculture lands, human hydric stress, sediment loading, phosphorous loading, nitrogen loading, and pesticide loading. We used the package *faraway* to calculate the VIF (Faraway, 2016) in the R Software (R Development Core Team 2024). Based on the pairwise distance matrix among parcels along the river, we calculated the Principal Coordinates of Neighborhood Matrices (PCNMs) using *pcnm* function in the Vegan package (Oksanen *et al.* 2022).

To test the hypotheses H1 and H2, we performed a distance-based Redundancy Analysis (dbRDA) relating resulting matrices from beta diversity partitioning (response variable) with anthropogenic, natural, and spatial drivers (predictor variables) (Legendre & Anderson, 1999). In this process, we used the function *forward.sel.par* from *adespatial* package aiming to retain variables with better predictive power (Miller & Farr, 1971). After that, we performed a variation partitioning to verify the relative explanation of natural, anthropogenic, and spatial variables on taxonomic and functional beta diversity, and their components, using the Vegan package (Oksanen *et al.* 2022).

Results

We registered 106 fish species occurring in the 227 streams sampled at the Upper Paraná River basin. Two species (*Astyanax lacustris* and *Rhamdia Suelen*) were classified as common species occurring in more than 50% of streams. Seven species (*Aspidoras fuscoguttatus*, *Psalidodon bockmanni*, *Psalidodon fasciatus*, *Cichlasoma paranaense*, *Oligosarcus pinto*, *Piabina argentea*, and *Poecilia reticulata*) were classified as accessory species occurring between 25% and 50% of sampled streams. All other species were considered as accidental species occurring in less than 25% of streams.

For taxonomic diversity, we found a high value of total beta diversity among fish assemblages ($TD = 0,78$), and most of this variability was explained by the turnover component ($TD_{tur} = 0,63$) rather than by nestedness ($TD_{nest} = 0,15$). For functional diversity, we found a lower value of total beta diversity ($FD = 0,42$). Despite higher, the

contribution of the turnover component in explaining the functional variation among streams ($FD_{tur} = 0,27$) was pretty like the contribution of the nestedness component ($FD_{nest} = 0,15$).

Our models revealed that anthropogenic, natural, and spatial factors explained approximately 17% of TD (Figure 7A, Table 1), and 14% of FD variation (Figure 7D, Table 3). However, when both TD and FD were disentangled into turnover and nestedness components, we observed that anthropogenic, natural, and spatial factors could predict a higher portion of the main component of beta diversity, i.e., the turnover (Figures 7B and 7E). The interaction among anthropogenic, natural, and spatial factors were responsible to explain most of the variation in TD_{tur} and FD_{tur} (Figures 7B and 7E, respectively). In the case of TD_{nest} and FD_{nest} , both natural and spatial factors alone were responsible to explain most of their variation (Figures 7C and 7F, respectively). For both taxonomic and functional beta turnover and nestedness the portion explained by unknown factors (residuals) were high.

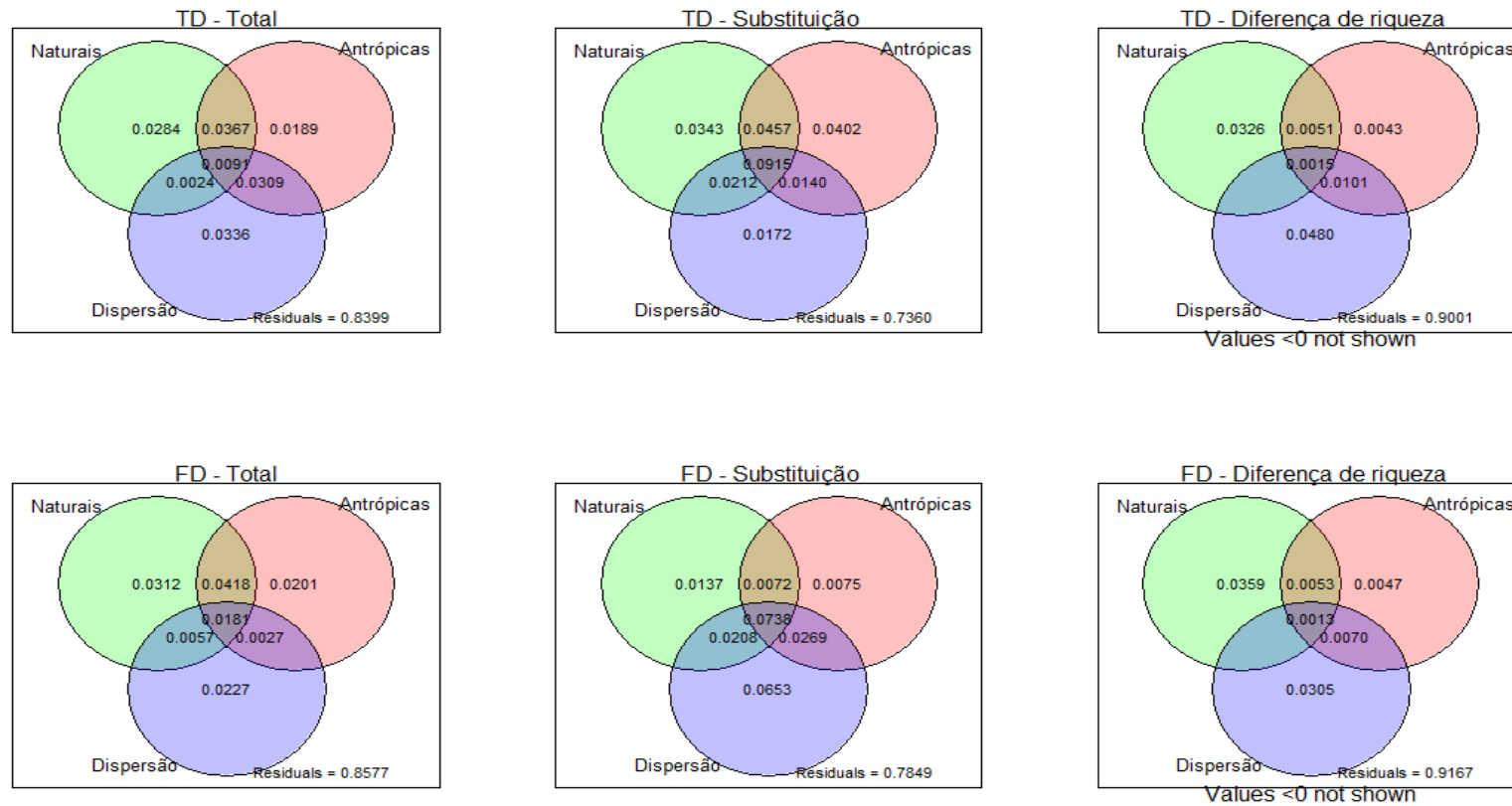


Figure 7. Variation partitioning of total taxonomic and functional beta diversity into components of taxonomic and functional beta turnover, and beta nestedness according to anthropogenic, natural, and spatial factors. Negative values were not presented.

Table 3. Redundancy analysis (dbRDA) based on distance matrices of taxonomic and functional beta diversity, and their two components (turnover and nestedness) according to anthropogenic, natural, and spatial factors.

Beta diversidade	Variáveis Naturais				Variáveis Antrópicas				Variável de dispersão			
	R ² adj.	Df	F	P	R ² adj.	Df	F	P	R ² adj.	df	F	P
TD	0,08	1	19,76	0,001	0,1	2	12,95	0,001	0,08	1	19,58	0,001
TDsubs	0,19	5	11,78	0,001	0,19	11	5,86	0,001	0,14	3	13,66	0,001
TDrich	0,04	2	5,4	0,006	0,02	3	2,62	0,051	0,06	1	14,89	0,014
FD	0,10	6	5,04	0,001	0,08	7	3,91	0,001	0,05	4	3,92	0,001
FDsubs	0,12	4	8,37	0,001	0,12	10	3,95	0,001	0,19	18	3,88	0,001
FDrich	0,04	2	5,84	0,004	0,02	3	2,41	0,055	0,04	1	9,78	0,024

Discussion

In recent years, several studies have found evidence of taxonomic turnover occurring among freshwater fish assemblages at different spatial scales (Vitorino Jr. et al. 2016; Peláez et al. 2017; Zbinden & Matthews, 2017; Peláez & Pavanelli, 2019; Carvalho et al. 2021; Nakamura et al. 2021), whereas functional turnover (Vitorino Jr. et al. 2016; Carvalho et al. 2021) and nestedness (Peláez & Pavanelli, 2019) were also observed. Studying a high number of fish assemblages at a regional scale, our study provides support for the predominance of taxonomic turnover over nestedness. Additionally, it indicates that spatially structured conditions (interaction among anthropogenic, natural, and spatial factors) were the main drivers responsible to explain most of the taxonomic turnover variation in headwater streams. Together, these results point that space may limit the dispersal of fish species among localities, and different anthropogenic and environmental conditions among localities could select different fish species. For example, streams under the influence of human activities could favor the occurrence of opportunistic species with more generalist habits, while streams with pristine conditions would favor specialist species (Dala-Corte et al. 2016; Barbosa et al. 2020; Casatti et al. 2020; Zeni et al. 2020). This is a reasonable scenario for the upper region of the Paraná River basin since it has a high number of fish species dispersing along a mosaic of impacted and preserved freshwater landscapes (Garcia et al. 2018; Borges et al. 2020; Rudke et al. 2022; Dagosta et al. 2024). Therefore, despite contradicting our initial expectation that turnover would be mainly driven by natural factors, these results reinforce the importance of dispersal- and niche-based processes in structuring patterns of fish beta diversity as already described in the recent literature, and they also add the importance of anthropogenic-based processes on it.

Our findings also indicated the predominance of functional turnover over nestedness among fish assemblages mainly driven by spatially structured conditions (interaction among anthropogenic, natural, and spatial factors) and the space alone. While the space probably reflects the ability of species with different functional traits in dispersing among sites with different distances (Carvalho et al. 2021), the spatially structured environment shows that nearby sites are similar in their conditions than distant sites (Soininen, 2016). Therefore, increasing the spatial distance among streams may also increase dissimilarities among their natural and/or human-induced conditions which would select species with distinct functional traits. Despite that, it is important to notice that the functional turnover was not too much higher than functional nestedness, and the latter was mainly structured by environment and space alone. Environmental filtering is recognized as an important driver of fish assemblage's structure in headwater streams, and this process may increase functional similarity among species (Carvalho & Tejerina-Garro, 2015). In this case, traits selection by environmental conditions and dispersal limitation imposed by spatial distance could also be capable of creating fish assemblages that would represent subsets of the regional pool, i.e., a nestedness pattern. Carvalho et al. (2021) described a similar scenario for headwater streams of the upper Tocantins-Araguaia River basin; thus, taxonomic turnover would not necessarily lead to a strong functional turnover (Zeni et al. 2020).

Two aspects of our variation partitioning models are relevant to be discussed here. First, disentangling fish beta diversity into turnover and nestedness may enhance the capacity of predictor variables in explaining the variation of its main component. In this case, future conservation and ecological studies should consider using these components. Second, as observed in other studies with fishes (Zbinden & Matthews, 2017; Huang et al. 2019; Carvalho et al. 2021), most of the variation in taxonomic and functional beta diversity was explained unknown factors (residuals) and different factors may explain that. Despite bioclimatic variables are recognized as good proxies for local environmental variables (Frederico et al. 2014), the use of local variables directly linked with physico-chemical and structural conditions of streams may capture a stronger association with fish assemblages. Furthermore, other predictors such as biogeographic and historical factors can be used to explain fish beta diversity.

Freshwater ecosystems of the upper Paraná River basin have a long history of degradation by human actions which impacts its ichthyofauna; therefore, understanding how diversity is structured along space and which factors determine this structure is a

cornerstone for future conservation decisions. Our study demonstrated that different levels of land use, as well as distinct environmental conditions, along the spatial gradient of the upper Paraná River basin are responsible for species and functional traits replacement among fish assemblages of streams. This pattern turns on a warning signal because part of the variation among stream fish assemblages has been driven by unnatural conditions, and human impacts may select opportunistic species with more generalist habits disrupting ecosystem functioning (Dala-Corte et al. 2016; Casatti et al. 2020; Cantanhêde et al. 2021). In a long-term, the increase of human impacts on freshwater habitats could lead to a homogenization of species and/or functional traits among assemblages decreasing both local diversity and beta diversity. Considering the history of impacts of the upper Paraná River basin, the high diversity of its ichthyofauna, and the urgent need to protect ecosystem services, it is time to act to protect its freshwater fish diversity.

References

- Altermatt, F., 2012. Metacommunity dynamics. In Gibson, D. (ed.), Oxford Bibliographies Online: Ecology. Oxford University Press, New York.
- Altermatt, F., M. Seymour & N. Martinez, 2013. River network properties shape α -diversity and community similarity patterns of aquatic insect communities across major drainage basins. *Journal of Biogeography* 40: 2249–2260.
- Angeler, D. G. (2013). Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: Increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions*, 19(7), 772-781.
- Barbosa, A.S., Pires, M.M. & Schulz, U.H. 2020. Influence of Land-Use Classes on the Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams. *Environmental Management* 65, 618–629. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01274-9>
- Bittencourt BS, da Silva PG., Morato EF, Lima YG. (2019). Dung beetle responses to successional stages in the Amazon rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 28(10), 2745-2761.
- Borges PP, Dias MS, Carvalho FR et al (2020) Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: the role of environment, anthropogenic impact and

- dispersal-based processes. PLoS ONE 15(5): e0233733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233733>
- Brown, BL, Swan CM. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology* 79: 571–580.
- Brown BL, Sokol ER, Skelton J, Tornwall B. 2016. Making sense of metacommunities: dispelling the mythology of a metacommunity typology. *Oecologia* 183:643–652.
- Cantanhêde LG, Luiza-Andrade A, Leão H, Montag LFDA. 2021. How does conversion from forest to pasture affect the taxonomic and functional structure of the fish assemblages in Amazonian streams?. *Ecology of Freshwater Fish*, 30(3), 334–346.
- Cardoso P, Rigal F, Carvalho JC, Fortelius M, Borges PA, Podani J, Schmerea D. (2014). Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. *Journal of Biogeography*, 41(4), 749–761.
- Carvalho, R. A. & F. L. Tejerina-Garro, 2015. Environmental and spatial processes: what controls the functional structure of fish assemblages in tropical rivers and headwater streams? *Ecology of Freshwater Fish* 24: 317–328. <https://doi.org/10.1111/eff.12152>
- Carvalho, R.A., Teresa, F.B. & Tejerina-Garro, F.L. 2021. The effect of riverine networks on fish β -diversity patterns in a Neotropical system. *Hydrobiologia* 848, 515–529. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04459-9>
- Casatti L. 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica*. 10(4) <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400002>
- Casatti L., et al. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. *Neotropical Ichthyology*, 10(1), 205–214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>
- Casatti L, Brejão GB, Carvalho FR, Silva HP, Pérez-Mayorga MA, Manzotti AR, Zeni JO, Ramires BMS, Langeani F. 2020. Stream fish from recently deforested basins in the Meridional Amazon, Mato Grosso, Brazil. *Biota Neotrop.* 20 (1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2019-0744>
- Dagosta CP, et al. 2024. Fisher of the upper rio Paraná basin: diversity, biogeography, and conservation. *Neotropical Ichthyology* 22(1): e230066. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2023-0066>
- Dala-Corte RB, Giam XG, Olden JD, Becker FG, Guimarães TF. 2016. Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South

- Brazilian grasslands. *Freshwater Biology*, 61: 1921-1934.
<https://doi.org/10.1111/fwb.12825>
- Del Puerto P., et al. 2022. Impacts of land use and hydrological alterations on water quality and fish assemblage structure in headwater Pampean streams (Argentina). *Aquatic Sciences*, 84(1), 1-15.
- Faraway JJ. (2016). *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Chapman and Hall/CRC.
- Fearnside PM. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River Basin. *Environmental management*, 38(1), 16-27.
<https://doi.org/10.1007/s00267-005-0113-6>
- Frederico RG, De Marco P, Zuanon J (2014) Evaluating the use of macroscale variables as proxies for local aquatic variables and to model stream fish distributions. *Freshwater Biology* 59:2303–2314. <https://doi.org/10.1111/fwb.12432>
- Garcia DAZ, Britton JR, Vidotto-Magnoni AP, Orsi ML (2018) Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Parana ecoregion, Brazil). *Biological Invasions* 20:1229–1241. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1623-x>
- Gianuca, A. T., S. A. J. Declerck, P. Lemmens & L. Meester, 2017. Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of b-diversity. *Ecology* 98(2): 525–533
- Huang L., Huang J, Wu Z, Mo Y, Zou Q, Jeppesen E, Wu N. (2019). Beta diversity partitioning and drivers of variations in fish assemblages in a headwater stream: Lijiang River, China. *Water*, 11(4), 680.
- Legendre P., Anderson MJ. (1999). Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*, 69(1), 1-24.
- Miller JK, Farr SD. 1971. Bimultivariate redundancy: a comprehensive measure of interbattery relationship. *Multivariate Behavioral Research*, 6(3), 313-324.
- Miranda LE, Killgore KJ, Slack WT. 2019. Spatial organization of fish diversity in a species-rich basin. *River Research and Applications*, 35(2), 188-196.
<https://doi.org/10.1002/rra.3392>
- Oksanen J, et al. (2022). Community ecology package. *R package version*, 2(0).

- Nakamura G, Vincentin W, Suárez YR. 2021. Taxonomic and phylogenetic beta diversity in headwater stream fish communities of the Paraná and Paraguai River basins. *Neotrop. ichthyol.* 19 (01) <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0126>
- Peláez OE, Azevedo FM, Pavanelli CS. 2017. Environmental heterogeneity explains species turnover but not nestedness in fish assemblages of a Neotropical basin. *Acta Limnologica Brasiliensia* 29: e117.
- Peláez OE., C. S. Pavanelli, 2019. Environmental heterogeneity and dispersal limitation explain different aspects of b-diversity in Neotropical fish assemblages. *Freshwater Biology* 64: 497–505.
- Pelicice FM, et al. 2021a. Large-scale degradation of the Tocantins-Araguaia River basin. *Environmental Management*, 68(4), 445-452.
- Pelicice FM, et al. 2021b. Human impacts and the loss of Neotropical freshwater fish diversity. *Neotrop. ichthyol.* 19 (03). <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0134>
- Podani J, Schmera D. 2011. A new conceptual and methodological framework for exploring and explaining pattern in presence–absence data. *Oikos*, 120(11), 1625-1638.
- Podani J, Ricotta C, Schmera D. 2013. A general framework for analyzing beta diversity, nestedness and related community-level phenomena based on abundance data. *Ecological Complexity*, 15, 52-61.
- Qiao J, Li P, Li Q, Chu L, Wang K, Yan Y. 2022. Effects of land use on the β -diversity of fish assemblages in subtropical headwater streams, China. *Ecology of Freshwater Fish*, 31(3): 583-595. <https://doi.org/10.1111/eff.12653>
- R Development Core Team (2024) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>.
- Reid et al. 2019. Reid AJ, Carlson AK, Creed IF, Eliason EJ, Gell PA, Johnson PTJ et al. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol Rev* 94(3):849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Ribeiro, M. D., Teresa, F. B., & Casatti, L. (2016). Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotropical Ichthyology*, 14, e140185.
- Rodrigues-Filho, C.A.S., Gurgel-Lourenço, R.C., Bezerra, L.A.V. et al. How are local fish communities structured in Brazilian semiarid headwater streams?. *Hydrobiologia* 819, 93–108 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3650-8>

- Rudke AP et al. 2022. Landscape changes over 30 years of intense economic activity in the upper Paraná River basin. *Ecological Informatics*. 72: 101882
- Santana, M. L., Carvalho, F. R., & Teresa, F. B. (2021). Broad and fine-scale threats on threatened Brazilian freshwater fish: variability across hydrographic regions and taxonomic groups. *Biota Neotropica*, 21, e20200980.
- Soininen, J., 2016. Spatial structure in ecological communities—a quantitative analysis. *Oikos* 125: 160–166.
- Tejerina-Garro, F. L., M. Maldonado, C. Ibañez, D. Pont, N. Roset, T. Oberdorff, 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 91–108.
- Teresa FB, Casatti L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* (2010), 5(3): 444-453.
- Teresa FB, Souza LS, Silva DMA, Barbosa HO, Lima JD, Nabout JC. 2016. Environmental constraints structuring fish assemblages in riffles: evidences from a tropical stream. *Neotropical Ichthyology*, 14: e150185.
- Vitorino Jr., O. B., R. Fernandes, C. S. Agostinho & F. M. Pelicice, 2016. Riverine networks constrain b-diversity patterns among fish assemblages in a large Neotropical river. *Freshwater Biology* 61: 1733–1745.
- Zbinden ZD, Matthews WJ. 2017. Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. *Freshwater Biology*, 62(8), 1460-1471.
- Zeni, J.O., Hoeinghaus, D.J., Roa-Fuentes, C.A. et al. 2020. Stochastic species loss and dispersal limitation drive patterns of spatial and temporal beta diversity of fish assemblages in tropical agroecosystem streams. *Hydrobiologia* 847, 3829–3843. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04356-1>
- Zhang Y, Wang XN, Ding HY, Dai Y, Ding S, Gao X. 2019. Threshold responses in the taxonomic and functional structure of fish assemblages to land use and water quality: A case study from the Taizi River. *Water*, 11(4), 661.
- Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

CAPÍTULO III

To be submitted: Ecological Indicators

The impact of historical land-use changes on present-day aquatic communities in Neotropical streams

Phamela Bernardes Perônico^{1*}, Maísa Carvalho Vieira¹, Gabriel de Avila Batista¹, Ana Clara Maciel David¹, Pedro Henrique Francisco de Oliveira¹, Karine Borges Machado¹, João Carlos Nabout¹, Ludgero Cardoso Galli Vieira², Fábio de Oliveira Roque³, Fabrício Barreto Teresa^{1*}

¹ Universidade Estadual de Goiás, Campus Central, Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática, BR 153, Área Km 99, CEP 75132-903. Anápolis, GO, Brasil.

² Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais e Limnológicas, Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília, Planaltina, DF, Brasil.

³ Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.

* Autores correspondentes: Universidade Estadual de Goiás, Campus Central, Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática, BR 153, Área Km 99, CEP 75132-903. Anápolis, GO, Brasil. E-mails: phamelabernardes@gmail.com; fabricioteresa@yahoo.com.br

Resumo

Neste estudo, avaliamos a influência das mudanças nas trajetórias de uso do solo (Duração, Frequência e Magnitude) sobre comunidades aquáticas de riachos, utilizando uma combinação de Threshold Indicator Taxa Analysis (TITAN), Análise de Redundância (RDA) e PERMANOVA. Foram observadas diferenças nas respostas das comunidades biológicas entre duas escalas espaciais (local e rede de drenagem). Nas zonas de drenagem, a métrica de “duração” apresentou valores notavelmente mais elevados, especialmente para a comunidade de peixes, indicando uma resposta mais prolongada a perturbações. Já em zonas ripárias, as somas dos limites TITAN (Z- e Z+) para fitoplâncton e peixes foram mais discrepantes, demonstrando menor sensibilidade ou uma rápida adaptação a mudanças ambientais. O zooplâncton, por outro lado, demonstrou maior sensibilidade na magnitude relativa nas zonas ripárias do que nas de drenagem.

Palavras-chave

Histórico, Uso do solo, Débito de extinção, Trajetórias, Comunidades de água doce.

Introdução

O número de extinções de espécies registradas devido às atividades antrópicas aumentou rapidamente ao longo do último século e há indícios de sua intensificação (Jonsson et al. 1999; DeVos et al. 2015). Estimativas de risco de extinção que levaram em conta uma ampla gama de impactos climáticos e tipos de ecossistemas mostram que, frequentemente, as extinções observadas superam as previsões (Maclean & Wilson, 2011). Isso demonstra que ainda estamos distantes de ter ferramentas adequadas para antecipar a perda de espécies devido a grandes distúrbios antropogênicos, como a perda de habitat (Valiente-Banuet et al. 2014).

Nos últimos 40 anos, os ecossistemas de água doce apresentaram uma maior proporção de espécies ameaçadas por atividades humanas, com sua biodiversidade sendo reduzida mais rapidamente em comparação com organismos terrestres (Bergerot et al. 2015). Estes ambientes estão em perigo por várias razões: limitação natural de extensão; crescente extração e regulação de água para uso doméstico, agrícola e hidrelétrico; perda de qualidade da água devido ao uso e alteração antropogênica; isolamento espacial e fragmentação; além da invasão e ocupação por espécies exóticas (Lintermans et al. 2020), combinados ao efeito das mudanças climáticas (Dudgeon, 2019).

Um terço das espécies aquáticas está ameaçada de extinção globalmente, sendo grande parte atribuída à degradação, perda e fragmentação de habitats (Poole, 2004; Collen et al. 2013; Ridding et al. 2021). No entanto, estas comunidades podem não responder imediatamente após mudanças na paisagem, e diferentes paisagens podem estar expostas a diferentes histórias de uso do solo, de maneira que as respostas biológicas podem também mudar dependendo de como o uso do solo mudou ao longo do tempo (Camana et al. 2020). Diante disso, a análise do débito de extinção pode ser usada como uma maneira de prever se a perda de habitat no passado resultará em perdas futuras de espécies, apresentando uma atuação muito importante na quantificação do risco de extinção e na orientação de ações para conservação (Montgomery et al. 2021).

Nos ecossistemas de água doce, os riachos destacam-se por sua rede dendrítica, atuando como habitat e corredores para biota, que por sua vez responde a variação no clima, geologia e vegetação terrestre ao longo das redes fluviais cada vez mais alteradas pela ação humana (Stanley et al. 2016). Mudanças nas condições ambientais ripárias ou no interior de riachos também se alteram ao longo do tempo, e podem se associar a

atributos que refletem adaptações na história de vida dos organismos aquáticos, conseguindo ser um indicativo de espécies que provavelmente resistirão ou serão eliminadas de habitats impactados pelo uso do solo (Chua et al. 2020). Isto é possível pois a história de vida está ligada à evolução de características em um organismo que atuam como adaptações às variações ambientais (Larentis et al. 2022). Muitas espécies de vida longa adaptaram uma estratégia periódica de história de vida onde a longevidade compensa a variação na sobrevivência de juvenis e a influência ambiental no sucesso reprodutivo (Hamel et al. 2014).

Como os organismos enfrentam trocas entre investimentos energéticos para crescimento, reprodução e sobrevivência que moldam a evolução das estratégias de história de vida (Arkhipkin, 2004), é possível afirmar, então, que as condições ambientais desempenham um papel fundamental nesse sentido. Nos quais, condições estáveis e previsíveis podem beneficiar espécies de vida longa com maturação tardia e baixa fecundidade, enquanto condições ambientais imprevisíveis podem beneficiar espécies de vida curta com maturação rápida e alta fecundidade (Hitt et al. 2020). Uma vez que, espécies com ciclo de vida curto apresentam flutuações populacionais mais rápidas, pois completam seu ciclo de vida em menor tempo. Dessa forma, quando uma condição limita a reprodução de uma espécie com esse tipo de ciclo, os efeitos sobre a população são rapidamente observados, com a redução no número de indivíduos nascidos. Essas espécies tendem a oscilar mais em resposta a mudanças no ambiente e, consequentemente, podem ser eliminadas mais facilmente. A extirpação local de uma espécie provoca impactos imediatos na comunidade, refletindo-se na redução da riqueza de espécies. Por outro lado, em espécies com ciclo de vida longo, os efeitos das mudanças na paisagem demoram mais para serem percebidos tanto em nível populacional quanto comunitário (Surasinghe & Baldwin, 2014; Ortega et al. 2021).

Tendo em vista, portanto, que aspectos importantes das histórias de vida são simultaneamente dependentes de condições ecológicas (White et al. 2020) e considerando, também, a baixa existência de exemplos empíricos que consideraram respostas de longo prazo da história de vida dos organismos aquáticos às mudanças de uso do solo (Brejão et al. 2018; Camana et al. 2020), neste estudo objetivamos avaliar, de maneira inédita, os efeitos das trajetórias no uso do solo sobre diferentes grupos aquáticos (ictiofauna, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton) em diferentes escalas espaciais (local e rede de drenagem) em riachos localizados na região Neotropical.

Dessa forma, testamos a hipótese de que a perda e a substituição de espécies da ictiofauna têm uma resposta tardia à perda de vegetação nativa, enquanto os grupos de ciclo de vida mais curto (fitoplâncton, perifíton e zooplâncton) respondem mais rapidamente à perda de vegetação nativa recente.

Material e métodos

Área de estudo

Amostramos 32 riachos localizados na sub-bacia do rio Piracanjuba, um importante tributário do rio Corumbá, drenagem do rio Paranaíba, pertencentes a bacia do Alto Paraná, em Goiás, Brasil. Os 32 riachos estudados variaram de 1ª a 3ª ordem e estão localizados no Cerrado brasileiro, Centro-Leste do Estado de Goiás e foram selecionados visando contemplar a variabilidade ambiental, diferentes usos do solo e mudanças paisagísticas na região (Figure 8). As características climáticas da região são típicas do Cerrado brasileiro com dois períodos bem definidos de chuva e seca (Bustamante et al. 2012). As amostragens foram realizadas no período de seca (entre agosto e setembro) de 2019.

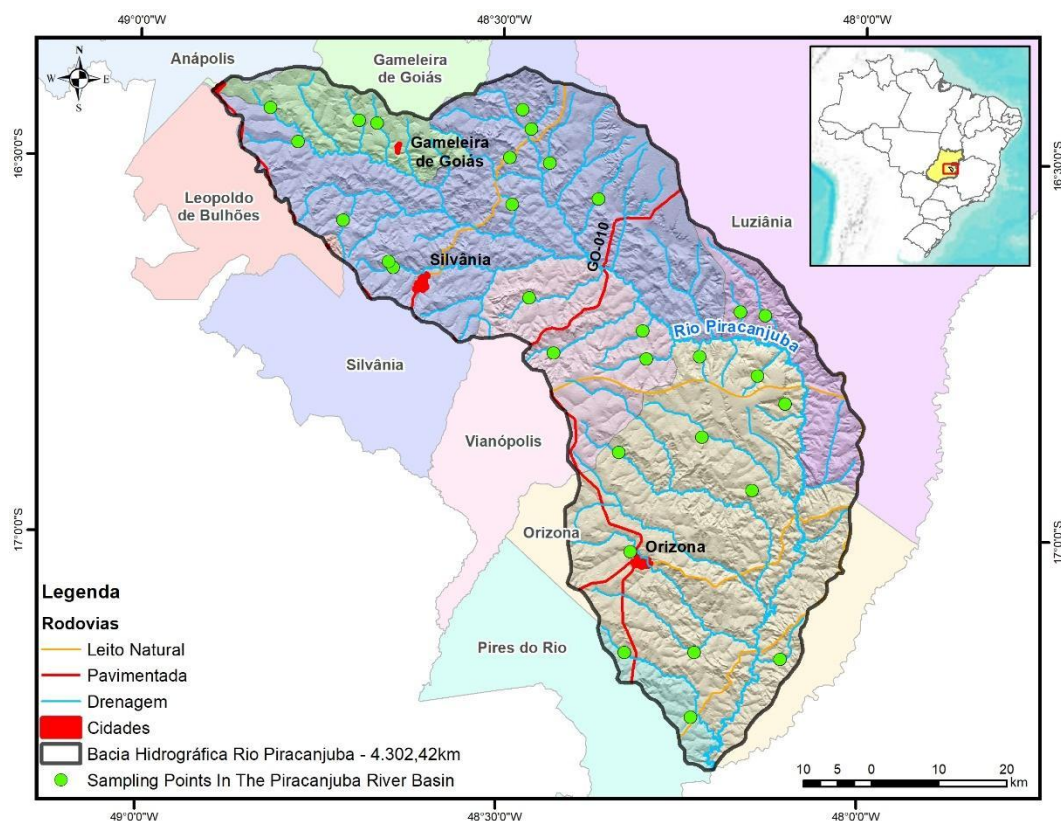


Figure 8. Riachos amostrados no rio Piracanjuba (Bacia do Paraná), Goiás, Brasil.

Dados de uso do solo

Determinamos a área da microbacia a montante de cada riacho (escala de drenagem) usando o Modelo Digital de Elevação (DEM) da área de estudo utilizando o Banco Dados de Corpos de Água Global ASTER (ASTWBD), com resolução espacial de aproximadamente 30 metros. Após a delimitação de cada microbacia, fizemos um *buffer* de 100 metros de largura ao longo de toda a malha hidrográfica à montante de cada ponto (escala ripária). Essas escalas foram geradas com o auxílio das ferramentas *ArcGIS* e *QGIS*. Utilizamos os dados de uso e cobertura do solo ao longo de 35 anos (1985-2019) do projeto *MapBiomas* (coleção 4.0) (resolução espacial de 30 metros; mapbiomas.org) no software *QGIS*. Consideramos as classes originais de cobertura e uso do solo do MapBiomas em quatro classes: Formação Florestal, Formação Savânica, Área Úmida Natural não Florestal, e Formação Campestre. Com isso, obtivemos a porcentagem de vegetação remanescente para cada um dos 32 pontos amostrais ao longo dos 35 anos.

Amostragem de grupos aquáticos

Ictiofauna

As coletas de ictiofauna foram realizadas por meio de uma passagem de pesca elétrica no sentido jusante-montante, ao longo de 80 metros de extensão (Mazzoni *et al.* 2010). Dois coletores portaram puçás acoplados a um gerador de corrente alternada e potência de 300W, e 1-2 A e um terceiro coletor acompanhou a dupla com um puçá não acoplado ao dispositivo. Após a captura, os peixes foram anestesiados com solução de Eugenol e, posteriormente, fixados por imersão em solução de formaldeído a 10% por pelo menos 72 horas. Em laboratório as amostras foram lavadas e transferidas para uma solução de etanol a 70%. A identificação dos peixes foi realizada por especialista e os espécimes encontram-se mantidos no Laboratório de Biogeografia e Ecologia Aquática da Universidade Estadual de Goiás. Os procedimentos adotados foram aprovados pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Estadual de Goiás (parecer 007/2019).

Fitoplâncton

As coletas do fitoplâncton foram realizadas em locais de poças, na subsuperfície da água (0,5 m) em todos os pontos amostrais. Para tal, foram selecionadas regiões de poças com fluxo da água menos intenso, situadas em locais com maior incidência

luminosa. Em seguida, estas amostras foram armazenadas em frascos âmbar de 100 mL, fixadas com solução de Lugol acético modificada e mantidas em local escuro (Vollenweider, 1974). No laboratório, a comunidade foi quantificada seguindo o método de Utermöhl (Utermöhl, 1958) em microscópio invertido modelo Zeiss Axiovert 25 com 400x de aumento. Os indivíduos (células, colônias e filamentos) foram contados em campos aleatórios até que nenhuma nova espécie fosse adicionada (Bellinger & Sigee, 2010). A identificação foi conduzida até o menor nível taxonômico possível.

Perifíton

As coletas de perifíton foram realizadas a montante de cada ponto amostral, onde cinco rochas foram escolhidas aleatoriamente num transecto de aproximadamente 10 metros. Em seguida, utilizando água destilada e uma escova com cerdas macias, foi realizada a raspagem de uma área correspondente a 25 cm² de cada rocha (Schneck & Melo, 2012). Esse processo foi realizado sempre no mesmo sentido, para minimizar a fragmentação de algas filamentosas. As amostras obtidas através dessa raspagem foram armazenadas em frasco âmbar de 100 mL, fixadas com Lugol acético, (Vollenweider, 1974) e encaminhadas para triagem em laboratório. A identificação e quantificação das espécies perifíticas aconteceu de forma semelhante ao fitoplâncton, seguindo o método de Utermöhl (Utermöhl, 1958) em microscópio invertido, em campos aleatórios até que nenhuma nova espécie fosse adicionada (Bellinger & Sigee, 2010).

Zooplâncton

O zooplâncton foi amostrado em cada riacho usando uma rede de 58 µm em um transecto de 10 metros. Foram filtrados 350 litros de água no total. Após a passagem dessa quantidade de água pela rede, o conteúdo coletado no filtro da rede foi preservado com uma solução de formalina a 4% tamponada com tetraborato de sódio e encaminhado para triagem em laboratório. As amostras foram analisadas em um microscópio (Olympus CX31–400x) usando câmaras Sedgwick-Rafter. Cinco subamostras de 1,5 mL (7,5 mL no total) obtidas com uma pipeta Hensen-Stempel foram analisadas, e os resultados foram expressos como indivíduos por m³. Amostras com densidades muito baixas foram analisadas inteiramente (Bottrell et al. 1976).

Análise de dados

Neste estudo, avaliamos a influência das mudanças no uso do solo sobre as comunidades aquáticas. Para isso, utilizamos diferentes abordagens. Inicialmente, realizamos uma Análise de Redundância entre a matriz de abundância das espécies de cada grupo taxonômico em relação à proporção de vegetação nativa em um determinado ano. Essas análises foram repetidas para cada ano (1985 a 2019) e para cada escala (drenagem e ripária). Com essa análise, buscamos identificar o ano em que a variação espacial na cobertura de vegetação nativa maximiza a explicação dos padrões contemporâneos de abundância dos grupos taxonômicos.

De acordo com a nossa hipótese, a expectativa é que os R^2 da RDA sejam maiores quando os preditores são a porcentagem de vegetação nativa de anos mais antigos, enquanto que para os demais grupos, o R^2 seria maior nos anos mais recentes. Para a RDA utilizamos a área de drenagem como covariável. A inclusão da área da bacia como variável de controle visou mitigar o efeito das abundâncias mais discrepantes, uma vez que áreas maiores podem abrigar um número maior de indivíduos. Para reduzir o impacto de valores atípicos, os dados de abundância foram padronizados utilizando a transformação logarítmica ($\log(x + 1)$). O tamanho do efeito foi quantificado por meio do r^2 ajustado. A significância estatística das relações no modelo RDA (valor de p) foi determinada por meio de ANOVA aplicada aos resultados da RDA anuais.

Posteriormente, avaliamos como diferentes trajetórias de uso do solo podem afetar as comunidades. Para isso, aplicamos o método TITAN para identificar limiares críticos (Change point – CP) na resposta das espécies (ictiofauna, perifíton, fitoplâncton e zooplâncton) às variações nas trajetórias de uso do solo, representadas pela alteração percentual da cobertura vegetal ao longo dos anos. Esse valor representa o ponto ao longo de um gradiente ambiental onde ocorre uma mudança significativa na abundância ou presença de espécies indicadoras. Espécies que diminuem em resposta ao gradiente são indicadoras negativas (**Z-**), enquanto espécies que aumentam em resposta são indicadoras positivas (**Z+**). O CP reflete o ponto no qual a comunidade de espécies como um todo começa a responder fortemente ao gradiente, seja de maneira positiva ou negativa. É importante ressaltar que diferentes espécies de uma mesma comunidade podem responder de maneiras positiva ou negativa.

As variações nas trajetórias foram representadas por quatro descritores: magnitude relativa, magnitude absoluta, frequência e duração (t_{20} e t_{40}). A magnitude relativa

refere-se à intensidade proporcional da resposta de uma espécie ao gradiente ambiental, calculada pela soma das porcentagens de perda de vegetação ao longo dos anos. A magnitude absoluta, por sua vez, quantifica a variação total observada na abundância ou ocorrência das espécies ao longo deste gradiente, considerando a diferença na cobertura de vegetação nativa entre 1985 e 2019. A frequência mede o número de vezes que as mudanças no gradiente resultaram em respostas significativas das espécies, refletindo a consistência dessas respostas. As métricas de duração (t20 e t40) indicam o tempo durante o qual a perturbação ambiental excedeu 20% ou 40% da cobertura vegetal, representando o número de anos em que a cobertura vegetal nativa esteve abaixo desses percentuais. Esta análise incorporou dados de ocorrência (para todos os grupos), abundância (ictiofauna) ou densidade das espécies (para as demais comunidades) ao longo dos gradientes ambientais (Baker & King, 2019).

Por fim, para verificar se as métricas derivadas do TITAN tinham um efeito significativo na composição das comunidades, utilizamos uma PERMANOVA das matrizes de Bray-Curtis das comunidades (variáveis dependentes: abundância ou densidade transformadas em Hellinger), explicadas pelas métricas do TITAN (variáveis preditoras: magnitude relativa, magnitude absoluta, frequência e duração) padronizadas em z-score. Todas as análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2021), utilizando os pacotes **vegan** (Oksanen et al. 2014) e **TITAN2** (Baker et al. 2023). Os scripts do R utilizados estão disponíveis no material suplementar.

Resultados

Considerando todos os dados obtidos durante o levantamento realizado nos 32 riachos da bacia do rio Piracanjuba, para a ictiofauna foi registrado um total de 40 espécies distribuídas em 29 pontos amostrais. Para o fitoplâncton e perifíton, 39 taxa e 128 taxa, respectivamente, distribuídos em 30 pontos. E para o zooplâncton, 72 taxa distribuídos em 28 pontos amostrais.

A partir dos dados de uso do solo dessa mesma região foi calculada a dinâmica de cobertura vegetal (Figure 9). O ambiente de drenagem tem uma variabilidade substancial na cobertura vegetal entre os pontos amostrais ao longo do tempo, com algumas unidades amostrais (P01, P08 e P29, por exemplo) mantendo uma cobertura vegetal relativamente constante, enquanto outros exibem oscilações evidentes (P13, P15 e P26, por exemplo).

No ambiente ripário, apesar de também haver variações entre os pontos amostrais, a cobertura vegetal é mais uniforme ao longo dos anos, indicando um padrão mais estável.

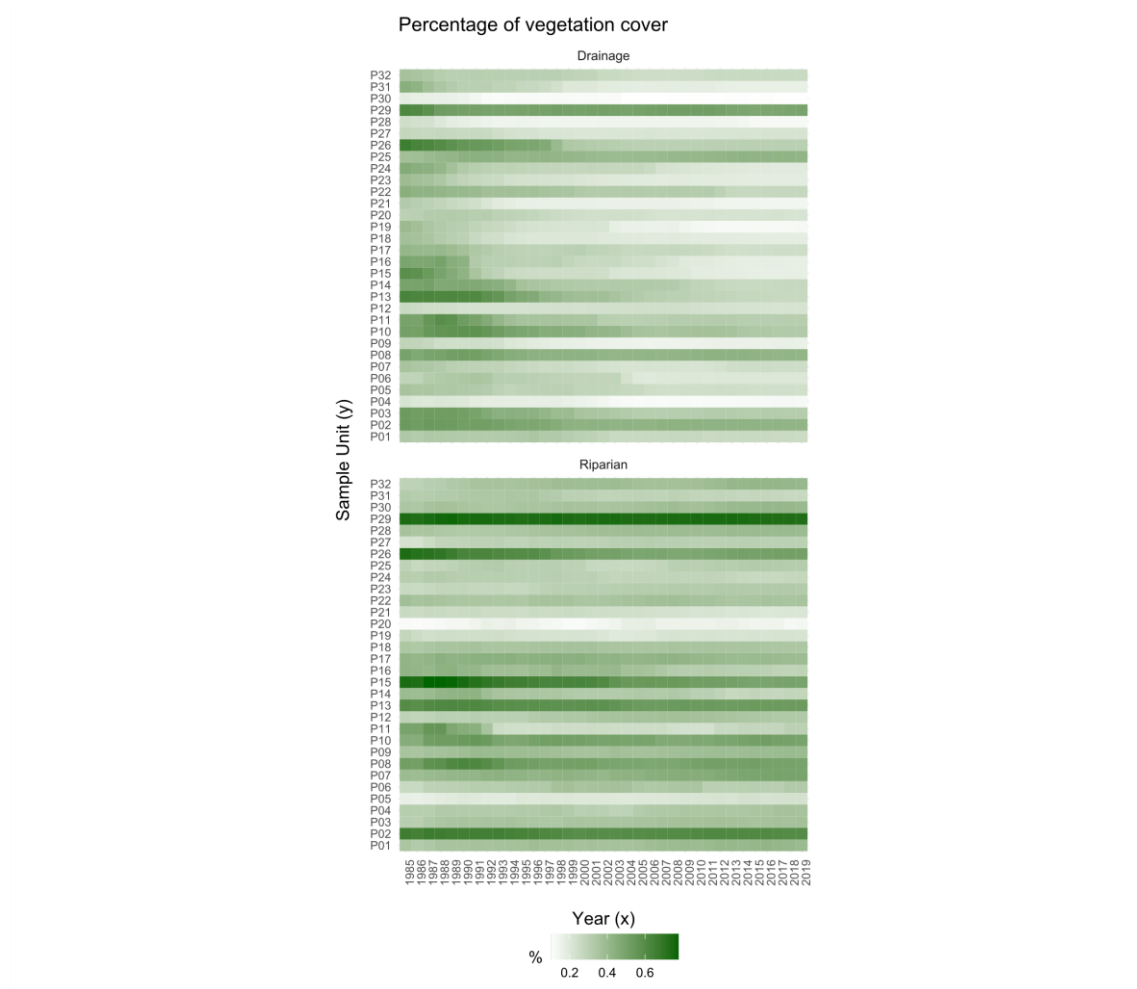


Figure 9. Dinâmica da cobertura vegetal nas escalas de drenagem e ripária ao longo de 35 anos nos 32 riachos amostrados na bacia do rio Piracanjuba.

Análise de redundância – RDA

Na escala de drenagem, a RDA destaca eventos significativos de uso do solo sobre a abundância, especialmente para fitoplâncton entre os anos de 2004 e 2012. Estes valores apresentam incremento e declínio do tamanho do efeito homogêneos, com pico em 2008. Também foram significativos para esta comunidade eventos ocorridos nos anos de 2016, 2018 e 2019, porém sem grande variação no tamanho do efeito. Ictiofauna também foi

afetada significativamente, mas apenas entre 1988 e 1990. As demais comunidades apresentam alta sensibilidade às mudanças no ambiente (Figure 10).

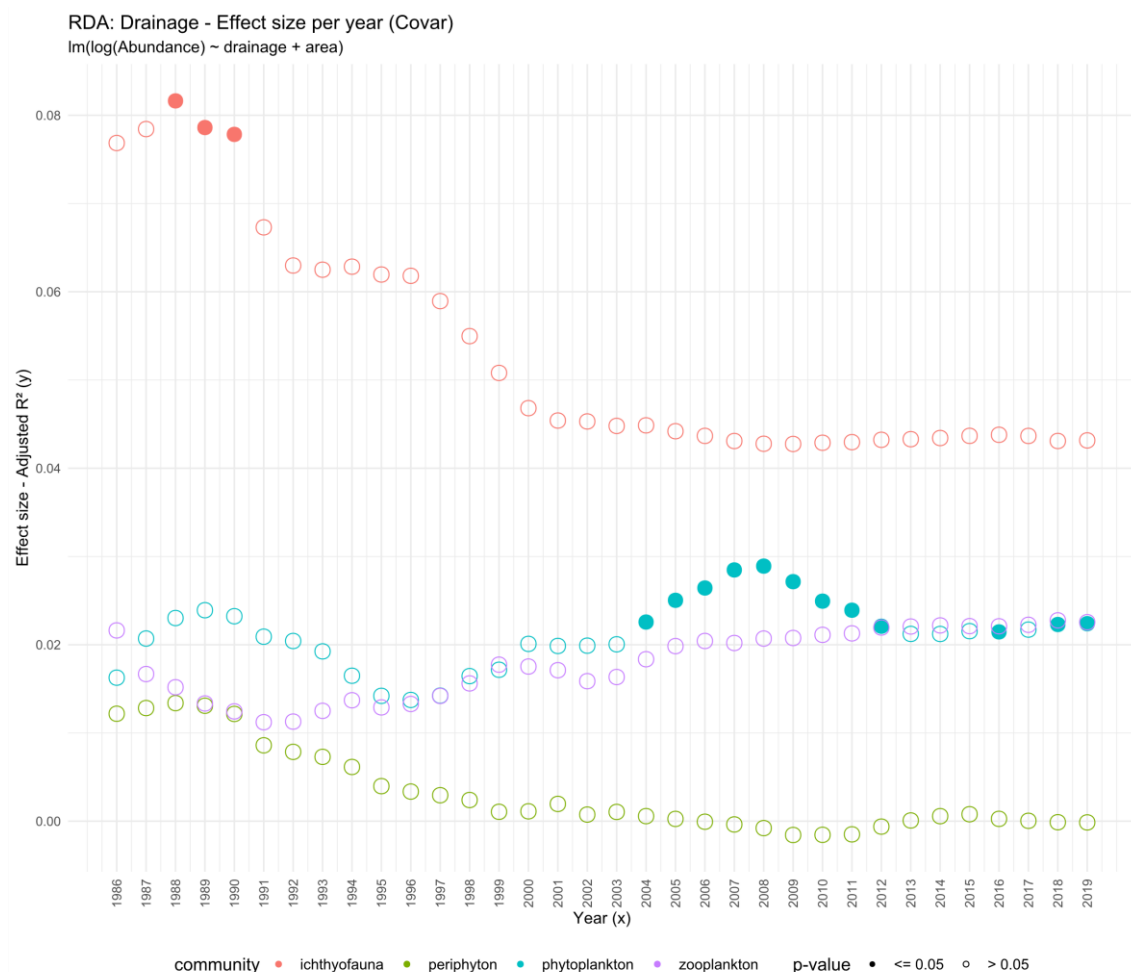


Figure 10. Tamanho do efeito (R^2) Obtido por meio da Análise de redundância (RDA) para as comunidades na escala de drenagem ao longo de 35 anos. Elipses com preenchimento representam pontos significativos ($p < 0,05$), conforme determinado pela ANOVA dos resultados da RDA.

Os resultados da RDA para o ambiente ripário demonstram que o efeito da perda de vegetação sobre o zooplâncton tem um incremento significativo entre 1993, mantendo uma proporção estável até 2006, quando começa a diminuir. Neste período os anos que se destacam com mudanças significativas no ambiente são 1996, 1997, 2001, 2005 e 2006. As mudanças foram significativas também para fitoplâncton, mas apenas no ano de 1988. Os demais grupos não tiveram mudanças significativas, apresentando no geral maior estabilidade no tamanho do efeito após o ano de 1993 (Figure 11).

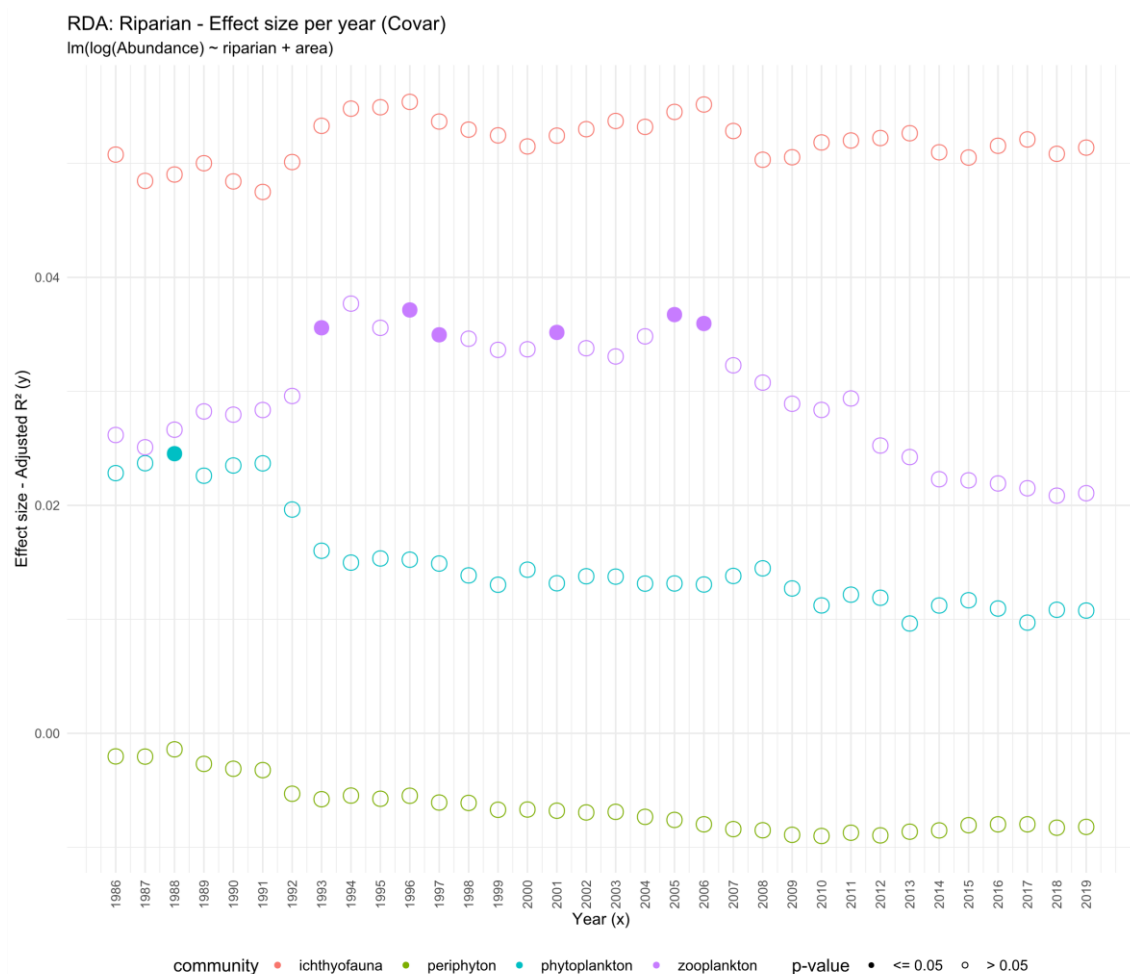


Figure 11. Tamanho do efeito (R^2) Obtido por meio da Análise de redundância (RDA) para cada comunidade na escala ripária ao longo de 35 anos. Elipses com preenchimento representam pontos significativos ($p < 0,05$), conforme determinado pela ANOVA dos resultados da RDA.

Métricas de trajetórias _ TITAN

Para atender ao requisito do TITAN, utilizamos nas análises apenas aquelas espécies que apresentaram mais de três ocorrências, resultando em: 30 espécies para ictiofauna, 12 taxa para fitoplâncton, 51 taxa para perifíton e 72 taxa para zooplâncton.

As métricas obtidas a partir do TITAN para ambientes de drenagem são apresentadas na Figure 12. Valores altos de *Change Point* (CP) em Z+ indicam que as espécies indicadoras positivas daquela comunidade respondem a mudanças mais extremas naquela métrica, com aumento tardio na abundância, enquanto valores baixos de CP em Z+ indicam que essas espécies reagem a mudanças sutis, com aumento precoce. Por outro lado, valores altos de CP em Z- mostram que as espécies indicadoras negativas

são mais resistentes às perturbações, só declinando em condições extremas, enquanto valores baixos de CP em Z- indicam que essas espécies são mais sensíveis e começam a declinar logo nas primeiras variações do gradiente ambiental. Já a incerteza associada aos CPs (5th e 95th) indicam a dispersão nas observações, e podem ser diferentes de zero mesmo se o CP for igual a zero. É importante ressaltar que em um determinado ambiente, uma comunidade pode apresentar tanto espécies sensíveis a mudanças positivas na métrica (Z +), quanto negativas (Z-), ou qualquer variação entre espécies sensíveis a incrementos e espécies sensíveis a reduções.

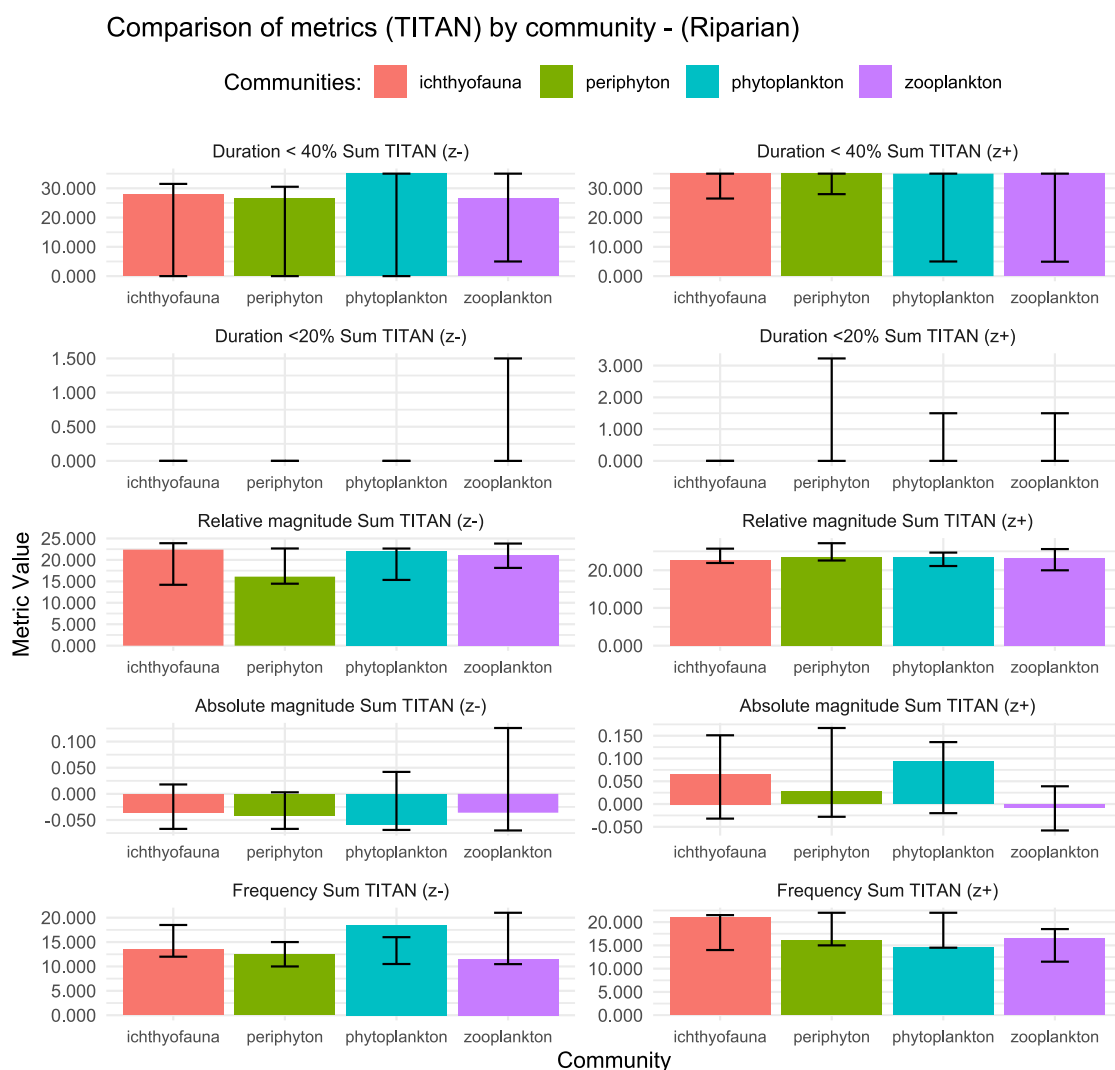


Figure 12. Comparação de métricas TITAN por comunidade em escala de ripário. Barras coloridas: Change Points (CPs) das métricas derivadas do TITAN para as diferentes comunidades (ictiofauna, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton). Linhas verticais: Percentis (5th e 95th) de incerteza do gradiente. Z+: Z score indicador positivo da comunidade (abundância ou presença aumentam com o gradiente ambiental da métrica).

Z+: Z escore indicador negativo da comunidade (abundância ou presença diminuem com o gradiente ambiental da métrica).

No que remete a escala ripária (Figure 12), a métrica de eventos de longa duração (T40) indica um valor CP alto e semelhante para todas as comunidades, tanto para indicadores negativos (Z-) quanto para indicadores positivos (Z+). Há maior incerteza associada aos indicadores negativos em todas as comunidades, com leve redução para zooplâncton. Isso sugere que, apesar da predominância de espécies que respondem tardiamente, há algumas que respondem precocemente. Por outro lado, para os indicadores positivos, apesar da predominância de espécies com resposta tardia para todas as comunidades, ictiofauna e perifíton são mais consistentes que as demais. Já a métrica de eventos de curta duração (T20) não teve relação significativa com nenhuma das comunidades, apesar da variabilidade de zooplâncton para indicadores negativos, e de perifíton, fitoplâncton e zooplâncton para indicadores positivos.

A métrica de magnitude absoluta apresenta valores de CP altos e aproximados tanto para os indicadores positivos quanto para os negativos, com destaque para perifíton, que é um indicador negativo (Z-) mais precoce que as demais comunidades. Essa métrica apresenta maior consistência se comparada com as métricas de duração. Além disso, os indicadores positivos (Z+) tem menor incerteza se comparados com os negativos. Vale ressaltar que os valores negativos nessa métrica indicam apenas respostas mais precoces. Por outro lado, a métrica de magnitude absoluta mostra valores muito baixos para os indicadores positivos e negativos. Neste sentido, zooplâncton tem a maior incerteza entre os indicadores negativos, indicando a presença de algumas poucas espécies que são indicadores de resposta mais tardia. Além disso, a incerteza associada aos indicadores positivos é maior do que a dos indicadores negativos, exceto também por zooplâncton.

Por fim, para a métrica de frequência, fitoplâncton se destaca como indicador negativo com o maior CP e uma baixa incerteza, indicando a predominância de espécies com resposta negativas mais tardias para alterações nessa métrica. Por outro lado, ictiofauna se destaca com um CP mais alto entre os indicadores positivos, indicando uma resposta mais tardia para alterações nessa métrica. Além disso, vale ressaltar que as incertezas associadas a essas métricas são aproximadas.

Estes resultados são semelhantes as métricas obtidas a partir do TITAN para o ambiente de drenagem, apresentados na Figure 13.

Comparison of metrics (TITAN) by community - (Drainage)

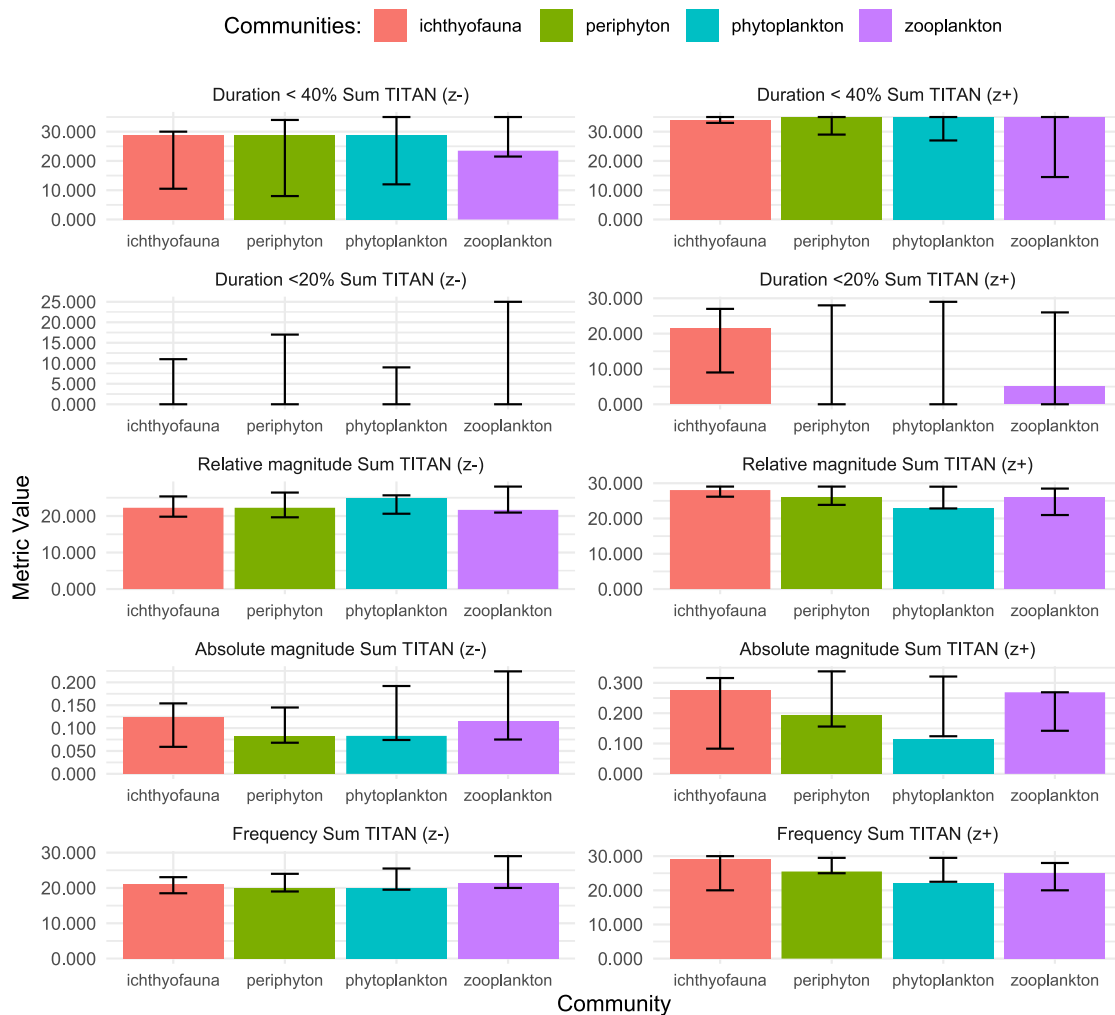


Figure 13. Comparação de métricas TITAN por comunidade em escala drenagem. Barras coloridas: Change Points (CPs) das métricas derivadas do TITAN para as diferentes comunidades (ictiofauna, fitoplâncton, perifíton e zooplâncton). Linhas verticais: Percentis (5th e 95th) de incerteza do gradiente. Z-: Z score indicador positivo da comunidade (abundância ou presença aumentam com o gradiente ambiental da métrica). Z+: Z score indicador negativo da comunidade (abundância ou presença diminuem com o gradiente ambiental da métrica).

Na escala de drenagem, os valores de CP foram elevados para indicadores negativos (Z-) e positivos (Z+) na métrica de eventos de longa duração (T40), sugerindo respostas tardias das comunidades a essas alterações (Figure 13). O zooplâncton apresentou respostas negativas ligeiramente mais precoces e menor incerteza, enquanto, entre os indicadores positivos, exibiu maior incerteza, indicando resistência de algumas espécies. Nenhuma comunidade apresentou indicação negativa em eventos de curta duração (T20), e apenas ictiofauna e zooplâncton mostraram uma relação positiva, mas com alta incerteza associada.

Para a métrica de magnitude relativa, os valores de CP foram altos e consistentes entre todas as comunidades, tanto para indicadores negativos quanto positivos, com incertezas baixas. O fitoplâncton destacou-se entre os indicadores negativos, apresentando o maior CP e menor incerteza. Entre os indicadores positivos, a ictiofauna teve respostas mais tardias e menor incerteza, enquanto o fitoplâncton apresentou respostas mais precoces. Em contraste, na magnitude absoluta, os valores de CP foram menores, especialmente entre os indicadores negativos, com alta incerteza e maior variação entre as comunidades.

A métrica de frequência revelou respostas tardias em todas as comunidades, tanto para indicadores negativos quanto positivos. Os indicadores negativos apresentaram valores de CP semelhantes entre as comunidades, indicando proporções comparáveis de espécies sensíveis. No entanto, os CPs dos indicadores positivos foram mais heterogêneos, com ictiofauna mostrando a resposta mais tardia e fitoplâncton a mais precoce. É importante ressaltar que a incerteza foi alta em todas as comunidades, tanto para indicadores negativos quanto positivos. Existem diferenças nas respostas das comunidades biológicas entre as duas escalas. Nas zonas de drenagem, a métrica de duração apresentou valores notavelmente mais elevados, especialmente para a comunidade de peixes, indicando uma resposta mais prolongada a perturbações. Já em zonas ripárias, as somas dos limites TITAN (Z- e Z+) para fitoplâncton e peixes foram mais discrepantes, demonstrando menor sensibilidade ou uma rápida adaptação a mudanças ambientais. O zooplâncton, por outro lado, demonstrou maior sensibilidade na magnitude relativa nas zonas ripárias do que nas de drenagem.

Adicionalmente, os resultados da PERMANOVA indicam que, na escala de drenagem, a única métrica que teve um efeito significativo, embora baixo, sobre as comunidades foi a Frequência, mas apenas para o fitoplâncton (R^2 : 0,064; p: 0,045) (R^2 : 0,064; p: 0,045). Por outro lado, na escala ripária, a variável Magnitude Absoluta teve um efeito significativo sobre o fitoplâncton (R^2 : 0,077; p: 0,011) e o zooplâncton (R^2 : 0,063; p: 0,043), enquanto a variável Frequência mostrou um efeito significativo sobre a ictiofauna (R^2 : 0,078; p: 0,012) e o zooplâncton (R^2 : 0,121; p: 0,001). Estes resultados são semelhantes aos obtidos a partir da RDA, porém com a diferença de que não houve efeito significativo para a ictiofauna na escala de drenagem e sim na escala ripária.

Discussão

As nossas descobertas indicam que a atividade passada de uso do solo pode resultar em modificações e reduções a longo prazo na diversidade aquática, independente da conservação das zonas ribeirinhas. A preservação de fragmentos de habitat pode não ser suficiente para manter a diversidade natural dos riachos, e a manutenção dessa biodiversidade pode exigir a conservação de grande parte ou de toda a bacia hidrográfica. As condições de uso do solo durante o final da década de 1980 foram melhores preditores da diversidade da ictiofauna na escala de drenagem e do fitoplâncton na escala ripária. Além disso, os legados de uso do solo ajudam a explicar a composição atual das assembleias de zooplâncton na escala ripária (1993-2006), e novamente de fitoplâncton na escala de drenagem (2004-2012). No entanto, para este último grupo, também foi possível observar relação significativa em anos mais recentes (2016, 2018 e 2019).

Os processos históricos podem levar a uma situação em que as mudanças na composição da comunidade atual são mais fortemente influenciadas pelas condições do passado do que pelas condições ambientais atuais (Maloney et al. 2018). Isso pode ocorrer por várias razões: primeiro, a limitação da dispersão combinada com uma adaptação prévia impede uma rápida reorganização das espécies de acordo com as condições contemporâneas. Segundo, os efeitos de prioridade resultam em uma rápida adaptação às novas condições ambientais por parte dos táxons inicialmente selecionados pelas condições passadas. Por fim, as taxas mais lentas de mudança na composição da comunidade em comparação com as mudanças ambientais também desempenham um papel importante (Anderson et al. 2014).

Nossos resultados indicam que a quantidade de floresta e, possivelmente, o tamanho da floresta podem ser críticos na influência da biota dos riachos. Os impactos decorrentes do uso do solo à escala local e paisagística podem perdurar nos habitats dos rios, mesmo após a recuperação da cobertura natural do solo, levando à homogeneização biótica (Brejão et al. 2018). Espécies de riachos pobres que atualmente são florestados com legados de uso do solo, podem ainda estar se recuperando em termos de estrutura de microhabitat e geomorfologia dos riachos, e a presença de erosões validam a nossa afirmação de legados duradouros de uso do solo na nossa região de estudo (Surasinghe e Baldwin, 2014).

As mudanças ambientais na bacia de drenagem e em escala local muitas vezes levam à perda de biodiversidade através de um padrão gradual e não aleatório, em que espécies com preferências de habitat estreitas ou requisitos específicos têm maior probabilidade de serem extirpadas do que espécies com requisitos de habitat amplos. Nos riachos, as mudanças ambientais normalmente comprometem a persistência a longo prazo de espécies especializadas, reduzindo a diversidade e a qualidade de habitats adequados (Brejão et al. 2021). Estudos realizados nesta mesma bacia (Alto Paraná) (Molina et al. 2017; Zeni et al. 2017) concluíram que as zonas ribeirinhas florestadas não tiveram efeito no habitat interno dos rios e sugeriram que as zonas ribeirinhas não eram suficientes para proteger os riachos das mudanças no uso do solo na bacia de drenagem. E assim como nossos resultados, detectaram evidências de um defasamento temporal ou efeito legado, pelo que os efeitos da rápida conversão da paisagem no habitat e na biodiversidade dos rios presumivelmente ainda não são totalmente evidentes.

Nossos resultados ainda mostram que atributos que caracterizam comunidades planctônicas, como curtos tempos de geração e grande capacidade de dispersão, não foram suficientes para excluir efeitos de fatores históricos. Uma explicação possível está relacionada aos efeitos prioritários relacionados ao histórico de chegada de espécies durante a montagem da comunidade (Ortega et al. 2021). Aqui, os primeiros imigrantes ou táxons resistentes que já estão presentes na comunidade aproveitam o espaço de nicho vazio que se torna disponível quando as condições ambientais mudam, porque têm a capacidade de se adaptar rapidamente (Andersson et al. 2014; Vass e Langenheder, 2017).

Além disso, nossas descobertas também demonstram que a resposta e os padrões atuais das comunidades aquáticas podem ser derivados não apenas do impacto em si, mas também de como esse impacto aconteceu ao longo do tempo. A diferença entre os resultados de magnitude, frequência e duração entre grupos taxonômicos é provavelmente devida em parte a um complexo efeito de escala geracional na persistência da população a longo prazo (Ortega et al. 2021). Organismos maiores requerem mais área de habitat para sustentar populações viáveis, mas também tendem a viver mais tempo. Estes táxons podem persistir muito depois da redução do habitat, mas carregam o fardo de uma dívida passada de perda de habitat que os condena à extinção futura (Camana et al. 2020). Os invertebrados requerem relativamente menos habitat para persistirem, mas já passaram por muitas gerações de “relaxamento” desde o desmatamento, e podem, portanto, refletir mais de perto o ponto final de equilíbrio para todos os táxons (Maloney et al. 2018). Os

pequenos vertebrados também necessitam de menos área florestal intocada, mas têm tempos de geração mais longos do que os invertebrados e, portanto, passaram menos gerações perto de um limiar crítico de extinção (Dala-Corte et al. 2020). É também provável que a existência e a subsequente extinção de muitos organismos menores e mais raros simplesmente não tenham sequer sido registradas (Brook *et al.* 2003). Por exemplo, a ocorrência na bacia de espécies novas que ainda não foram descritas (*Astyanax* sp.N).

Os desafios significativos decorrentes das modificações históricas feitas pelos humanos nos cursos d'água podem ser resumidos em quatro pontos cruciais. Primeiramente, há a necessidade de reconhecer o legado deixado por essas intervenções históricas, que ainda exercem influência sobre os corredores fluviais (Maloney et al. 2018). Em seguida, é fundamental compreender a origem desse legado, incluindo a cronologia das mudanças, o tipo de intervenção humana realizada e a extensão e intensidade das alterações ocorridas (Surasinghe e Baldwin, 2014). Um terceiro desafio é entender as implicações desse legado, analisando como os processos e a morfologia evoluíram dentro do curso d'água e como isso afetou a funcionalidade do rio e os serviços ecossistêmicos que ele fornece. É crucial questionar se o legado continua a moldar ativamente a forma e os processos naturais (Vass e Langenheder, 2017). Por fim, o quarto grande desafio consiste em desenvolver estratégias de gestão ou restauração capazes de mitigar a perda de funcionalidade do rio ou dos serviços ecossistêmicos prestados por ele (Wohl, 2019).

Portanto, compreender a origem e as implicações de um legado pode ser extremamente difícil numa região em que todas as bacias hidrográficas sofreram séculos de influência humana (Wohl, 2019). A bacia do Alto Paraná exemplifica os efeitos deletérios da quase completa ausência de riachos florestados em uma região há mais de um século. Tanto é que as zonas ribeirinhas intactas estão quase completamente ausentes nos nossos locais de estudo e, mesmo quando presentes, podem não ser eficazes para proteger os riachos das mudanças na bacia de drenagem (Zeni et al. 2019). Dessa forma, vale a pena considerar se isto se deve ou não à natureza já degradada do sistema, mas uma limitação importante é a falta geral de estudos de longo prazo sobre estes tipos de ecossistemas. Visto que, a falha em reconhecer os efeitos legados em sistemas com distúrbios contemporâneos mínimos poderia levar à classificação incorreta de sistemas empobrecidos como estando em condição de referência (Maloney et al. 2018).

Diante disso, nosso estudo contribui para o conhecimento das condições de referência e das trajetórias de mudança ao longo do tempo que pode ser usado para restringir opções de gestão eficazes (White et al. 2017). Sendo que, ao examinar regiões recentemente desmatadas com alguns remanescentes florestais intocados, é possível compreender os processos que provocaram as principais mudanças nas características das comunidades e habitats em toda a região. Isto pode permitir que os conservacionistas identifiquem áreas prioritárias para a manutenção da integridade funcional e desenvolvam melhores estratégias de restauração para minimizar a perda funcional numa determinada região. Por outro lado, em regiões com impactos severos onde o conjunto regional de espécies sofreu sucessivas filtrações ambientais, esta abordagem pode ser usada para identificar quais condições ambientais são capazes de manter características mais complementares e únicas para minimizar futuras perdas funcionais (Zeni et al. 2017).

Perante o exposto, para estudos futuros, sugerimos que seja realizada uma abordagem biogeográfica comparativa entre bacias hidrográficas inteiras para comparar respostas entre um conjunto de locais em recuperação e de referência (Surasinghe e Baldwin, 2014). No entanto, cientes da dificuldade em identificar múltiplas bacias hidrográficas de referência de carácter semelhante devido ao elevado grau de perturbação histórica da paisagem em muitas regiões, uma outra sugestão seria quantificar as condições dos cursos de água nas bacias hidrográficas com níveis contrastantes de recuperação (Maloney et al. 2018). Uma vez que, ao comparar diferentes bacias, é possível construir uma visão ampla do legado histórico do desmatamento no habitat dos rios e nas relações características-habitat das comunidades aquáticas, e aprender lições contrastantes que beneficiam a conservação (Zeni et al. 2019).

Referências

- Arkhipkin, A. I. (2004). Diversity in growth and longevity in short-lived animals: squid of the suborder Oegopsina. *Marine and Freshwater Research*, 55(4), 341-355.
- Bergerot, B., Hugueny, B., & Belliard, J. (2015). Relating life-history traits, environmental constraints and local extinctions in river fish. *Freshwater Biology*, 60(7), 1279-1291.
- Bellinger, E. G. & Sigeo, D. C. 2010. Freshwater: algae Identification and use as bioindicators, Wiley Blackwell, United Kingdom.

- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T., 1976. Review of some problems in zooplankton production studies. *Nor. J. Zool.* 24, 419–456.
- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. B., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860–871.
- Brook, B. W., & Alroy, J. (2017). Pattern, process, inference and prediction in extinction biology. *Biology Letters*, 13(1), 20160828.
- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F., & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation biology*, 32(4), 860-871.
- Brejão, G. L., Leal, C. G., & Gerhard, P. (2021). A ecologia de peixes de riacho sob a perspectiva da ecologia de paisagens. *Oecologia Australis*, 25(2), 493-493.
- Camana, M., Dala-Corte, R. B., Collar, F. C., & Becker, F. G. (2020). Assessing the legacy of land use trajectories on stream fish communities of southern Brazil. *Hydrobiologia*, 1-16.
- Chua, K. W., Lim, F. K., Ahmad, A. B., Tan, H. H., & Yeo, D. C. (2020). Morphological traits mediate fish occurrences in oil palm-impacted tropical streams. *Freshwater Biology*, 65(6), 1153-1164.
- Collen, B., Whitton, F., Dyer, E. E., Baillie, J. E., Cumberlidge, N., Darwall, W. R., ... & Böhm, M. (2014). Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. *Global ecology and Biogeography*, 23(1), 40-51.
- Dala-Corte, R. B., Melo, A. S., Siqueira, T., Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., ... & Roque, F. D. O. (2020). Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1391-1402.
- DeVos, J. M., Joppa, L. N., Gittleman, J. L., Stephens, P. R., & Pimm, S. L. (2015). Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology*, 29(2), 452–462

- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960–R967.
- Hamel, M. J., Koch, J. D., Steffensen, K. D., Pegg, M. A., Hammen, J. J., & Rugg, M. L. (2014). Using mark–recapture information to validate and assess age and growth of long-lived fish species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(4), 559-566.
- Hitt, N. P., Rogers, K. M., Kelly, Z. A., Henesy, J., & Mullican, J. E. (2020). Fish life history trends indicate increasing flow stochasticity in an unregulated river. *Ecosphere*, 11(2), e03026.
- Jonsson, B., Waples, R. S., & Friedland, K. D. (1999). Extinction considerations for diadromous fishes. *ICES Journal of Marine Science*, 56(4), 405-409.
- Larentis, C., Pavanelli, C. S., & Delariva, R. L. (2022). Do environmental conditions modulated by land use drive fish functional diversity in streams? *Hydrobiologia*, 849(20), 4465-4483.
- Lintermans, M., Geyle, H. M., Beatty, S., Brown, C., Ebner, B. C., Freeman, R., ... & Garnett, S. T. (2020). Big trouble for little fish: identifying Australian freshwater fishes in imminent risk of extinction. *Pacific Conservation Biology*, 26(4), 365-377.
- Mazzoni, R., Moraes, M., Rezende, C. F., & Miranda, J. C. (2010). Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 100(2), 162-168.
- Maclean, I. M., & Wilson, R. J. (2011). Recent ecological responses to climate change support predictions of high extinction risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(30), 12337-12342.
- Montgomery, F. A., Reid, S. M., & Mandrak, N. E. (2021). Imperfect detection biases extinction-debt assessments. *Conservation Science and Practice*, 3(7), e427.
- Maloney, K. O., Feminella, J. W., Mitchell, R. M., Miller, S. A., Mulholland, P. J., & Houser, J. N. (2008). Landuse legacies and small streams: identifying relationships between historical land use and contemporary stream conditions. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(2), 280-294.

- Ortega, J. C., Geijer, J., Bergsten, J., Heino, J., Herrmann, J., Johansson, F., & Bini, L. M. (2021). Spatio-temporal variation in water beetle assemblages across temperate freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 792, 148071.
- Poole, K. E., & Downing, J. A. (2004). Relationship of declining mussel biodiversity to stream-reach and watershed characteristics in an agricultural landscape. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(1), 114-125.
- Ridding, L. E., Newton, A. C., Keith, S. A., Walls, R. M., Diaz, A., Pywell, R. F., & Bullock, J. M. (2021). Inconsistent detection of extinction debts using different methods. *Ecography*, 44(1), 33-43.
- Surasinghe, T., & Baldwin, R. F. (2014). Ghost of land-use past in the context of current land cover: evidence from salamander communities in streams of Blue Ridge and Piedmont ecoregions. *Canadian Journal of Zoology*, 92(6), 527-536.
- Schneck, F., & Melo, A. S. (2012). Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. *Freshwater Biology*, 57(8), 1678-1688.
- Stanley, E. H., Sponseller, R. A., Heffernan, J. B. 2016. Landscape in regional stream ecology. In: Jones, J. B., Stanley, E. H. Streams ecosystems in a changing environment. Academic Press. pp. 389-415.
- Utermöhl, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., ... & Zamora, R. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29(3), 299-307.
- Vass, M., & Langenheder, S. (2017). The legacy of the past: effects of historical processes on microbial metacommunities. *Aquatic Microbial Ecology*, 79(1), 13-19.
- Vollenweider, R. A., Munawar, M., & Stadelmann, P. (1974). A comparative review of phytoplankton and primary production in the Laurentian Great Lakes. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 31(5), 739-762.

- Wohl, E. (2019). Forgotten legacies: Understanding and mitigating historical human alterations of river corridors. *Water Resources Research*, 55(7), 5181-5201.
- White, S. M., Justice, C., Kelsey, D. A., McCullough, D. A., & Smith, T. (2017). Legacies of stream channel modification revealed using General Land Office surveys, with implications for water temperature and aquatic life. *Elem Sci Anth*, 5, 3.
- White, D. P., Colombo, R. E., & Wahl, D. H. (2020). Persistently warmer temperatures lead to life history changes in bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Environmental Biology of Fishes*, 103(10), 1165-1177.
- Zeni, J. O., Hoeninghaus, D. J., & Casatti, L. (2017). Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*, 62(12), 2026-2038.
- 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 Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(8), 1238-1252.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conjunto, os resultados obtidos ao longo da tese deixam evidente que a bacia do Alto Rio Paraná, mesmo sendo a ecorregião mais amostrada do país, continua a revelar novos aspectos significativos sobre sua biodiversidade e funcionamento ecossistêmico. Primeiramente, constatamos que o conhecimento sobre a taxonomia (lacuna Lineana) e a distribuição das espécies (lacuna Wallaceana) ainda é deficiente. Em seguida, identificamos que fatores naturais, antrópicos e de dispersão são fatores determinantes da diversidade beta taxonômica e funcional da ictiofauna. Contudo, a maior parte da variação foi explicada por fatores desconhecidos (resíduos) e, portanto, para estudos futuros, destacamos a importância de se considerar a utilização de variáveis locais diretamente ligadas às condições físico-químicas e estruturais dos riachos. Por fim, constatamos que suas comunidades biológicas apresentam respostas distintas ao se considerar diferentes escalas espaciais, o tempo de desmatamento e a trajetória de uso do solo na região. Se tornando importante refletir sobre a aplicabilidade dos peixes como bioindicadores no contexto de mudanças recentes da paisagem.

Embora os resultados indiquem que os peixes reagem às transformações ambientais e antropogênicas, é relevante discutir a eficiência desse grupo em relação à detecção de mudanças mais imediatas no ambiente. Além de serem organismos de maior porte e com ciclos de vida relativamente longos, muitas espécies apresentam alta mobilidade, o que lhes permite migrar para habitats mais adequados, diluindo, assim, os sinais diretos das alterações locais. Além disso, as alterações nas assembleias de peixes podem demorar a se manifestar completamente, uma vez que fatores como recrutamento, dispersão e resiliência ecológica podem retardar essas respostas.

Por outro lado, organismos de menor porte, como invertebrados aquáticos e microrganismos, possuem ciclos de vida mais curtos e maior sensibilidade às mudanças no habitat. Esses organismos, por estarem mais diretamente expostos às condições ambientais locais e apresentarem respostas rápidas às variações de qualidade de água e habitat, podem ser melhores bioindicadores de alterações mais recentes na paisagem. A adoção desses grupos taxonômicos pode fornecer uma visão mais imediata e precisa das dinâmicas atuais das paisagens impactadas.

Portanto, a utilização de peixes como bioindicadores deve ser ponderada dentro de uma escala temporal mais ampla, uma vez que podem refletir um histórico de mudanças passadas, enquanto que bioindicadores menores podem capturar de forma mais eficaz as alterações recentes. Isso reforça a necessidade de integrar múltiplos grupos biológicos no monitoramento ambiental para obter uma visão mais completa das condições e dos impactos na paisagem.