



LUÍS OTÁVIO PELOSO SILVESTRE

**PEIXES COMO SENTINELAS DA URBANIZAÇÃO:
INTEGRIDADE BIÓTICA E MICROPLÁSTICOS EM RIACHOS
DE LAVRAS NA BACIA DO RIBEIRÃO VERMELHO (MG)**

**LAVRAS – MG
2026**

LUÍS OTÁVIO PELOSO SILVESTRE

**PEIXES COMO SENTINELAS DA URBANIZAÇÃO: INTEGRIDADE BIÓTICA E
MICROPLÁSTICOS EM RIACHOS DE LAVRAS NA BACIA DO RIBEIRÃO
VERMELHO (MG)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador
Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**LAVRAS – MG
2026**

**Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração
de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com
dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Silvestre, Luís Otávio.

Peixes como sentinelas da urbanização : integridade biótica e microplásticos em riachos de Lavras na bacia do Ribeirão Vermelho (MG) / Luís Otávio Silvestre. - 2026.

74 p. : il.

Orientador: Paulo Dos Santos Pompeu

Dissertação (Mestrado Profissional) - Universidade Federal de Lavras, 2026.
Bibliografia.

1. Riachos Urbanos. 2. Assembleias de Peixes. 3. Microplásticos. 4. Índices Multimétricos. 5. Poecilia reticulata. I. Dos Santos Pompeu, Paulo. II. Universidade Federal de Lavras. III. Título.

NOME E SOBRENOME DO AUTOR

**PEIXES COMO SENTINELAS DA URBANIZAÇÃO: INTEGRIDADE BIÓTICA E
MICROPLÁSTICOS EM RIACHOS DE LAVRAS NA BACIA DO RIBEIRÃO
VERMELHO (MG)**

**FISH AS SENTINELS OF URBANIZATION: BIOTIC INTEGRITY AND
MICROPLASTICS IN STREAMS OF LAVRAS IN THE RIBEIRÃO VERMELHO BASIN,
MINAS GERAIS, BRAZIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 4 de abril de 2026.

Profa. Dra. Larissa Fonseca Andrade Vieira

UFLA

Dra. Gilmara Junqueira Machado

Pesquisadora autônoma

Documento assinado digitalmente
 **PAULO DOS SANTOS POMPEU**
Data: 20/06/2026 10:58:58-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Orientador
Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**LAVRAS – MG
2026**

*Às minhas avós, Lurdes e Vânia, por todo o amor, carinho e cuidado que sempre tiveram
para comigo; e que hoje são as minhas maiores saudades.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Lavras – UFLA, ao Departamento de Ecologia e Conservação – DEC e ao Programa de Pós- Graduação em Ecologia Aplicada da UFLA – PPGECO/UFLA, pela estrutura oferecida e pela oportunidade de realização do Mestrado.

Ao Laboratório de Ecologia de Peixes, por ter sido um espaço de aprendizado, acolhimento e tranquilidade, no qual encontrei não apenas a estrutura necessária para desenvolver este trabalho, mas também apoio, convivência e segurança ao longo de todo o processo.

À Prefeitura Municipal de Lavras e à Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande (ARPA), pelo apoio de campo e logístico e pela parceria fundamental para a realização desta pesquisa.

A Deus Pai, Filho e Espírito Santo, e a Maria Santíssima, por serem meus guias, meus amigos e meu guardiões em todos os momentos, e por me dar força, sabedoria e serenidade ao longo de toda esta caminhada.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu, pela orientação ao longo deste trabalho, pela confiança depositada em mim e pela contribuição essencial à minha formação acadêmica.

Aos meus colegas de laboratório, pela convivência generosa, pela parceria no dia a dia e pela disponibilidade constante em me ajudar sempre que precisei.

Aos meus pais, Marcelo e Andréa, por todo o amor, cuidado e dedicação, e por nunca terem medido esforços para me apoiar em tudo o que precisei.

À minha querida tia Sandra, e minha prima Mariazinha por ter sido um suporte imensurável em todos os momentos da minha caminhada, não apenas durante a pós-graduação, mas também na graduação e em toda a minha vida.

Ao meu avô Tarley, por seu jeito único e especial, por sempre ter se preocupado comigo e cuidado tão bem de mim e do nosso querido e amado ex-companheirinho Dark.

Ao Cantinho da Dona Lurdes, pelo recomeço abençoado que proporcionou para toda minha família e que nos trouxe estabilidade depois de muito tempo de incertezas

À toda a minha família, por ser meu alicerce, meu refúgio e minha maior fonte de força ao longo de toda a vida.

À minha grande amiga Virgínia, pela ajuda em etapas importantes deste trabalho, acima de tudo, por sua amizade, presença e apoio sincero em tantos momentos.

À minha também grande amiga Milena, por todo seu suporte, conselhos e motivações em todo o meu percurso.

Às minhas amigas de Porto Velho, Sara e Gisele, por me fazerem sorrir nos momentos difíceis e por trazerem leveza, afeto e amizade verdadeira, mesmo à distância.

Ao meu grande amigo Gustavo por ter estudado comigo para entrar na Ecologia, e por ter sido minha maior companhia nos primeiros meses da pós-graduação.

À minha querida amiga Luana, sem a qual o meu segundo capítulo nunca existiria, e da qual sempre terei carinho e consideração.

À minha priminha Mariazinha por ter me ajudado a concluir etapas laboratoriais importantes do meu segundo capítulo

A todos os meus amigos da UFLA, por todos os bons momentos que colecionamos e pelos momentos difíceis que nós superamos.

Aos meus amigos de todos os lugares por terem feito parte da minha história e estado comigo de todas as formas e intensidades possíveis.

Ao meu amor Samuel, não só por ter me ajudado nos meus mapas, mas por ser o maior motivo da minha felicidade diária e por confiar em mim quando eu mesmo não confiei.

Às minhas avós, de quem sinto falta todos os dias da minha vida, pelo orgulho que sei que elas sentiriam de mim se estivessem aqui entre nós, e que sei que sentem na morada eterna do Pai.

RESUMO

A urbanização impõe múltiplos estressores sobre riachos de pequena ordem, comprometendo sua integridade ecológica por meio de alterações físicas, químicas e biológicas, em um conjunto de respostas conhecido como síndrome dos riachos urbanos. Esta dissertação avaliou os efeitos da urbanização sobre riachos da bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras, Minas Gerais, sob uma perspectiva temporal, reamostrando em 2024 os 16 riachos urbanos originalmente estudados em 2018, com adoção de métodos comparáveis que permitiram analisar mudanças ao longo de seis anos. O Artigo 1 examinou a integridade biótica desses riachos com base nas assembleias de peixes, aplicando um índice multimétrico (MMI) composto por seis métricas relacionadas à composição taxonômica, às guildas tróficas e à dominância de espécies tolerantes. Ao longo do estudo, foram registrados 8.218 indivíduos de 13 espécies, com forte dominância de *Poecilia reticulata* (94,4% em 2018 e 97,8% em 2024). Não foram detectadas diferenças significativas entre os períodos para riqueza, abundância total e escore do MMI, nem mudanças na composição das assembleias (PERMANOVA, $p = 0,439$) ou na dispersão multivariada (PERMDISP, $p = 0,783$). A heterogeneidade espacial entre os riachos foi o sinal dominante em ambos os anos, com coexistência de trechos com retração total da fauna, trechos hiperdominados por *P. reticulata* e trechos com manutenção residual de espécies nativas como *Trichomycterus* spp. e Characiformes. O Artigo 2 investigou a ingestão de microplásticos por *P. reticulata* em 12 desses riachos, por meio da análise do conteúdo do trato gastrointestinal de 240 indivíduos amostrados em 2018 e 2024. Microplásticos foram registrados em todos os riachos e em ambos os períodos, com predominância de fibras e de partículas transparentes e azuis. Um modelo linear generalizado misto (GLMM) não detectou efeito significativo do período, do sexo ou do tamanho corporal sobre a ingestão, mas revelou forte heterogeneidade espacial entre os riachos, com diferenças consistentes na quantidade de partículas ingeridas por indivíduo entre trechos. Em conjunto, os resultados indicam que os riachos urbanos de Lavras permanecem em estado de degradação crônica, com baixa integridade biótica e exposição contínua a poluentes emergentes, apesar de avanços graduais na infraestrutura municipal de saneamento. A recuperação desses sistemas demanda intervenções integradas que articulem saneamento, manejo da drenagem urbana e restauração de habitat em escala de bacia.

Palavras-chave: riachos urbanos; assembleias de peixes; índice multimétrico; microplásticos; *Poecilia reticulata*.

ABSTRACT

Urbanization imposes multiple stressors on low-order streams, impairing their ecological integrity through physical, chemical, and biological alterations, a set of responses collectively known as the urban stream syndrome. This dissertation assessed the effects of urbanization on streams in the Ribeirão Vermelho basin, in Lavras, Minas Gerais, Brazil, from a temporal perspective, resampling in 2024 the 16 urban streams originally studied in 2018, using comparable methods to examine changes over a six-year interval. The first paper examined the biotic integrity of these streams based on fish assemblages, applying a multimetric index (MMI) composed of six metrics related to taxonomic composition, trophic guilds, and the dominance of tolerant species. Across the study, 8,218 individuals belonging to 13 species were recorded, with a strong dominance of *Poecilia reticulata* (94.4% in 2018 and 97.8% in 2024). No significant differences between sampling periods were detected for species richness, total abundance, or MMI scores, nor were changes observed in assemblage composition (PERMANOVA, $p = 0.439$) or multivariate dispersion (PERMDISP, $p = 0.783$). Spatial heterogeneity among streams was the dominant signal in both years, with the coexistence of reaches showing complete fauna retraction, reaches hyperdominated by *P. reticulata*, and reaches retaining residual native species such as *Trichomycterus* spp. and Characiformes. The second paper investigated microplastic ingestion by *P. reticulata* in 12 of these streams through analysis of the gastrointestinal tract contents of 240 individuals sampled in 2018 and 2024. Microplastics were recorded in all streams and in both periods, with a predominance of fibers and transparent and blue particles. A generalized linear mixed model (GLMM) detected no significant effect of period, sex, or body size on ingestion, but revealed strong spatial heterogeneity among streams, with consistent differences in the number of particles ingested per individual across reaches. Taken together, the results indicate that urban streams in Lavras remain under chronic ecological degradation, with low biotic integrity and continuous exposure to emerging contaminants, despite gradual improvements in municipal sanitation infrastructure. The recovery of these systems requires integrated interventions combining sanitation, urban stormwater management, and habitat restoration at the watershed scale.

Keywords: urban streams; fish assemblages; multimetric index; microplastics; *Poecilia reticulata*.

INDICADORES DE IMPACTO

Esta dissertação avaliou, em perspectiva temporal entre 2018 e 2024, a integridade biótica e a exposição a microplásticos em 16 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras (MG), município com cerca de 105 mil habitantes. A pesquisa integra duas dimensões da degradação ambiental — assembleias de peixes como sentinelas e a ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata* como marcador de exposição a poluentes emergentes —, oferecendo um diagnóstico ecológico aplicável à gestão de bacias urbanas tropicais. Os resultados produzem impactos sociais e ambientais ao gerar evidências sobre a persistência da degradação dos cursos d'água que atravessam o tecido urbano, fundamentando ações de saneamento, manejo de drenagem pluvial e restauração de habitat. O trabalho foi desenvolvido em parceria institucional com a Prefeitura Municipal de Lavras e com a Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande (ARPA), articulando pesquisa científica e demanda de gestão pública municipal. Como desdobramento extensionista, está em desenvolvimento uma cartilha educativa sobre os peixes de riachos da bacia do Ribeirão Vermelho, em parceria com a Prefeitura e a ARPA, voltada à comunicação científica para públicos não especializados e à valorização da biodiversidade aquática local. Os impactos educacionais incluem a divulgação dos achados em fóruns acadêmicos e a contribuição para a formação de recursos humanos em ecologia aplicada e gestão ambiental. Os impactos tecnológicos envolvem a aplicação de protocolos padronizados de avaliação de integridade biótica e de quantificação de microplásticos em peixes, transferíveis para outros municípios sob pressão urbana semelhante. A pesquisa contribui diretamente para o cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 (Água Potável e Saneamento), 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) e 15 (Vida Terrestre), com contribuições complementares aos ODS 4 (Educação de Qualidade) e 14 (Vida na Água). As áreas temáticas envolvidas abrangem Meio Ambiente, Educação, Comunicação, e Tecnologia e Produção, e os resultados subsidiam a formulação de políticas públicas locais voltadas à recuperação de sistemas aquáticos urbanos e à comunicação ambiental orientada à participação social.

IMPACT INDICATORS

This dissertation assessed, in a temporal perspective between 2018 and 2024, the biotic integrity and microplastic exposure of 16 urban streams in the Ribeirão Vermelho basin, in Lavras (Minas Gerais, Brazil), a municipality of approximately 105,000 inhabitants. The research integrates two dimensions of environmental degradation — fish assemblages as sentinels and microplastic ingestion by *Poecilia reticulata* as an indicator of exposure to emerging pollutants — offering an ecological diagnosis applicable to the management of tropical urban watersheds. The results generate social and environmental impacts by producing evidence on the persistence of degradation in watercourses crossing the urban fabric, supporting actions in sanitation, stormwater management, and habitat restoration. The study was conducted in institutional partnership with the Municipal Government of Lavras and with the Regional Agency for Environmental Protection of the Rio Grande Basin (Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande — ARPA), articulating scientific research and municipal public management demand. As an outreach development, an educational booklet on the fish of streams of the Ribeirão Vermelho basin is currently being prepared, in partnership with the Municipal Government and ARPA, aimed at scientific communication for non-specialized audiences and at promoting the value of local aquatic biodiversity. Educational impacts include the dissemination of findings in academic forums and the contribution to the training of human resources in applied ecology and environmental management. Technological impacts involve the application of standardized protocols for assessing biotic integrity and for quantifying microplastics in fish, transferable to other municipalities under similar urban pressure. The research directly contributes to the achievement of the Sustainable Development Goals (SDGs) 6 (Clean Water and Sanitation), 11 (Sustainable Cities and Communities), and 15 (Life on Land), with complementary contributions to SDGs 4 (Quality Education) and 14 (Life Below Water). The thematic areas involved encompass Environment, Education, Communication, and Technology and Production, and the results support the formulation of local public policies aimed at the recovery of urban aquatic systems and at environmental communication oriented towards social participation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

ARTIGO 1:

Figura 1 – Mapa do desenho amostral.....	24
Figura 2 – Captura com peneira manual.....	25
Figura 3 – Identificação em laboratório.....	25
Figura 4 – Métricas componentes do MMI	33
Figura 5 – Escores totais do MMI por riacho	34
Figura 6 – Distribuição dos escores do MMI.....	35
Figura 7 – Ordenação NMDS	37
Figura 8 – Dispersão multivariada PERMDISP.....	37
Figura 9 – Variação Δ MMI entre 2018 e 2024.....	38

ARTIGO 2:

Figura 1 – Desenho amostral dos pontos de coleta	53
Figura 2 – Triagem de microplásticos sob estereomicroscópio	55
Figura 3 – Tipos representativos de microplásticos	57
Figura 4 – Distribuição da contagem por riacho.....	58
Figura 5 – Distribuição da ingestão por período.....	58
Figura 6 – Distribuição da contagem por sexo	59
Figura 7 – Distribuição estratificada por sexo e período.....	59
Figura 8 – Relação CP $\times$ MP (por sexo).....	60
Figura 9 – Relação CP $\times$ MP (por período).....	61
Figura 10 – Proporção dos tipos de microplásticos.....	62
Figura 11 – Proporção das cores de microplásticos	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1A – Limiares de pontuação para métricas crescentes.....	28
Tabela 1B – Limiares de pontuação para métricas decrescentes	28
Tabela 2 – Número de indivíduos por espécie em cada ponto de coleta nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras (MG), em 2018 e 2024.	31

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA	Análise de Variância
ARPA	Agência Regional de Proteção Ambiental
CEUA	Comitê de Ética em Uso de Animais
CI-UFLA	Coleção Ictiológica da UFLA
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CP	Comprimento Padrão
CRM	Conselho Regional de Medicina
CT	Comprimento Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
GLMM	Modelo Linear Generalizado Misto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBI	Índice de Integridade Biótica
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
KOH	Hidróxido de Potássio
LOA	Lei Orçamentária Anual
MMI	Índice Multimétrico (Multimetric Index)
MP	Microplástico(s)
NBR	Norma Brasileira
NMDS	Non-metric Multidimensional Scaling
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PERMANOVA	Permutational Multivariate Analysis of Variance
PERMDISP	Permutational Multivariate Dispersion
SINISA	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SISBIO	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
UFLA	Universidade Federal de Lavras

SUMÁRIO

1	PRIMEIRA PARTE	15
1.2	INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.3	REFERÊNCIAS.....	17
2	SEGUNDA PARTE — ARTIGOS	19
2.1	ARTIGO 1 — INTEGRIDADE AMBIENTAL DOS RIACHOS URBANOS DE LAVRAS, MINAS GERAIS, BRASIL: UMA ABORDAGEM COM ÍNDICES BASEADOS EM PEIXES.....	20
2.1.1	Introdução.....	21
2.1.2	Materiais e Métodos.....	23
2.3.3	Resultados	30
2.1.4	Discussão	38
2.3.5	Referências.....	46
2.2	ARTIGO 2 — PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE INGESTÃO DE MICROPLÁSTICOS POR <i>POECILIA RETICULATA</i> (POECILIIDAE) EM RIACHOS URBANOS DO SUDESTE DO BRASIL	49
2.2.1	Introdução.....	50
2.2.2	Materiais e Métodos.....	52
2.2.3	Resultados	56
2.2.4	Discussão	63
2.2.5	Referências.....	67
3	TERCEIRA PARTE	72
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	72

PRIMEIRA PARTE

INTRODUÇÃO GERAL

As atividades humanas têm alterado de forma intensa os ecossistemas aquáticos, e os riachos urbanos estão entre os sistemas mais vulneráveis, porque a urbanização concentra e sobrepõe estressores físicos, químicos e biológicos em pequena escala espacial (McGrane, 2016; Walsh *et al.*, 2005; Booth *et al.*, 2016). Como resultado, é comum observar simplificação de habitats, degradação da qualidade da água e reestruturação das assembleias, com redução de diversidade e maior dominância de espécies oportunistas e tolerantes, um conjunto de respostas frequentemente discutido no arcabouço da síndrome dos riachos urbanos (Walsh *et al.*, 2005; Wenger *et al.*, 2009; Ferreira F. C. *et al.*, 2021).

Apesar de muitas vezes subestimados na gestão, riachos e pequenos rios exercem papel central em processos ecológicos em escala de bacia e na provisão de serviços ecossistêmicos, e sua degradação reduz resiliência e limita a capacidade de depuração, regulação de cheias e manutenção de biodiversidade remanescente, inclusive em ambientes urbanos (Gomi; Sidle; Richardson, 2002; Meyer *et al.*, 2007; Bernhardt; Palmer, 2011; Ferreira V. *et al.*, 2023). Por isso, diagnósticos ecológicos nesses sistemas se beneficiam de abordagens integradas e comparáveis no tempo, que articulam descritores físicos, químicos e biológicos e permitem distinguir mudanças consistentes de flutuações pontuais, condição necessária para orientar prioridades de manejo e restauração (Bernhardt; Palmer, 2011; Macedo *et al.*, 2022; Verdonschot; Verdonschot, 2023).

Nesse contexto, indicadores bióticos têm destaque, em especial aqueles baseados em peixes, que integram respostas a múltiplos estressores ao longo do tempo e podem refletir alterações de habitat e qualidade ambiental de forma mais informativa do que medidas físico-químicas pontuais, como oxigênio dissolvido, pH e condutividade, que captam apenas o estado do sistema no momento da coleta (Goulart; Callisto, 2003; Jaramillo-Villa; Caramaschi, 2008; Callisto *et al.*, 2019). Em paralelo, além das pressões clássicas associadas à urbanização e captadas por indicadores bióticos tradicionais, cresce a preocupação com poluentes emergentes em sistemas de água doce. Entre eles, os microplásticos têm recebido atenção crescente, dada sua ampla dispersão, capacidade de interagir com sedimentos e organismos, e potenciais implicações ecológicas ainda em consolidação (Wagner *et al.*, 2014; Horton *et al.*, 2017; Hurley; Woodward; Rothwell, 2018).

Apesar do consolidado quadro conceitual da síndrome dos riachos urbanos, ainda são escassos os estudos que articulam respostas bióticas e exposição a poluentes emergentes em

uma mesma bacia urbana tropical, e que adotam desenho temporal capaz de avaliar a persistência da degradação. Nessa perspectiva, peixes oferecem leitura integrada da pressão histórica sobre as assembleias, enquanto a ingestão de microplásticos sinaliza exposição contínua a estressores emergentes — combinação que amplia o diagnóstico ecológico em escala de bacia.

Diante desse cenário, esta dissertação tem como objetivo geral avaliar, sob perspectiva temporal, os efeitos da urbanização sobre a integridade biótica e a exposição a poluentes emergentes em riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, articulando indicadores tradicionais baseados em peixes e a ingestão de microplásticos por uma espécie sentinela. O trabalho está estruturado no formato de artigos científicos, conforme prevê a Resolução PRPG nº 087/2024 da UFLA, com a finalidade de ampliar a difusão dos resultados em periódicos especializados e integrar a pesquisa de pós-graduação à comunicação científica internacional. Os dois artigos foram desenvolvidos em riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras (MG), a partir da reamostragem, em 2024, dos 16 trechos originalmente investigados em 2018 por Cruz e Pompeu (2020), com adoção de métodos comparáveis ao longo desse intervalo de seis anos. O Artigo 1 avalia a integridade ambiental desses riachos por meio de uma abordagem multimétrica baseada em peixes, comparando os padrões observados em 2018 e 2024 e relacionando-os a gradientes de urbanização e a características locais. O Artigo 2 investiga a ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata* nesses mesmos riachos, descrevendo padrões espaciais e temporais de exposição entre 2018 e 2024 em um cenário de urbanização e simplificação biótica. Em conjunto, os artigos compõem uma visão integrada dos efeitos da urbanização sobre riachos de pequena ordem e fornecem subsídios para manejo e monitoramento ambiental em bacias urbanas. O Artigo 1 será submetido ao periódico *Environmental Biology of Fishes*, e o Artigo 2 ao periódico *Zoologia*.

REFERÊNCIAS

- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 1926–1931, 2011.
- BOOTH, D. B. *et al.* Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, v. 35, n. 1, p. 412–432, 2016.
- CALLISTO, M. *et al.* Índices multimétricos para avaliação de integridade biótica. In: *Bases conceituais para conservação e manejo de bacias hidrográficas*. Belo Horizonte: CEMIG, 2019. p. 212.
- CRUZ, L. C.; POMPEU, P. S. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. *Urban Ecosystems*, v. 23, p. 819–829, 2020.
- FERREIRA, F. C. *et al.* Influence of urbanization on stream fish assemblages in three urban sub-basins of the Upper Paraná River, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 21, e20201069, 2021.
- FERREIRA, V. *et al.* Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 850, n. 12, p. 2501–2535, 2023.
- GOMI, T.; SIDLE, R. C.; RICHARDSON, J. S. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, v. 52, n. 10, p. 905–916, 2002.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n. 1, p. 156–164, 2003.
- HORTON, A. A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 127–141, 2017.
- HURLEY, R.; WOODWARD, J.; ROTHWELL, J. J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, v. 11, n. 4, p. 251–257, 2018.
- JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 7, 2008.
- MACEDO, D. R. *et al.* Urban stream rehabilitation in a densely populated Brazilian metropolis. *Frontiers in Environmental Science*, v. 10, p. 921934, 2022.
- McGRANE, S. J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 20, p. 2791–2807, 2016.
- MEYER, J. L. *et al.* The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, Herndon, v. 43, n. 1, p. 86–103, 2007.
- VERDONSCHOT, P. F. M.; VERDONSCHOT, R. C. M. The role of stream restoration in enhancing ecosystem services. *Hydrobiologia*, v. 850, n. 12, p. 2537–2562, 2023.

WAGNER, M. *et al.* Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WENGER, S. J. *et al.* Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Freshwater Science*, Lawrence, v. 28, n. 4, p. 1080–1098, 2009.

SEGUNDA PARTE — ARTIGOS

ARTIGO 1 – Elaborado conforme a norma NBR 6022 (2018)
Título: Integridade ambiental dos riachos urbanos de Lavras, Minas Gerais, Brasil: uma abordagem com índices baseados em peixes
Autores: Luís Otávio Peloso Silvestre; Paulo dos Santos Pompeu

ARTIGO 2 – Elaborado conforme a norma NBR 6022 (2018)
Título: Padrões espaciais e temporais de ingestão de microplásticos por <i>Poecilia reticulata</i> (Poeciliidae) em riachos urbanos do sudeste do Brasil
Autores: Luís Otávio Peloso Silvestre; Paulo dos Santos Pompeu

INTEGRIDADE AMBIENTAL DOS RIACHOS URBANOS DE LAVRAS, MINAS GERAIS, BRASIL: UMA ABORDAGEM COM ÍNDICES BASEADOS EM PEIXES¹

ENVIRONMENTAL INTEGRITY OF URBAN STREAMS IN LAVRAS, MINAS GERAIS, BRAZIL: AN APPROACH USING FISH-BASED INDICES

Luís Otávio Peloso Silvestre

<https://orcid.org/0009-0008-1971-531X>

Paulo dos Santos Pompeu

<https://orcid.org/0000-0002-7938-1517>

Departamento de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, MG,
Brasil

Autores correspondentes: luisopsilvestre293@gmail.com; pompeu@ufla.br

Resumo: A urbanização altera de forma intensa a integridade ecológica de riachos de pequena ordem, gerando um conjunto de respostas conhecido como síndrome dos riachos urbanos, que inclui simplificação de habitats, degradação da qualidade da água e dominância de espécies oportunistas. Em bacias urbanas tropicais, essas alterações são frequentemente captadas por indicadores bióticos baseados em peixes, capazes de integrar respostas a múltiplos estressores ao longo do tempo. Este estudo avaliou a integridade biótica de 16 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras, sul de Minas Gerais, sudeste do Brasil, comparando os padrões observados em 2018 e 2024 por meio de um índice multimétrico (MMI) baseado em assembleias de peixes, composto por seis métricas relacionadas a composição taxonômica, guildas tróficas e dominância de espécies tolerantes. Ao longo do estudo, foram registrados 8.218 indivíduos de 13 espécies, com forte dominância de *Poecilia reticulata* (94,4% em 2018 e 97,8% em 2024). Não foram detectadas diferenças significativas entre os períodos para riqueza, abundância total ou escores do MMI, nem mudanças na composição das assembleias (PERMANOVA, $p = 0,439$) ou na dispersão multivariada (PERMDISP, $p = 0,783$). A heterogeneidade espacial entre os riachos foi o sinal dominante em ambos os anos, com coexistência de trechos com retração total da fauna, trechos hiperdominados por *P. reticulata* e trechos com manutenção residual de espécies nativas como *Trichomycterus* spp. e Characiformes. Os resultados indicam que a integridade biótica permaneceu cronicamente baixa no intervalo analisado, em padrão consistente com legados persistentes da urbanização.

Palavras-chave: Bioindicadores, *Poecilia reticulata*, Riachos neotropicais, Síndrome dos riachos urbanos, Urbanização.

¹Artigo científico apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

Abstract: Urbanization markedly alters the ecological integrity of low-order streams, giving rise to a suite of responses known as the urban stream syndrome, which includes habitat simplification, water-quality degradation, and dominance of opportunistic species. In tropical urban basins, these changes are often captured by fish-based biotic indicators that can integrate responses to multiple stressors over time. This study assessed the biotic integrity of 16 urban streams in the Ribeirão Vermelho basin, Lavras, southern Minas Gerais, southeastern Brazil, comparing patterns observed in 2018 and 2024 through a multimetric index (MMI) based on fish assemblages, composed of six metrics related to taxonomic composition, trophic guilds, and dominance of tolerant species. Over the study period, 8,218 individuals of 13 species were recorded, with strong dominance of *Poecilia reticulata* (94.4% in 2018 and 97.8% in 2024). No significant differences were detected between periods for richness, total abundance, or MMI scores, nor changes in assemblage composition (PERMANOVA, $p = 0.439$) or multivariate dispersion (PERMDISP, $p = 0.783$). Spatial heterogeneity among streams was the dominant signal in both years, with the coexistence of reaches showing total faunal retraction, reaches hyperdominated by *P. reticulata*, and reaches with residual maintenance of native species such as *Trichomycterus* spp. and Characiformes. The results indicate that biotic integrity remained chronically low over the period analyzed, in a pattern consistent with persistent legacy effects of urbanization.

Keywords: Biotic integrity, *Poecilia reticulata*, Multimetric index, Neotropical streams, Urban stream syndrome.

1 INTRODUÇÃO

Os riachos urbanos figuram entre os ecossistemas aquáticos continentais mais ameaçados, em virtude da combinação de pressões físicas, químicas e biológicas associadas à urbanização (Walsh et al., 2005; Wenger et al., 2009; Booth et al., 2016). Em escala global, observam-se padrões consistentes de simplificação de habitats, aumento da carga orgânica e de poluentes, alterações hidrológicas decorrentes da impermeabilização do solo, supressão de vegetação ripária e retração da diversidade biológica nativa. Tal quadro, conhecido como síndrome dos riachos urbanos, tende a se manifestar de forma especialmente severa em pequenas bacias situadas em centros urbanos de médio e pequeno porte, nos quais a infraestrutura de saneamento ainda está em consolidação e as pressões hidromorfológicas tendem a se acumular sem mitigação proporcional (Walteros e Ramírez, 2020).

Indicadores bióticos baseados em peixes têm se mostrado especialmente úteis para diagnosticar a integridade ecológica de riachos urbanos, dada a longevidade relativa dos organismos, sua resposta integrada a múltiplos estressores e sua sensibilidade diferenciada a alterações na qualidade da água, no habitat e na conectividade longitudinal (Karr, 1981; Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; De Carvalho *et al.*, 2017). Em particular, os índices multimétricos de integridade biótica (MMI) integram informações taxonômicas, funcionais e estruturais das assembleias em um único escore, permitindo comparações entre trechos e ao

longo do tempo. A aplicação de MMI baseado em peixes em sistemas tropicais ainda enfrenta desafios metodológicos, sobretudo em assembleias com baixa riqueza local e alta dominância de espécies oportunistas, condições recorrentes em riachos sob forte pressão urbana (Casatti, 2003; De Carvalho *et al.*, 2017).

No contexto brasileiro, a bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras (MG), oferece um sistema de estudo apropriado para investigar respostas temporais à urbanização em escalas locais. Cruz e Pompeu (2020) caracterizaram, em 2018, a estrutura das assembleias de peixes em 16 riachos urbanos da bacia, evidenciando forte dominância de *Poecilia reticulata* e gradiente expressivo de simplificação biótica ao longo do uso urbano do solo. Desde então, o município passou por avanços graduais na infraestrutura de saneamento, com expansão da coleta e do tratamento de esgoto e ampliação da cobertura de Estações de Tratamento (SINISA, 2023).

A literatura atual sobre riachos urbanos articula duas perspectivas concorrentes a respeito da resposta biótica a melhorias incrementais no saneamento ao longo do tempo. A perspectiva da recuperação dirigida pela qualidade da água sustenta que a redução consistente da carga orgânica e a expansão do tratamento de efluentes tendem a se traduzir em sinais detectáveis de melhora biótica em horizontes de poucos anos, com aumento de riqueza, redução de espécies oportunistas e elevação dos escores de integridade (Kim, Atique e An, 2019; Macedo *et al.*, 2022). A perspectiva dos legados persistentes da urbanização, em contraste, sustenta que avanços parciais no saneamento, isoladamente, dificilmente reverterem o estado degradado em escalas curtas de tempo, na medida em que a síndrome dos riachos urbanos envolve estressores hidromorfológicos persistentes — alterações hidrológicas, simplificação geomorfológica do canal, perda de cobertura ripária — que operam independentemente da qualidade do efluente (Walsh *et al.*, 2005; Booth *et al.*, 2016; Walteros e Ramírez, 2020).

Diante deste quadro, o presente artigo tem como objetivos: (i) avaliar a integridade biótica dos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em 2024, mediante a aplicação de um índice multimétrico baseado em peixes adaptado de De Carvalho *et al.* (2017); (ii) comparar os padrões observados em 2024 com os documentados em 2018 por Cruz e Pompeu (2020), em escalas de bacia e de trecho; e (iii) avaliar a coerência interna do índice em uma assembleia fortemente dominada por uma única espécie introduzida. Como hipóteses orientadoras, o estudo testa duas predições contrastantes: (H1) ocorrência de aumento na riqueza local, redução da dominância de *P. reticulata* e elevação dos escores do MMI entre 2018 e 2024, em consonância com a perspectiva da recuperação dirigida pela qualidade da água; e (H2) manutenção dos

atributos comunitários e dos escores do MMI em padrões similares aos de 2018, em consonância com a perspectiva dos legados persistentes da urbanização.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Lavras localiza-se no sudeste do Brasil, no sul de Minas Gerais (21°14'43"S, 44°59'59"W), integrando a bacia hidrográfica do rio Grande, afluente do rio Paraná. O município ocupa 564,7 km², em altitude média de 919 m, em área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado. Sua população é majoritariamente urbana (95,3% dos cerca de 105 mil habitantes em 2022), com densidade de aproximadamente 185 hab/km² (IBGE, 2022). Nas últimas décadas, a cobertura vegetal nativa foi amplamente substituída por pastagens, agricultura e expansão urbana, restando fragmentos de Cerrado e Mata Atlântica nas porções menos acessíveis.

O saneamento básico de Lavras passou por melhorias significativas após 2010, quando foram inauguradas três Estações de Tratamento de Esgoto (ETE Água Limpa, ETE Vista Alegre e ETE Ribeirão Vermelho). Em 2022, mais de 75% do esgoto gerado era coletado e tratado pelo sistema municipal, com a ETE Ribeirão Vermelho apresentando eficiência acima de 80% na remoção de carga orgânica (SINISA, 2023; Cruz e Pompeu, 2020). Mesmo assim, parte dos efluentes ainda chega in natura aos cursos d'água, especialmente em períodos de chuva intensa via drenagem urbana.

A área foco deste estudo é a bacia do Ribeirão Vermelho, curso d'água de aproximadamente 15 km de extensão que corta a zona urbana de Lavras antes de desaguar no rio Grande. A bacia abrange cerca de 56,2 km² (Menezes *et al.*, 2016) e compreende diversos pequenos córregos urbanos, muitos dos quais canalizados ou altamente modificados. Os impactos antrópicos na bacia incluem descarte inadequado de lixo, lançamento difuso de esgoto doméstico, canalização de trechos de córregos, impermeabilização do solo urbano com drenagem pluvial rápida, e atividades agropecuárias na zona periurbana (Cruz e Pompeu, 2020). Essas pressões resultam em redução de habitats aquáticos complexos, sedimentação excessiva, variação brusca de vazões e piora na qualidade ambiental.

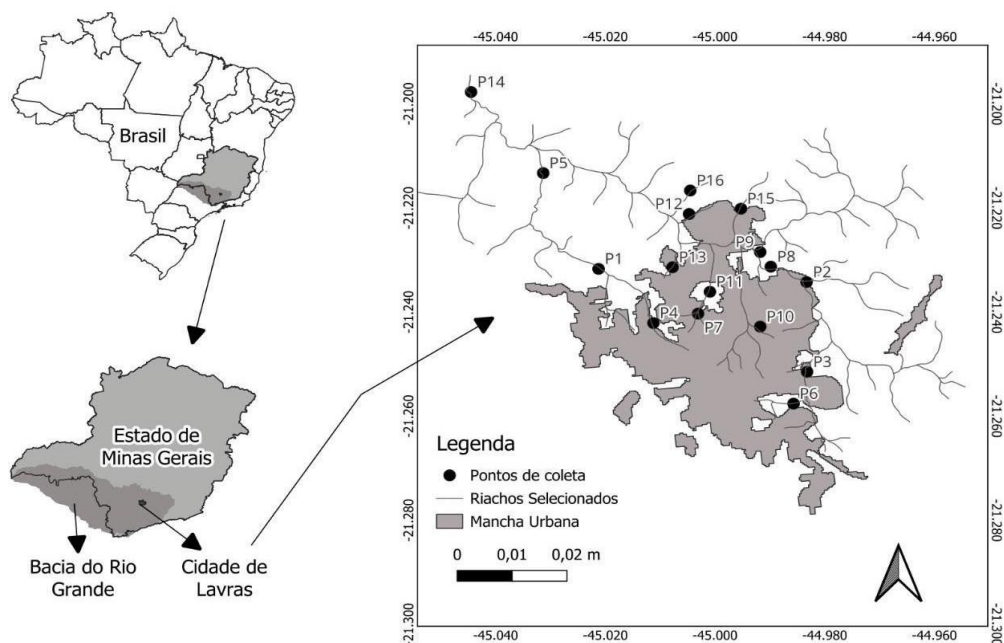
Para avaliar os efeitos temporais da urbanização e do saneamento, repetimos o desenho amostral de Cruz e Pompeu (2020). Foram selecionados 16 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho (Figura 1), correspondentes aos mesmos pontos amostrados em 2018. Esses

riachos abrangem desde córregos de menor porte (largura média de 2 a 3 m) até o próprio Ribeirão Vermelho em trecho urbano. P5 e P14 foram classificados como periurbanos por sua localização nos limites da malha urbana, enquanto os demais 14 pontos correspondem a trechos inseridos na malha urbana propriamente dita.

2.2 Amostragem dos peixes

As coletas de peixes foram realizadas no período seco (setembro e abril) para minimizar influências sazonais intensas, adotando-se a mesma metodologia de Cruz e Pompeu (2020) para garantir a comparabilidade temporal. Em cada riacho, demarcou-se um trecho de aproximadamente 80–100 m, abrangendo o mesmo local amostrado em 2018. As coletas foram realizadas durante o período diurno, utilizando uma peneira manual semicircular de 80 cm de diâmetro e malha de 1 mm, operada contra a corrente (Figura 2). Esse método de varredura captura desde peixes bentônicos até pequenos nectônicos em microhábitats rasos. O esforço de amostragem foi padronizado em até 2 horas de coleta por riacho, distribuídas em passagens sucessivas ao longo do trecho até cobrir os principais microhábitats disponíveis. Essa padronização visou garantir que diferenças de abundância ou riqueza refletissem condições ambientais, e não tempo de captura.

Figura 1 – Desenho amostral dos riachos urbanos na bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras, Minas Gerais.



Fonte: Baseado em Cruz e Pompeu (2020)

Figura 2 – Captura dos espécimes com peneira manual nos riachos amostrados.



Fonte: Do autor (2026)

Figura 3 – Triagem dos espécimes capturados em laboratório.



Fonte: Do autor (2026)

Todos os espécimes capturados foram colocados em pequenos sacos plásticos, sacrificados por sobredose de eugenol a 10% em água, e fixados em formaldeído 10%. Após uma semana, os exemplares foram transferidos para álcool 70%.

Em laboratório, procedeu-se à identificação taxonômica de todos os peixes até o nível de espécie (Figura 3). Em relação aos registros de Cruz e Pompeu (2020), três atualizações taxonômicas foram aplicadas com base em revisões recentes para a região. Primeiro, os exemplares antes identificados como *Trichomycterus pauciradiatus* foram atribuídos a *Trichomycterus pirabitymbara*, enquanto os registros antes atribuídos a *T. maracaya* e *T. aff. brasiliensis* foram reinterpretados como *Trichomycterus pirabitira*. Segundo, os exemplares anteriormente identificados como *Astyanax paranae* passaram a ser tratados como *Psalidodon paranae*, em conformidade com a recente revisão sistemática do gênero. Dessa forma, a fauna íctica da bacia passa a ser descrita, neste trabalho, com base em duas espécies válidas de *Trichomycterus* (*T. pirabitymbara* e *T. pirabitira*) e em *Psalidodon paranae*. Todo o material testemunho foi depositado na Coleção Ictiológica da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA), sob números de catálogo específicos, ficando disponível para consulta.

2.3 Índice Multimétrico de Integridade Biótica

Para avaliar a integridade biótica das assembleias de peixes, aplicamos um índice multimétrico (MMI) adaptado de De Carvalho *et al.* (2017), originalmente desenvolvido para riachos do Cerrado. A adaptação foi necessária para refletir as particularidades das assembleias da bacia do Ribeirão Vermelho, caracterizadas por baixa riqueza local e forte dominância de *Poecilia reticulata* Peters, 1859. Mantivemos métricas relacionadas à composição taxonômica e às guildas tróficas — núcleos do índice original — e ajustamos o critério de "espécies comuns" para o contexto local (presença em mais de 50% dos pontos amostrados), de modo a captar a homogeneização biótica observada na bacia.

Foram utilizadas seis métricas complementares: (i) porcentagem de indivíduos da ordem Characiformes; (ii) porcentagem de indivíduos da família Loricariidae; (iii) porcentagem de indivíduos da família Trichomycteridae; (iv) porcentagem de espécies invertívoras; (v) porcentagem de indivíduos pertencentes a espécies consideradas comuns (presentes em mais de 50% dos riachos amostrados no respectivo ano); e (vi) porcentagem de indivíduos de *Poecilia reticulata*. Essas métricas foram selecionadas por refletirem diferentes dimensões da integridade biótica, englobando informações sobre composição, tolerância, dominância e atributos funcionais das assembleias.

Maiores abundâncias relativas de Characiformes e Trichomycteridae, assim como maior proporção de espécies invertívoras, estão associadas a ambientes menos perturbados. Em ambientes degradados, essas espécies sofrem exclusão competitiva por táxons mais tolerantes, como Cyprinodontiformes e Cichliformes (De Carvalho *et al.*, 2017). Espécies de *Trichomycterus*, em particular, estão relacionadas a ambientes com maior diversidade de habitats, cobertura ripária preservada e oxigênio dissolvido elevado (Casatti, 2003).

As demais métricas estão associadas a locais mais perturbados. Riachos com presença de espécies raras tendem a suportar assembleias mais diversas, e proporções elevadas de espécies comuns indicam homogeneização biótica. Loricariidae habitam corredeiras com substratos rochosos e alimentam-se de algas, sendo favorecidas pela remoção da vegetação ripária, uma vez que a sedimentação não prejudica seu habitat (De Carvalho *et al.*, 2017). Por fim, *Poecilia reticulata* está associada a distúrbios severos em riachos degradados, sendo uma espécie exótica e generalista com alta capacidade reprodutiva, que explora uma ampla variedade de recursos alimentares.

Cada métrica foi transformada em notas de 0 a 10 com base em faixas de valores adaptadas de De Carvalho *et al.* (2017) e ajustadas conforme a distribuição observada dos dados na bacia do Ribeirão Vermelho (Tabelas 1A e 1B). As métricas associadas a maior integridade biótica (Characiformes, Trichomycteridae e espécies invertívoras) seguem pontuação crescente — valores mais altos recebem notas mais altas (Tabela 1A). As métricas associadas a degradação (espécies comuns, Loricariidae e *Poecilia reticulata*) seguem pontuação decrescente — valores mais altos recebem notas mais baixas (Tabela 1B). As notas das seis métricas foram somadas para cada riacho e ano, resultando em um escore total do MMI variando teoricamente de 0 a 60. Na prática, os escores observados nos dois períodos variaram entre 0 e 45, o que orientou a calibração das faixas interpretativas descritas a seguir.

Para facilitar a interpretação ecológica, os escores totais do MMI foram classificados em quatro faixas com base em uma divisão por quartis aproximados do intervalo observado nos dois períodos amostrais (escores de 0 a 60, com observações concentradas entre 0 e 45): **muito baixa integridade** (escore de 0 a 10), **baixa integridade** (11 a 20), **média integridade** (21 a 30) e **alta integridade** (31 a 60). A divisão em faixas de 10 pontos permite posicionar cada trecho ao longo de um gradiente de qualidade ambiental e foi calibrada a partir da inspeção qualitativa dos riachos avaliados em campo, considerando o contexto de baixa integridade biótica predominante na bacia.

Tabela 1A – Limiares de pontuação para as métricas com pontuação crescente (esquema A) — maior porcentagem indica maior integridade biótica. Valores em porcentagem.

NOTAS	% Characiformes	% Trichomycteridae	% Spp. Invertívoras
0	0	0	0
1	0,80	0,15	6,67
2	1,80	0,73	20,00
3	2,99	1,67	25,00
4	6,03	3,77	33,33
5	11,40	7,42	50,00
6	23,18	13,27	50,00
7	52,40	23,87	66,67
8	94,40	40,76	85,71
9	98,03	64,73	87,50
10	>98,03	>64,73	>87,50

Tabela 1B – Limiares de pontuação para as métricas com pontuação decrescente (esquema B) — maior porcentagem indica maior degradação. Valores em porcentagem.

Nota	% spp. comuns	% Loricariidae	% <i>P. reticulata</i>
10	0	0	0
9	50,00	43,24	97,61
8	64,29	60,78	100,00
7	70,00	74,07	100,00
6	75,00	83,52	100,00
5	80,00	91,24	100,00
4	85,71	95,14	100,00
3	100,00	99,19	100,00
2	100,00	100,00	100,00
1	100,00	100,00	100,00
0	100,00	100,00	100,00

Fonte: Adaptado de De Carvalho *et al.* (2017)

Para facilitar a interpretação ecológica, os escores totais do MMI foram classificados em quatro faixas com base em uma divisão por quartis aproximados do intervalo observado nos dois períodos amostrais (escores de 0 a 60, com observações concentradas entre 0 e 45): **muito baixa integridade** (escore de 0 a 10), **baixa integridade** (11 a 20), **média integridade** (21 a

30) e **alta integridade** (31 a 60). A divisão em faixas de 10 pontos permite posicionar cada trecho ao longo de um gradiente de qualidade ambiental e foi calibrada a partir da inspeção qualitativa dos riachos avaliados em campo, considerando o contexto de baixa integridade biótica predominante na bacia.

2.4 Análise de dados

Os dados de abundância foram organizados em uma matriz sítio–espécie, contendo, para cada riacho e ano (2018 e 2024), o número de indivíduos registrados por espécie. A partir dessa matriz, calculamos para cada trecho a riqueza local de espécies (α) e a abundância total. Para investigar mudanças temporais entre 2018 e 2024, foram ajustados modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson, testando o efeito do ano sobre a riqueza local. As métricas componentes do MMI foram avaliadas individualmente por meio de testes *t* de Welch e de Mann-Whitney, conforme a distribuição dos dados, e o escore total do MMI foi comparado por meio de teste de Mann-Whitney e de Wilcoxon pareado, escolhidos como abordagens conservadoras dada a natureza ordinal do índice e o tamanho amostral reduzido por grupo.

Para avaliar a coerência interna do MMI, examinamos se as variações no escore do índice entre 2018 e 2024 estavam associadas a mudanças correspondentes em riqueza e abundância das assembleias. Para cada riacho, calculamos a diferença (Δ) entre os dois períodos para essas três variáveis, e a associação entre elas foi avaliada por correlação de Spearman. Adicionalmente, os riachos foram classificados em três grupos com base na variação do escore do MMI: (i) trechos com aumento do escore (Δ MMI positivo), (ii) trechos estáveis (Δ MMI nulo) e (iii) trechos com queda do escore (Δ MMI negativo). Comparamos a composição taxonômica e os atributos comunitários entre esses grupos, buscando identificar padrões que pudessem caracterizar trajetórias distintas dentro da bacia.

Para explorar mudanças na composição das assembleias, foi empregada uma ordenação não métrica multidimensional (NMDS), com base em matriz de abundância por espécie e distância de Bray-Curtis. As diferenças na composição entre 2018 e 2024 foram testadas por meio de análise de variância multivariada por permutações (PERMANOVA), e a hipótese de alteração na variabilidade composicional foi avaliada por meio de PERMDISP, que testa diferenças na dispersão dos grupos em torno de seus centróides no espaço multivariado.

Todas as análises foram conduzidas no software R, utilizando, entre outros, os pacotes *vegan* e *stats*, adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

3 RESULTADOS

3.1 Composição taxonômica e riqueza local

Considerando os 16 riachos urbanos avaliados nas duas campanhas (2018 e 2024), foram capturados 8.218 indivíduos no total, distribuídos em 13 espécies, das quais sete ocorreram em ambos os períodos (*Callichthys callichthys*, *Hypostomus ancistroides*, *Poecilia reticulata*, *Psalidodon paranae*, *Rhamdia quelen*, *Trichomycterus pirabitymbara* e *T. pirabitymbara*), cinco foram exclusivas de 2018 (*Astyanax altiparanae*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnotus sylvius*, *Oligosarcus paranensis* e *Pimelodus maculatus*) e uma foi exclusiva de 2024 (*Phalloceros* cf. *reisi*). A distribuição das espécies por riacho e por ano está sintetizada na Tabela 1.

A riqueza local (α) por riacho variou entre 0 e 6 espécies em 2018 e entre 0 e 4 em 2024. Em 2018, a riqueza média foi de $2,63 \pm 1,75$ espécies (média $\pm$ desvio-padrão; $n = 16$), enquanto em 2024 foi de $1,94 \pm 1,29$ espécies. Os modelos ajustados não detectaram diferença estatisticamente significativa entre os anos para a riqueza local (Wilcoxon pareado, $p = 0,055$; GLM Poisson com fator ano, $p = 0,194$). Em ambos os períodos, P10 não apresentou registros de peixes, e P5 e P9 ficaram entre os pontos com maior riqueza, com 3 a 6 espécies registradas.

A redução do número de espécies registradas na bacia entre 2018 e 2024 envolveu táxons de diferentes ordens e estratégias ecológicas. Em particular, o trecho P9 — riacho com a maior riqueza local em 2018 (seis espécies) — perdeu três espécies nativas em 2024 (*A. altiparanae*, *G. sylvius* e *G. brasiliensis*). Em P15, das quatro espécies nativas registradas em 2018 (*P. paranae*, *G. sylvius*, *T. pirabitymbara* e *T. pirabitymbara*), apenas *T. pirabitymbara* persistiu em 2024. Em paralelo, *Phalloceros* cf. *reisi* foi registrada exclusivamente em 2024, com ocorrência concentrada em P2 e P3.

Tabela 2 – Número de indivíduos de cada espécie por ponto de coleta nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras (MG), em 2018 e 2024.

Espécie / Ocorrência	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P11		P12		P13		P14		P15		P16	
	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024	2018	2024
Ordem Cyprinodontiformes																														
Família Poeciliidae																														
<i>Phalloceros</i> cf. <i>reisi</i>				13		1																								
<i>Poecilia reticulata</i>	144	94	75	130	134	210	11	5	9	2	205	130	1	10	84	279	149	50	340	199	382	36	311	387	1265	661	1446	56	832	206
Ordem Characiformes																														
Família Characidae																														
<i>Astyanax altiparanae</i>																	2													
<i>Psalidodon paranae</i>											2	1															101			
<i>Oligosarcus paranensis</i>	1								1																					
Ordem Gymnotiformes																														
Família Gymnotidae																														
<i>Gymnotus sylvius</i>				1													2										51			
Ordem Cichliformes																														
Família Cichlidae																														
<i>Geophagus brasiliensis</i>																	3													
Ordem Siluriformes																														
Família Callichthyidae																														
<i>Callichthys callichthys</i>	3		7	2	7										9		2										4	2		
Família Trichomycteridae																														
<i>Trichomycterus pirabityra</i>				8		2			28	5	22	3					1	4			30	3					1			
<i>Trichomycterus pirabitymbara</i>					1				11	10																	27			
Família Loricariidae																														
<i>Hypostomus ancistroides</i>																								2		1				
Família Pimelodidae																														
<i>Pimelodus maculatus</i>																									1					
Família Heptapteridae																														
<i>Rhamdia quelen</i>																1									1					

Fonte: elaboração própria, baseado em Cruz e Pompeu (2020).

Nota: Os dados de 2018 foram obtidos a partir de Cruz e Pompeu (2020). Três reclassificações taxonômicas foram aplicadas em ambos os períodos: *Trichomycterus pauciradiatus* → *T. pirabitymbara*; *T. maracaya* e *T. aff. brasiliensis* → *T. pirabityra*; *Astyanax paranae* → *Psalidodon paranae*. Células vazias indicam ausência de registros para a combinação espécie × ponto × ano. P10 não apresentou capturas em ambos os períodos.

3.2 Abundância e dominância

A abundância total por riacho apresentou forte variação espacial nos dois períodos. Em 2018, a abundância variou entre 0 (P10) e 1.625 (P15) indivíduos, totalizando 5.709 capturas; em 2024, variou entre 0 (P10) e 661 (P14) indivíduos, totalizando 2.509 capturas. P14 e P15 figuraram entre os pontos de maior abundância em ambos os anos, embora com magnitudes distintas — em 2018, P15 concentrou a maior parte dos indivíduos da bacia, com forte representação de espécies nativas; em 2024, P14 sustentou a maior abundância, quase exclusivamente composta por uma única espécie introduzida.

Em ambos os anos, as assembleias foram marcadamente dominadas por *Poecilia reticulata*. Em 2018, a espécie respondeu por 94,4% dos indivíduos registrados (5.388 de 5.709), e em 2024 por 97,8% (2.455 de 2.509), com ocorrência em 14 dos 16 riachos amostrados nos dois períodos (Figura 4). Essa dominância extrema constitui o eixo central de estruturação das assembleias e se reflete em diversas das métricas componentes do MMI descritas a seguir.

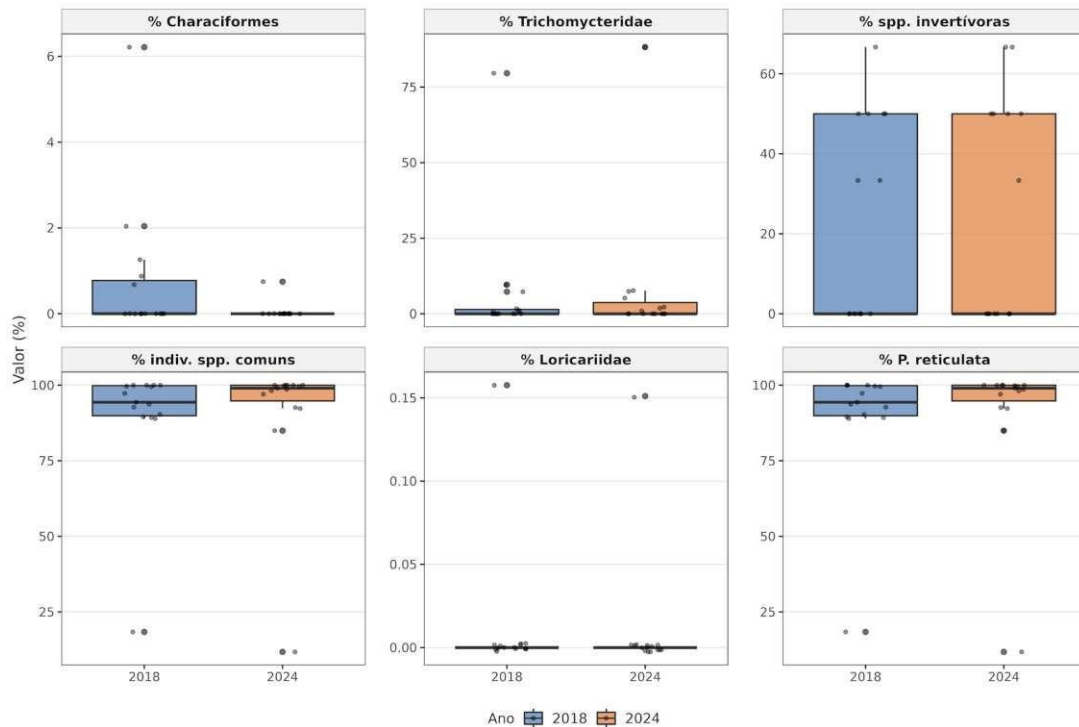
3.3 Métricas componentes do MMI

As seis métricas componentes do MMI apresentaram respostas heterogêneas entre os riachos, sem variação consistente entre os períodos quando considerados todos os pontos em conjunto (Figura 4). A descrição abaixo segue a ordem de apresentação no índice.

A porcentagem de indivíduos da ordem Characiformes apresentou padrão geral de baixos valores em ambos os anos, com valores próximos de zero na maioria dos pontos e ocorrência restrita a poucos trechos. O teste t de Welch não identificou diferença significativa entre os períodos ($p = 0,267$), e o teste de Mann-Whitney apresentou tendência marginal ($p = 0,066$), com leve redução em 2024.

A porcentagem de indivíduos da família Trichomycteridae também variou amplamente entre riachos, com presença concentrada em poucos trechos. O teste t de Welch ($p = 0,610$) e o Mann-Whitney ($p = 0,773$) não detectaram diferença entre os anos. Apesar da ausência de variação estatística, houve perda numérica entre os períodos: a abundância total dos *Trichomycterus* caiu de cerca de 95 indivíduos em 2018 para aproximadamente 35 em 2024.

Figura 4 – Distribuição das seis métricas componentes do MMI nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 e 2024.



Legenda: As caixas representam o intervalo interquartílico, a linha central a mediana, e os pontos os valores observados em cada riacho.

Fonte: elaboração própria

A porcentagem de espécies invertívoras manteve-se baixa na maioria dos riachos em ambos os anos, com valores nulos em diversos pontos, e poucos trechos apresentando proporções intermediárias (testes t de Welch $p = 0,648$; Mann-Whitney $p = 0,765$).

A proporção de indivíduos pertencentes a espécies comuns — definidas como aquelas presentes em mais de 50% dos riachos no respectivo ano — foi consistentemente alta em ambos os períodos. Apenas *P. reticulata* satisfaz o critério nos dois anos, o que torna a métrica fortemente associada à proporção da espécie em cada riacho. As distribuições não diferiram significativamente entre os anos (testes t de Welch $p = 0,572$; Mann-Whitney $p = 0,590$).

A proporção de indivíduos da família Loricariidae apresentou ocorrência restrita a um único ponto em cada ano (P14), com valores muito baixos no restante da bacia, e sem diferença estatística entre os anos (testes t de Welch $p = 0,990$; Mann-Whitney $p = 0,981$).

A proporção de indivíduos de *Poecilia reticulata* manteve-se elevada em quase todos os pontos com captura de peixes em ambos os anos, frequentemente próxima de 100%, sem diferença estatística entre os períodos (testes t de Welch $p = 0,860$; Mann-Whitney $p = 0,824$).

De modo geral, nenhuma métrica analisada isoladamente apresentou diferença estatisticamente significativa entre 2018 e 2024 (todos $p > 0,05$), com exceção da tendência

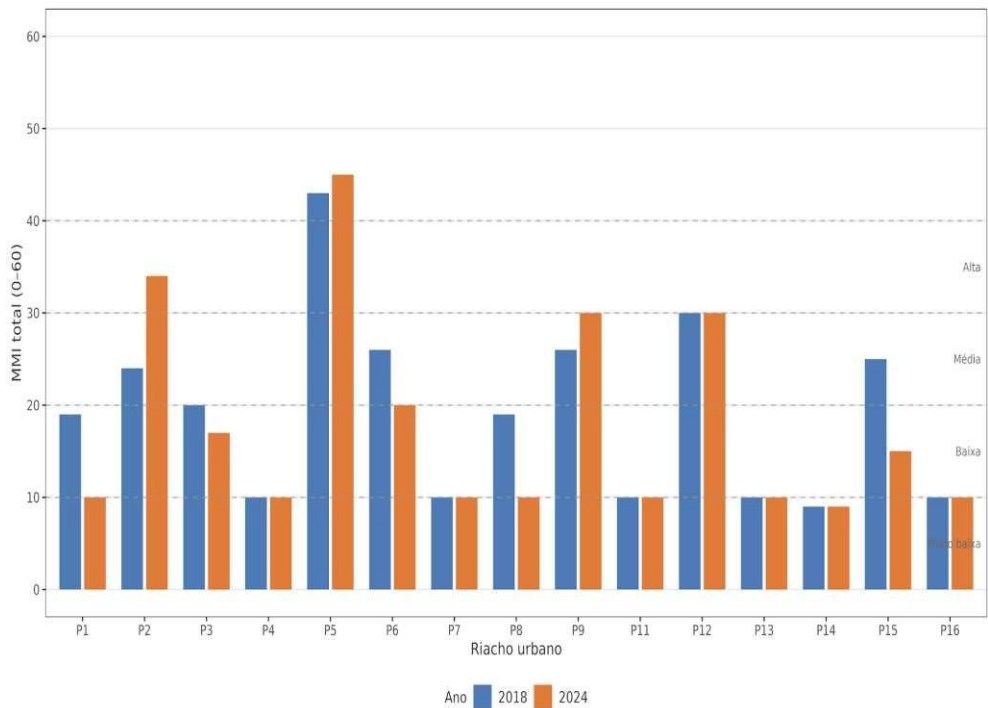
marginal observada para Characiformes pelo Mann-Whitney. Esse padrão indica que, no intervalo de seis anos, não houve resposta temporal consistente em nível funcional ou taxonômico no conjunto dos riachos urbanos da bacia.

3.4 Escores totais do MMI e variação temporal

Com base nas seis métricas componentes, foi calculado, para cada riacho, o escore total do MMI (variando teoricamente de 0 a 60). Em 2018, os escores observados variaram entre 0 (P10) e 43 (P5), com mediana de 24 e média de $22,5 \pm 11,1$; em 2024, variaram entre 0 (P10) e 45 (P5), com mediana de 17 e média de $19,4 \pm 12,1$.

Em termos espaciais, os escores do MMI variaram amplamente entre os riachos em ambos os períodos (Figura 5). P5 figurou consistentemente como o ponto de maior integridade biótica, com escores elevados nos dois anos. P10 manteve escore zero em ambos os períodos, refletindo ausência total de captura. P14, classificado como periurbano, apresentou escores baixos nos dois anos (9 em ambos os períodos), associados à dominância quase absoluta de *P. reticulata*. Os demais pontos distribuíram-se ao longo de um gradiente intermediário, com forte heterogeneidade entre trechos.

Figura 5 – Escores totais do MMI para cada riacho urbano da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 (azul) e 2024 (vermelho). Os pontos estão dispostos em ordem crescente do escore médio entre os dois anos.

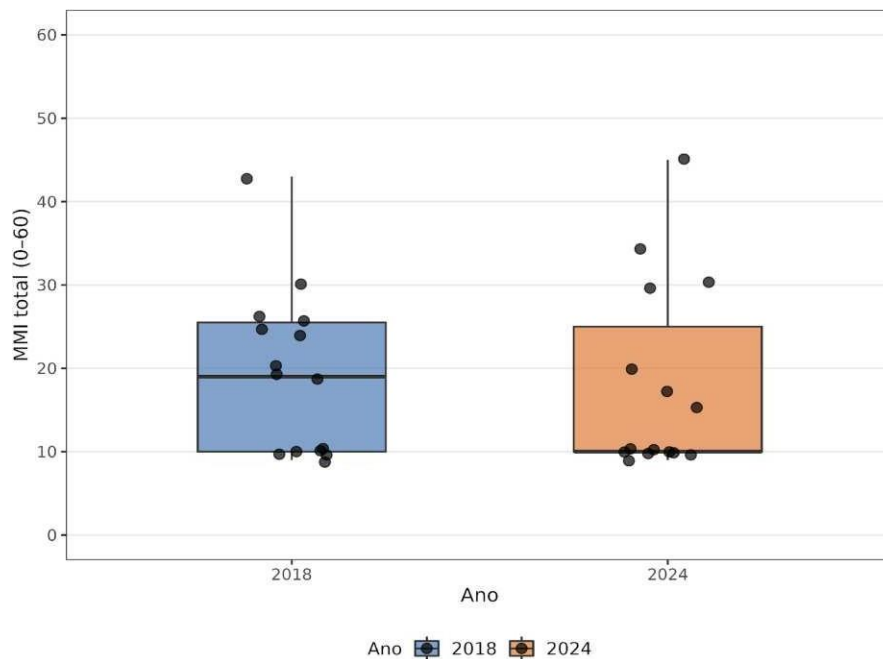


Fonte: elaboração própria

A distribuição dos riachos em classes interpretativas de integridade evidenciou padrão concentrado nas faixas de baixa e muito baixa integridade em ambos os anos. Em 2018, um riacho atingiu a classe alta (P5), três a média (P2, P6 e P15), oito a baixa e quatro a muito baixa. Em 2024, novamente apenas P5 alcançou a classe alta, dois pontos a média (P2 e P9), seis a baixa e sete a muito baixa. P10, sem captura em ambos os períodos, manteve-se na classe de muito baixa integridade.

A comparação dos escores do MMI entre 2018 e 2024 não indicou diferença estatisticamente significativa em escala de bacia (Figura 6). O teste de Mann-Whitney ($p = 0,652$) e o teste de Wilcoxon pareado por riacho ($p = 0,400$) confirmaram a estabilidade global do índice no intervalo analisado.

Figura 6 – Distribuição dos escores totais do MMI nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 e 2024.



Legenda: As caixas representam o intervalo interquartil, a linha central a mediana, e os pontos os valores observados.

Fonte: elaboração própria

A análise de coerência interna do MMI revelou que as variações temporais nos escores entre 2018 e 2024 não acompanharam de forma sistemática as variações observadas em riqueza ou abundância. As correlações de Spearman entre o ΔMMI e o $\Delta\text{riqueza}$ ($\rho = 0,008$; $p = 0,978$) e entre o ΔMMI e o $\Delta\text{abundância}$ ($\rho = 0,051$; $p = 0,857$) não foram significativas. Já a correlação entre $\Delta\text{riqueza}$ e $\Delta\text{abundância}$ apresentou tendência marginal positiva ($\rho = 0,442$; $p = 0,099$), sugerindo associação modesta entre essas duas dimensões descritivas das assembleias.

Quanto à trajetória dos escores entre 2018 e 2024, três grupos foram identificados com base no sinal do ΔMMI (Figura 9). O primeiro grupo, composto por P2, P5 e P9, apresentou aumento no escore do MMI no intervalo. O segundo, composto por P4, P7, P10, P11, P12, P13, P14 e P16, manteve-se estável (ΔMMI nulo). O terceiro, composto por P1, P3, P6, P8 e P15, apresentou redução no escore. Os trechos do primeiro grupo concentram a maior parte dos registros remanescentes de espécies nativas sensíveis na bacia em 2024, especialmente *Trichomycterus* spp.

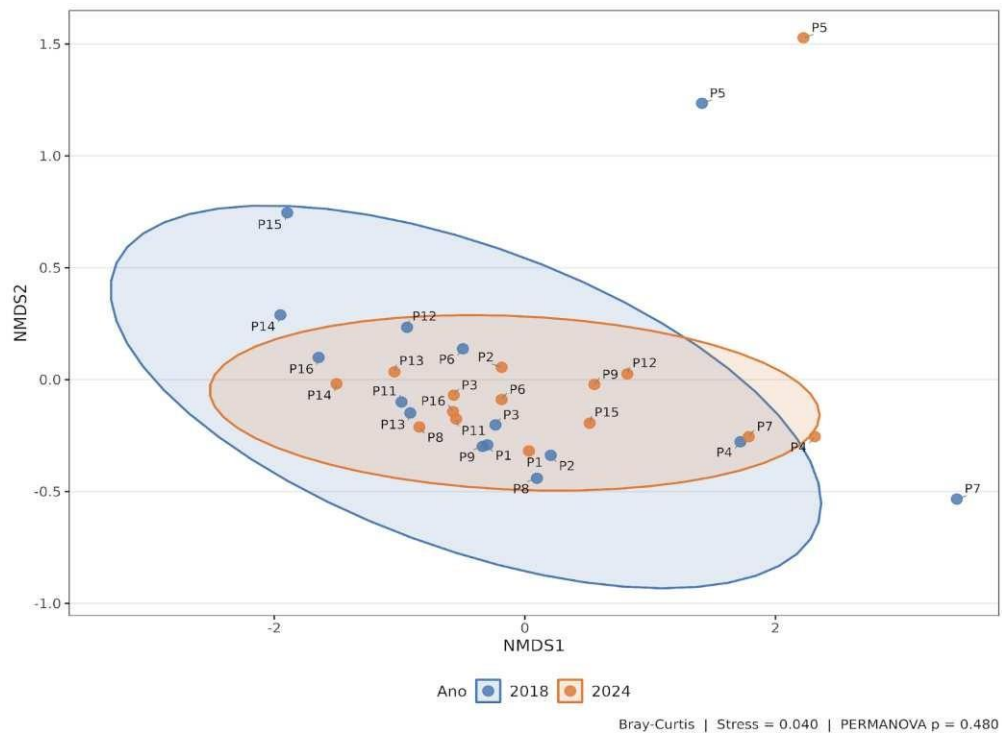
3.5 Composição das assembleias: ordenação e variabilidade entre anos

A ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), baseada na dissimilaridade de Bray-Curtis, apresentou stress de 0,040, indicando boa adequação da representação bidimensional. A configuração resultante revelou ampla dispersão dos pontos amostrais em ambos os períodos, sem separação nítida entre os anos (Figura 7). P5 ocupou posição isolada no espaço de ordenação, refletindo sua composição taxonômica distinta das demais.

A análise de variância multivariada por permutações (PERMANOVA) não detectou diferença significativa na composição entre 2018 e 2024 ($F = 0,837$; $R^2 = 0,029$; $p = 0,439$), com 97,1% da variação total explicada pela diferença entre riachos.

A análise de dispersão multivariada (PERMDISP) também não indicou diferença significativa entre os anos quanto à variabilidade composicional ($F = 0,127$; $p = 0,783$), com distâncias médias ao centróide praticamente idênticas em 2018 e 2024 (Figura 8).

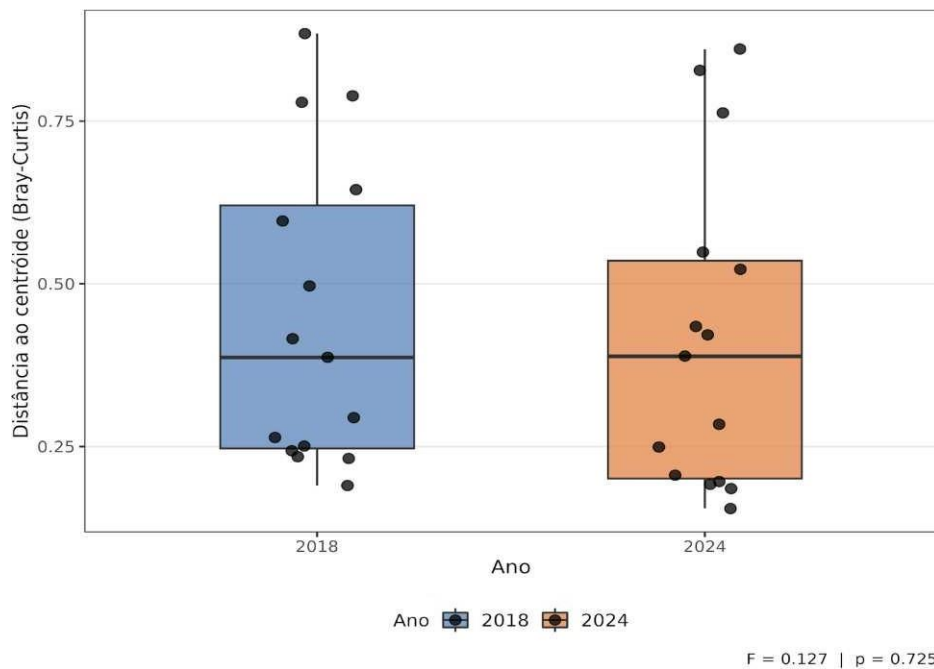
Figura 7 – Ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) das assembleias de peixes nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 e 2024 (stress = 0,040).



Legenda: As setas indicam a trajetória de cada ponto amostral entre os dois anos.

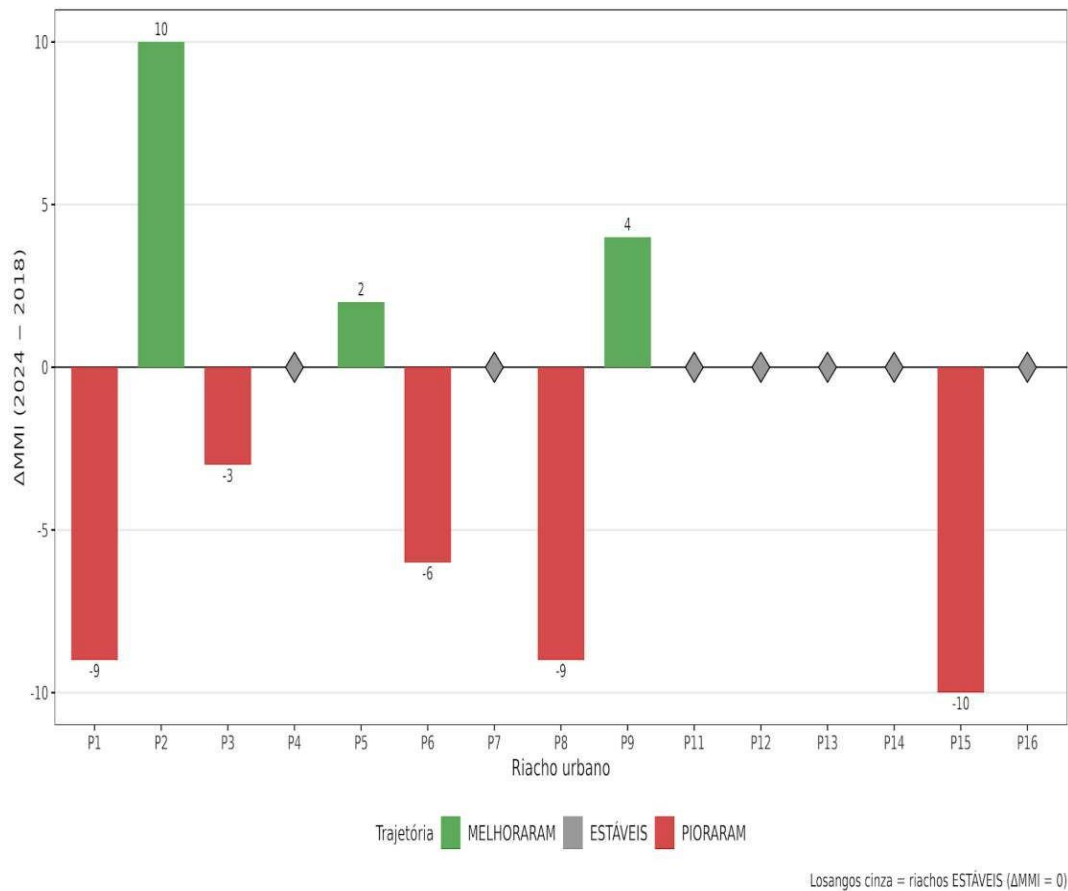
Fonte: elaboração própria

Figura 8 – Distribuição das distâncias ao centróide multivariado nas assembleias de peixes da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 e 2024 (PERMDISP).



Fonte: elaboração própria

Figura 9 – Variação no escore total do MMI (Δ MMI) entre 2018 e 2024 nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, agrupados em três trajetórias contrastantes: aumento (verde), estabilidade (cinza) e redução (vermelho)



Fonte: elaboração própria

4 DISCUSSÃO

A composição taxonômica e os padrões de integridade biótica observados entre 2018 e 2024 oferecem material suficiente para avaliar, em perspectiva temporal, os efeitos da urbanização sobre os riachos da bacia do Ribeirão Vermelho. Para tal avaliação, as duas perspectivas concorrentes formuladas na introdução deste artigo geram previsões distintas a respeito do quadro biológico esperado em 2024, considerando que o município de Lavras passou por melhorias graduais na infraestrutura de saneamento ao longo do intervalo analisado (Cruz e Pompeu, 2020; SINISA, 2023). A perspectiva da recuperação dirigida pela qualidade da água sustenta que tais avanços tenderiam a se traduzir em sinais detectáveis de melhora biótica, com aumento de riqueza, redução da dominância de espécies oportunistas e elevação dos escores do MMI (Kim *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2022). Já a perspectiva dos legados persistentes da urbanização sustenta o oposto: as mesmas melhorias, isoladamente, dificilmente

seriam suficientes para promover recuperação detectável, na medida em que a síndrome dos riachos urbanos envolve estressores hidromorfológicos persistentes que operam independentemente da qualidade do efluente (Walsh *et al.*, 2005; Booth *et al.*, 2016).

Os resultados deste estudo não corroboram plenamente nenhuma das duas perspectivas, mas oferecem evidências parciais a ambas, conforme a escala espacial considerada. Em escala de bacia, prevalecem indicadores compatíveis com os legados persistentes: a riqueza local, o escore total do MMI e a composição das assembleias não diferiram significativamente entre os anos, e a dominância de *P. reticulata* manteve-se acima de 94% em ambos os períodos. O quadro de estabilidade global é compatível com a expectativa de que avanços parciais no saneamento, sem articulação com intervenções coordenadas em escala de bacia, raramente produzam recuperação detectável em horizontes de poucos anos (Bernhardt e Palmer, 2011; Walteros e Ramírez, 2020). Em escala de trecho, contudo, surgem sinais que matizam a leitura agregada: três riachos (P2, P5 e P9) apresentaram aumento no escore do MMI, sete mantiveram-se estáveis sob escores baixos e cinco (P1, P3, P6, P8 e P15) apresentaram redução. A coexistência de trajetórias divergentes em uma mesma bacia indica que respostas locais permanecem fortemente condicionadas por combinações específicas de pressão e habitat, e não por um sinal homogêneo associado a melhorias agregadas de infraestrutura (Borges *et al.*, 2020; Larentis *et al.*, 2022).

Apesar da heterogeneidade temporal entre trechos, houve redução do número total de espécies registradas na bacia entre os períodos, com cinco táxons exclusivos de 2018, apenas um exclusivo de 2024 e sete persistentes nos dois anos. O quadro composicional se soma à homogeneização biótica já documentada para a mesma bacia em 2018, no qual *P. reticulata* dominava amplamente as assembleias e havia forte simplificação ao longo do gradiente de urbanização (Cruz e Pompeu, 2020). As cinco espécies exclusivas de 2018 — *Astyanax altiparanae*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnotus sylvius*, *Oligosarcus paranensis* e *Pimelodus maculatus* — distribuem-se por quatro ordens, o que aponta para um processo de erosão da diversidade nativa que não se restringe a um único grupo funcional ou tipo de habitat, em consonância com tendências documentadas em outros riachos urbanos neotropicais (Ferreira *et al.*, 2021; Marques e Cunico, 2021).

O sinal de erosão torna-se mais evidente quando a análise sai do agregado e passa às trajetórias locais. Em P15, ponto que em 2018 abrigava quatro espécies nativas (*Psalidodon paranae*, *Gymnotus sylvius*, *Trichomycterus pirabitymbara* e *T. pirabitymbara*), apenas *T. pirabitymbara* persistiu em 2024, com o escore do MMI passando de 25 para 15. Em P9, riacho com a maior riqueza local em 2018 (seis espécies), três espécies nativas deixaram de ser registradas em 2024

(*Astyanax altiparanae*, *Gymnotus sylvius* e *Geophagus brasiliensis*), embora o MMI tenha mantido sinal favorável (26 → 30) em razão da manutenção de *T. pirabityra*. A trajetória de P9 é particularmente relevante porque mostra que perdas locais de espécies nativas podem ocorrer mesmo em trechos cujo escore multimétrico aponta sinal positivo, reforçando a importância da leitura taxonômica complementar à pontuação do índice em sistemas com riqueza muito reduzida (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008; De Carvalho *et al.*, 2017).

Em paralelo, o registro de *Phalloceros* cf. *reisi* em 2024, embora restrito e pouco abundante, representa o único acréscimo composicional do período e merece atenção. A ocorrência da espécie concentrou-se em P2 e P3, dois trechos da malha urbana em que persistem condições mínimas para a manutenção de poecilídeos nativos. *Phalloceros* spp. são tipicamente associados a ambientes com maior disponibilidade de microhabitats marginais e cobertura vegetal residual, e estudos comparativos indicam que apresentam maior sensibilidade a poluição do que *P. reticulata* (De Carvalho *et al.*, 2017, 2019). A coocorrência com a espécie introduzida nos dois pontos sugere que o nicho da espécie nativa não foi totalmente excluído, e o registro, ainda que pontual, é compatível com a manutenção de heterogeneidade ambiental residual em pontos específicos da bacia.

A homogeneização biótica documentada na bacia encontra na dominância de *Poecilia reticulata* sua expressão mais marcante. A espécie respondeu pela ampla maioria dos indivíduos registrados em ambos os anos (94,4% em 2018 e 97,8% em 2024) e ocorreu em 14 dos 16 trechos amostrados, configurando padrão de hiperdominância já típico de riachos urbanos neotropicais sob forte pressão antrópica (De Carvalho *et al.*, 2017; Garcia *et al.*, 2021; Marques e Cunico, 2021). Mais relevante, contudo, é que sua participação relativa aumentou no intervalo analisado, mesmo diante da redução numérica da abundância total da bacia, o que sugere agravamento da assimetria entre a espécie introduzida e os componentes nativos das assembleias. A persistência da hiperdominância ao longo de seis anos, em uma bacia que passou por melhorias graduais no tratamento de esgoto no mesmo intervalo, indica que a posição central da espécie nas assembleias se sustenta sobre estressores que vão além da carga orgânica pontual e envolvem componentes mais estruturais da síndrome dos riachos urbanos, como simplificação geomorfológica do canal e perda de cobertura ripária (Walsh *et al.*, 2005; Booth *et al.*, 2016; Magalhães *et al.*, 2023).

Em riachos urbanos, *P. reticulata* é frequentemente interpretada como marcador de degradação severa e de homogeneização biótica, dada sua tolerância a baixa qualidade de água, sua plasticidade trófica e seu modo reprodutivo vivíparo, atributos que favorecem a manutenção de populações em habitats simplificados (Magurran, 2005; De Carvalho *et al.*, 2017; Bueno *et*

al., 2023; Córdova-Tapia *et al.*, 2024). No presente estudo, sua abundância extrema não apenas reflete o estado degradado dos trechos amostrados, mas tende a reforçá-lo funcionalmente: ao concentrar a maior parte dos indivíduos, a espécie reduz a participação relativa de grupos mais sensíveis nas métricas componentes do MMI e limita a diversidade funcional observável em escala de bacia. Tal retroalimentação é particularmente relevante em assembleias já simplificadas, nas quais a persistência de uma espécie exótica e generalista passa a atuar não apenas como sintoma, mas também como componente ativo da estruturação da comunidade (Bezerra *et al.*, 2024).

A hiperdominância da espécie, contudo, não é uniforme em toda a bacia. Em P5 — único riacho classificado como periurbano e com os maiores escores do MMI nos dois anos (43 em 2018 e 45 em 2024) —, a espécie respondeu por apenas 18,4% dos indivíduos em 2018 e por 11,8% em 2024, com o restante da assembleia composto por *Trichomycterus pirabitira*, *T. pirabitymbara* e *Oligosarcus paranensis*. Em P14, também classificado como periurbano, observou-se padrão oposto: *P. reticulata* respondeu por 99,7% dos indivíduos em 2018 e 99,8% em 2024, com escore do MMI de apenas 9 em ambos os anos. A coexistência de duas trajetórias contrastantes em pontos com características gerais semelhantes indica que a posição na malha urbana, isoladamente, não determina a resposta biológica, e que combinações locais de qualidade de água, integridade física do canal e cobertura ripária exercem papel decisivo no estabelecimento ou exclusão de populações nativas (Casatti, 2003; Cruz e Pompeu, 2020; Larentis *et al.*, 2022).

O contraste entre P5 e P14 se reflete também nas trajetórias dos três grupos identificados no presente estudo. Nos riachos com aumento no escore do MMI (P2, P5 e P9), *P. reticulata* manteve participação inferior à média da bacia, com persistência ou expansão de espécies nativas; nos riachos com redução no escore (P1, P3, P6, P8 e P15), por outro lado, a participação da espécie introduzida manteve-se próxima à saturação, em paralelo à perda de táxons nativos. A hiperdominância de *P. reticulata*, portanto, não apenas acompanha o estado degradado dos trechos, mas se associa de forma consistente às trajetórias temporais menos favoráveis dentro da bacia.

Em paralelo, a abundância total da espécie variou consideravelmente entre os anos, passando de 5.388 indivíduos em 2018 para 2.455 em 2024 — redução que se estende ao conjunto da bacia, com a abundância total caindo de 5.709 para 2.509 indivíduos. A magnitude da diferença deve ser interpretada com cautela, dado que riachos urbanos de pequena ordem podem apresentar forte variabilidade interanual em função de diferenças no regime de vazão, no estado do habitat e na dinâmica populacional de espécies oportunistas, fatores nem sempre

plenamente padronizáveis entre campanhas separadas por seis anos (Borges *et al.*, 2020; Larentis *et al.*, 2022). Ainda assim, mesmo com a redução absoluta, a dominância relativa de *P. reticulata* aumentou, o que reforça que o padrão estrutural das assembleias permanece marcado pela presença massiva da espécie introduzida.

A análise das métricas componentes do MMI ajuda a compreender por que a resposta temporal do índice permaneceu discreta no intervalo analisado. De modo geral, métricas associadas a grupos mais sensíveis — porcentagem de invertívoros, Characiformes e Trichomycteridae — mantiveram-se baixas ou restritas a poucos riachos nos dois períodos. Tal padrão é compatível com assembleias já empobrecidas e submetidas a filtragem ambiental persistente (Casatti, 2003; De Carvalho *et al.*, 2017). Espécies de *Trichomycterus*, em particular, se associam a maior diversidade de habitats, melhor cobertura de vegetação ripária e condições mais favoráveis de oxigenação. Nesse sentido, sua retração ao longo da bacia é consistente com a deterioração do habitat bentônico e com a colmatção de interstícios por sedimentos finos (Casatti, 2003; Caetano, De Oliveira e Zawadzki, 2016). Em contraste, métricas associadas à perturbação tendem a permanecer elevadas em cenários de empobrecimento, porque poucas espécies passam a concentrar a maior parte dos indivíduos (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008). Como reflexo, a elevada proporção de indivíduos de espécies comuns, a persistência de Loricariidae em trechos específicos e, sobretudo, a dominância quase absoluta de *P. reticulata* compõem um padrão internamente coerente com a ausência de uma resposta temporal clara nas métricas (De Carvalho *et al.*, 2017).

Os escores totais do MMI consolidam o diagnóstico, indicando integridade biótica baixa e estatisticamente estável entre os períodos em escala de bacia (Mann-Whitney $p = 0,652$; Wilcoxon pareado $p = 0,400$). A leitura agregada, contudo, oculta padrões locais relevantes: três riachos apresentaram aumento nos escores, sete mantiveram-se estáveis e cinco apresentaram redução pontual entre 2018 e 2024 (Figura 9). Por sua vez, a coexistência dessas três trajetórias é, em si, parte do diagnóstico. Em outras palavras, a estabilidade do índice no agregado não implica estabilidade biológica em todos os trechos, mas reflete compensações entre dinâmicas locais divergentes em uma bacia fortemente heterogênea, na qual ganhos pontuais se anulam diante de perdas igualmente localizadas (Marques e Cunico, 2021; Macedo *et al.*, 2022).

A análise de coerência interna do índice, conduzida pela primeira vez no presente estudo, oferece evidência adicional para essa interpretação. Mais especificamente, as variações pontuais nos escores entre 2018 e 2024 não acompanharam de forma sistemática as variações em riqueza ou abundância, com correlações de Spearman não significativas para $\Delta\text{MMI} \leftrightarrow$

Δ riqueza ($\rho = 0,008$; $p = 0,978$) e para Δ MMI $\leftrightarrow$ Δ abundância ($\rho = 0,051$; $p = 0,857$). O desacoplamento entre o sinal do índice e os atributos das assembleias tem leitura dupla. De um lado, é compatível com a expectativa de que índices multimétricos integrem dimensões da integridade biótica que vão além da contagem de táxons e da abundância isolada (Karr, 1981). De outro, sugere que a sensibilidade do MMI pode ser limitada quando a comunidade já se encontra comprimida no extremo do gradiente de degradação (Jaramillo-Villa e Caramaschi, 2008).

A compressão do índice em assembleias saturadas, por sua vez, é coerente com a noção de histerese ecológica e de estados alternativos estáveis em ecossistemas submetidos a pressões prolongadas. Originalmente formulada para descrever transições não lineares em ecossistemas — isto é, mudanças bruscas de estado que não reverterem pela simples remoção da pressão original —, a noção sustenta que a redução parcial de um único estressor não produz, necessariamente, recuperação biológica imediata. Isso é particularmente provável quando persistem legados ambientais como sedimentos enriquecidos, simplificação do canal e perda de conectividade (Scheffer *et al.*, 2001; Walsh *et al.*, 2005; Suding e Hobbs, 2009). Como decorrência, sistemas degradados podem permanecer "presos" em um estado alternativo estável mesmo quando a pressão original é parcialmente reduzida. Tal estabilidade se sustenta porque novos mecanismos de retroalimentação — entre os quais a hiperdominância de espécies oportunistas como *P. reticulata* — passam a sustentar o estado degradado de forma autônoma.

Mesmo diante das limitações apontadas, o MMI mostrou-se eficiente para evidenciar o patamar geral de baixa integridade biótica e para ordenar os trechos ao longo de um gradiente de condição dentro da bacia, identificando consistentemente P5 como o ponto de maior integridade nos dois anos. Em paralelo, a leitura conjunta dos escores totais, das métricas componentes e dos atributos das assembleias permitiu evidenciar trajetórias divergentes entre riachos que, em uma análise restrita à variação média, ficariam invisíveis. A aplicação do índice proposto por De Carvalho *et al.* (2017) em contexto de urbanização severa deve ser vista, portanto, com cautela interpretativa, sem que isso diminua sua utilidade diagnóstica. O índice oferece um arcabouço importante para traduzir padrões biológicos complexos em informação aplicável à gestão (Karr, 1981; Callisto *et al.*, 2019), desde que interpretado em conjunto com a leitura taxonômica e com evidências de alterações físicas e hidrológicas típicas da síndrome dos riachos urbanos.

A variação na composição das assembleias de peixes, por sua vez, reforça que o sinal dominante na bacia é espacial, e não temporal. A ordenação por NMDS evidenciou ampla dispersão dos pontos em ambos os períodos, sem separação nítida entre os anos amostrais

(Figura 7). A PERMANOVA confirmou que apenas 2,9% da variação total na composição esteve associada ao fator ano ($F = 0,837$; $R^2 = 0,029$; $p = 0,439$), enquanto 97,1% corresponderam à variação entre riachos. De modo análogo, a PERMDISP indicou que a dispersão multivariada permaneceu semelhante entre os períodos, com distâncias médias ao centróide praticamente idênticas em 2018 e 2024 ($F = 0,127$; $p = 0,783$; Figura 8). Tomadas em conjunto, essas evidências mostram que a estrutura composicional da bacia se mantém ao longo do tempo como um conjunto de assembleias persistentemente distintas entre si, distribuídas ao longo de um gradiente de condições ambientais que opera localmente.

A leitura por trechos, todavia, revela que a relação entre qualidade local do habitat e integridade biótica é menos linear do que se poderia esperar. P5, classificado como periurbano e com os escores mais elevados do MMI nos dois anos, apresenta, segundo a caracterização de campo realizada em 2024, mata ciliar reduzida, águas lânticas e gramíneas nas margens. Tais atributos, considerados de modo isolado, não permitiriam prever a integridade biótica observada. Em P11, situação inversa: o ponto mantém estrutura razoável e abundante mata ciliar, mas registra dominância quase absoluta de *P. reticulata* e escore do MMI consistentemente baixo. A coexistência de configurações tão distintas indica que a integridade biótica nesses sistemas não acompanha mecanicamente a qualidade do habitat local. Sua manifestação depende, em grande medida, de processos que operam em escala mais ampla, como a posição na rede de drenagem, a conectividade longitudinal e a disponibilidade de áreas-fonte para recolonização (Leibold *et al.*, 2004; Heino *et al.*, 2015).

Em sistemas urbanos, é particularmente plausível que a heterogeneidade espacial coexista com homogeneização biótica: os riachos diferem localmente na intensidade e na combinação de pressões, mas convergem no resultado ecológico de assembleias simplificadas e funcionalmente empobrecidas (Borges *et al.*, 2020; Ortega *et al.*, 2021; Ribeiro *et al.*, 2025). Essa convergência se sustenta porque filtros ambientais intensos reduzem o conjunto de espécies capazes de persistir localmente, enquanto barreiras físicas e fragmentação limitam a dispersão a partir do pool regional. Como decorrência, a recolonização permanece restrita mesmo quando alguns trechos melhoram marginalmente, e a perda de populações que poderiam atuar como fontes em trechos relativamente menos pressionados agrava o quadro de isolamento e reduz a probabilidade de reversão natural do estado degradado. Estudos futuros que combinem a abordagem aqui adotada com mensurações sistemáticas de habitat físico podem refinar a compreensão da relação entre pressões locais e trajetórias bióticas.

Em síntese, os resultados deste estudo indicam que avanços graduais no saneamento, embora necessários, não foram suficientes para produzir recuperação detectável da integridade

biótica nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho no intervalo analisado. A persistência da hiperdominância de *P. reticulata*, a perda de espécies nativas em trechos pontuais e a manutenção de um amplo gradiente espacial de composição entre riachos sustentam a leitura de que o estado degradado da bacia é mantido por pressões que operam por múltiplas vias, e não apenas pela carga orgânica pontual associada ao esgoto doméstico.

Para o caso específico do município de Lavras, três frentes de ação parecem particularmente prioritárias. A primeira é a continuidade da expansão e da efetividade do tratamento de esgoto, ainda incompleto em parte da bacia, dado que a redução consistente da carga orgânica é condição necessária — embora não suficiente — para favorecer atributos comunitários como riqueza, diversidade e menor hiperdominância de espécies oportunistas (Kim *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2022). A segunda é o manejo da drenagem urbana e da impermeabilização do solo, fatores que respondem por alterações hidromorfológicas que persistem mesmo em cenários de melhoria do saneamento (Walsh *et al.*, 2012; Booth *et al.*, 2016). A terceira é a proteção e a recomposição da vegetação ripária em trechos críticos, com atenção especial a pontos onde ainda persistem elementos nativos sensíveis, como populações remanescentes de *Trichomycterus* spp. e *Phalloceros* cf. *reisi* (Gonino *et al.*, 2020; Lavelle *et al.*, 2021).

A leitura por trechos sugere ainda que a gestão se beneficia de priorização espacial. P5 e P9, por terem mantido elementos nativos sensíveis ao longo do intervalo, podem ser considerados alvos prioritários para proteção, na medida em que sua perda funcional aumentaria a fragmentação biológica da bacia e reduziria as fontes potenciais de recolonização para trechos vizinhos. P10, completamente canalizado e sem registros de peixes em ambos os anos, representa o ponto de chegada do processo de degradação. Entre esses extremos, a maior parte dos riachos da bacia apresenta combinações intermediárias de pressões, configurando um mosaico no qual intervenções locais e em escala de bacia precisam coexistir para produzir resultados sustentáveis (Wantzen *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2022).

Em síntese, o quadro biológico documentado em 2018 e 2024 sustenta uma leitura clara para a gestão dos riachos urbanos de Lavras: ainda que avanços na infraestrutura de saneamento permaneçam centrais e devam ser sustentados ao longo do tempo, sua expansão isolada dificilmente reverterá, em escala de bacia, a degradação biológica observada. As trajetórias divergentes entre trechos, a ausência de resposta significativa do índice multimétrico no intervalo analisado e a manutenção da hiperdominância de *P. reticulata* compõem evidências consistentes de que pressões hidromorfológicas e perdas de habitat exercem papel comparável ao da carga orgânica na manutenção do estado degradado. Superar esse quadro depende,

portanto, da incorporação simultânea dessas dimensões à agenda de gestão municipal, em uma escala que ultrapasse a do trecho e alcance a totalidade da bacia hidrográfica. Seis anos foram suficientes para evidenciar a persistência do estado degradado, mas curtos para revelar sinais robustos de recuperação. O intervalo, mais do que um diagnóstico, devolve à gestão uma pergunta: quanto tempo ainda separa o quadro atual de uma reversão efetiva?

5 REFERÊNCIAS

- BERNHARDT, E. S.; PALMER, M. A. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecological Applications*, v. 21, n. 6, p. 1926–1931, 2011.
- BEZERRA, Luis Artur Valões *et al.* Long-term contamination by non-native fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Plos one*, v. 19, n. 11, p. e0311018, 2024.
- BOOTH, D. B. *et al.* Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, v. 35, n. 1, p. 412–432, 2016.
- BORGES, Pedro Paulino *et al.* Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: the role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. *PLoS One*, v. 15, n. 5, p. e0233733, 2020.
- BUENO, Marina Lopes *et al.* Ecosystem variables importance in the presence and abundance of a globally invasive fish. *Science of The Total Environment*, v. 876, p. 162795, 2023.
- CAETANO, Dyego L. F.; OLIVEIRA, E. F. de; ZAWADZKI, Claudio H. Fish species indicators of environmental variables of Neotropical streams in southern Brazil, upper Paraná River basin. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, v. 46, p. 87-96, 2016.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; MACEDO, D. R. Biomonitoramento e pressões da urbanização: uma abordagem integrada entre Ecologia e Geografia na bacia do rio das Velhas. *Revista Espinhaço*, 2019.
- CASATTI, L. Influência do regime hidrológico sobre a ictiofauna de um riacho urbano. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 15, n. 3, p. 1–10, 2003.
- CÓRDOVA-TAPIA, Fernando; PALOMERA-HERNÁNDEZ, Vianey; CAMACHO-CERVANTES, Morelia. Invasive poeciliids dominate fish community in a highly altered river: insights from a diversity study of riverbank fishes in Mexico. *Neotropical Ichthyology*, v. 22, n. 1, p. e230042, 2024.
- CRUZ, L. C.; POMPEU, P. S. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. *Urban Ecosystems*, v. 23, p. 819–829, 2020.
- DE CARVALHO, Débora Reis *et al.* Trophic responses to aquatic pollution of native and exotic livebearer fishes. *Science of the Total Environment*, v. 681, p. 503-515, 2019.

- FERREIRA, F. C. *et al.* Influence of urbanization on stream fish assemblages in three urban sub-basins of the Upper Paraná River, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 21, e20201069, 2021.
- GARCIA, D. A. Z. *et al.* Peixes não nativos em riachos urbanos no Brasil: estado da arte e perspectivas de manejo. *Oecologia Australis*, v. 25, n. 2, p. 587-612, 2021.
- GONINO, Gabriel *et al.* A fish-based index of biotic integrity for neotropical rainforest sandy soil streams—Southern Brazil. *Water*, v. 12, n. 4, p. 1215, 2020.
- HEINO, J. *et al.* Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, v. 60, p. 845–869, 2015.
- IBGE. *Censo Demográfico 2022*. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.
- JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 7, 2008.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981.
- KIM, J. Y.; ATIQUÉ, U.; AN, K.-G. Long-term ecological health assessment of a restored Korean urban stream by means of fish IBI. *Water*, v. 11, n. 1, p. 114, 2019.
- LARENTIS, Crislei *et al.* Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. *Plos one*, v. 17, n. 9, p. e0274191, 2022.
- LAVELLE, A. M.; BURY, N. R.; O'SHEA, F. T.; CHADWICK, M. A. Influence of habitat restoration on the fish community in an urban river. *Water*, v. 13, p. 2170, 2021.
- LEIBOLD, M. A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, v. 7, p. 601–613, 2004.
- MAGALHÃES, André Lincoln Barroso *et al.* From the pond to the creek many years ago: life-history dynamics of feral poeciliids in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 35, p. e30, 2023.
- MAGURRAN, A. E. *Evolutionary ecology: the Trinidadian guppy*. Oxford: Oxford University Press, 2005.
- MARQUES, Piatã Santana; CUNICO, Almir Manoel. Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, v. 25, n. 2, p. 604-604, 2021.
- MENEZES, João Paulo Cunha de *et al.* Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 3, p. 519-534, 2016.
- ORTEGA, Jean C. G. *et al.* Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in small streams. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, n. 3, p. e210050, 2021.
- RIBEIRO, Eduarda Samantha *et al.* Fish community composition differs in rural and urban Neotropical streams. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 37, p. e8, 2025.

SCHEFFER, M. *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, v. 413, p. 591–596, 2001.

SINISA. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento — Diagnóstico de Lavras (MG)*. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2023.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 24, n. 5, p. 271–279, 2009.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 21, p. 433–442, 2012.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.

WALSH, C. J.; FLETCHER, T. D.; BURNS, M. J. Urban stormwater runoff: a new class of environmental flow problem. *PLoS ONE*, v. 7, n. 9, e45814, 2012.

WALTEROS, J. M.; RAMÍREZ, A. Urban streams in Latin America: current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, v. 68, suppl. 2, p. S13–S28, 2020.

WANTZEN, Karl M. *et al.* Urban stream and wetland restoration in the Global South—a DPSIR analysis. *Sustainability*, v. 11, n. 18, p. 4975, 2019.

PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DE INGESTÃO DE MICROPLÁSTICOS POR *POECILIA RETICULATA* (POECILIIDAE) EM RIACHOS URBANOS DO SUDESTE DO BRASIL²

SPATIAL AND TEMPORAL PATTERNS OF MICROPLASTIC INGESTION BY *POECILIA RETICULATA* (POECILIIDAE) IN URBAN STREAMS OF SOUTHEASTERN BRAZIL

Luís Otávio Peloso Silvestre

<https://orcid.org/0009-0008-1971-531X>

Paulo dos Santos Pompeu

<https://orcid.org/0000-0002-7938-1517>

Departamento de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, MG, Brasil

Autores correspondentes: luisopsilvestre293@gmail.com; pompeu@ufla.br

Resumo: Riachos urbanos recebem múltiplos estressores antrópicos, entre os quais se destacam os microplásticos — partículas plásticas com menos de 5 mm amplamente dispersas em sistemas continentais e capazes de serem ingeridas pela biota aquática. Nesse contexto, peixes têm sido usados como bioindicadores dessa exposição, sobretudo espécies tolerantes e amplamente distribuídas como *Poecilia reticulata*. Com base nesse pressuposto, este estudo caracterizou a ingestão de microplásticos por *P. reticulata* em 12 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, sul de Minas Gerais, Brasil, comparando duas campanhas separadas por seis anos (2018 e 2024). Em cada riacho e ano, foram amostrados 10 indivíduos adultos (cinco fêmeas e cinco machos), selecionados entre os maiores espécimes capturados, totalizando 240 peixes. O conteúdo gastrointestinal foi processado por digestão alcalina, e as partículas foram classificadas morfolologicamente sob estereomicroscópio quanto a tipo e cor. A relação entre a contagem de microplásticos por indivíduo e os preditores foi, por sua vez, modelada por GLMM Poisson, com riacho como efeito aleatório, e período, sexo e medidas somáticas como efeitos fixos. Microplásticos foram registrados em 99,6% dos indivíduos analisados (239 de 240) e em todos os riachos amostrados em ambos os períodos, com predominância consistente de fibras e de partículas transparentes e azuis. Apesar disso, o modelo não detectou efeito significativo de período, sexo ou tamanho corporal sobre a ingestão, embora tenha evidenciado forte heterogeneidade espacial entre riachos. Em conjunto, os resultados sugerem exposição crônica e espacialmente estruturada, em que melhorias incrementais no saneamento convencional, isoladamente, podem não ser suficientes para reduzir a pressão por microplásticos sobre a biota.

Palavras-chave: *Poecilia reticulata*, Bioindicador, Contaminantes emergentes, Fibras sintéticas, Síndrome dos riachos urbanos.

Abstract: Urban streams receive multiple anthropogenic stressors, among which microplastics stand out — plastic particles smaller than 5 mm widely dispersed in inland systems and that can be ingested by aquatic biota. Tolerant and widely distributed species such as *Poecilia reticulata* have been used as bioindicators of this exposure. This study characterized the ingestion of microplastics by *P. reticulata* in 12 urban streams of the Ribeirão Vermelho basin,

²Artigo científico apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

southern Minas Gerais, Brazil, comparing two sampling campaigns separated by six years (2018 and 2024). In each stream and year, 10 adult individuals (five females and five males) were sampled, totalling 240 fish. The gastrointestinal content was processed through alkaline digestion, and particles were classified morphologically under a stereomicroscope by type and color. The relationship between microplastic counts per individual and the predictors was modeled by a Poisson GLMM, with stream as a random effect and period, sex, and somatic measurements as fixed effects. Microplastics were recorded in 99.6% of the analyzed individuals (239 of 240) and in all streams across both periods, with consistent predominance of fibers and of transparent and blue particles. Nevertheless, the model detected no significant effect of period, sex, or body size on ingestion, although it revealed strong spatial heterogeneity among streams. Taken together, the results suggest chronic and spatially structured exposure, in which conventional sanitation alone may be insufficient to reduce microplastic pressure on biota.

Keywords: *Poecilia reticulata*, Bioindicator, Emerging contaminants, Synthetic fibers, Urban stream syndrome.

1 INTRODUÇÃO

Riachos urbanos estão entre os ecossistemas continentais mais vulneráveis às pressões antrópicas, porque a urbanização concentra, em pequena escala espacial, estressores físicos, químicos e biológicos cujos efeitos combinados se manifestam em respostas previsíveis das assembleias aquáticas (Walsh *et al.* 2005, McGrane 2016). O conjunto de respostas resultante, articulado no arcabouço da síndrome dos riachos urbanos, inclui simplificação de habitats, degradação da qualidade da água e dominância de espécies oportunistas tolerantes (Walsh *et al.* 2005, Booth *et al.* 2016, Ferreira *et al.* 2021). A esse cenário clássico, associado a estressores hidromorfológicos e a cargas orgânicas e químicas tradicionais, somou-se nas últimas décadas um conjunto de poluentes emergentes que ampliam a complexidade do diagnóstico ambiental. Entre eles, os microplásticos consolidaram-se como uma das principais preocupações em ecossistemas continentais, dada a ampla dispersão, a persistência ambiental e a capacidade de interagir com sedimentos e organismos em diferentes níveis tróficos (Horton *et al.* 2017, Windsor *et al.* 2019, Koelmans *et al.* 2022).

Microplásticos são partículas sólidas de material polimérico com diâmetro inferior a 5 mm, originadas tanto de fontes primárias, como pellets industriais e microesferas, quanto de fontes secundárias, resultantes da fragmentação progressiva de itens plásticos maiores no ambiente (Wagner *et al.* 2014, Koelmans *et al.* 2022). Em sistemas urbanos, sua presença está diretamente associada a atividades cotidianas, com rotas de entrada fortemente acopladas à infraestrutura de drenagem e ao escoamento superficial. Entre as fontes recorrentes, destacam-se a liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de roupas, a abrasão de pneus, o desgaste

de tintas e revestimentos e o carreamento de resíduos por águas pluviais e efluentes domésticos (Dris *et al.* 2016, Dris *et al.* 2017, Gaylarde *et al.* 2021, Werbowski *et al.* 2021). Uma vez no ambiente aquático, essas partículas podem acumular-se em sedimentos, permanecer em suspensão na coluna d'água ou circular entre compartimentos, com dinâmicas moduladas pelo regime hidrológico e pela estrutura do habitat (Horton *et al.* 2017, Olesen *et al.* 2019, Ross *et al.* 2023).

A ingestão de microplásticos já foi documentada em diferentes níveis tróficos, de invertebrados a peixes, com efeitos físicos, fisiológicos e comportamentais descritos em estudos experimentais e observacionais (Besseling *et al.* 2015, Parker *et al.* 2021, Koelmans *et al.* 2022). Diante dessas evidências, peixes têm sido amplamente empregados como bioindicadores de exposição, porque integram a presença de partículas ao longo do tempo e captam contato em diferentes microhabitats, incluindo coluna d'água, sedimentos e itens alimentares (Horton *et al.* 2017, Parker *et al.* 2021). Sínteses recentes mostram, ainda, que a ingestão ocorre com prevalências elevadas em peixes dulcícolas de bacias urbanizadas, com predominância recorrente de fibras e fragmentos compatíveis com fontes urbanas difusas (McNeish *et al.* 2018, Wootton *et al.* 2021). Apesar desse avanço, a literatura segue concentrada em ambientes marinhos e em grandes sistemas fluviais, e os riachos urbanos tropicais permanecem sub-representados, especialmente em desenhos comparativos no tempo (Rani-Borges *et al.* 2021, Moreira *et al.* 2025). Preencher essa lacuna depende, em larga medida, da seleção de espécies-modelo adequadas para o monitoramento de exposição em pequenos sistemas neotropicais sob pressão urbana.

Dentre as espécies de pequeno porte associadas a esses ambientes, *Poecilia reticulata* Peters, 1859 (Poeciliidae) destaca-se pela combinação de ampla distribuição, histórico de introduções e elevada tolerância a condições degradadas, frequentemente atingindo altas densidades em trechos com baixa qualidade de água e habitat simplificado (Magurran 2005, Azevedo-Santos *et al.* 2015, Ortega *et al.* 2021). Estudos experimentais e observacionais indicam, além disso, que a espécie ingere microplásticos e pode apresentar respostas subletais, comportamentais e potencial envolvimento em processos de transferência trófica, embora a magnitude desses efeitos varie com tipo de partícula, concentração e contexto ecológico (Araújo *et al.* 2020, Rahman *et al.* 2022, Ren *et al.* 2025). Em decorrência desse conjunto de atributos, *P. reticulata* tem sido reconhecida como bioindicador útil para avaliar padrões de exposição em riachos urbanos, ainda que sua condição de espécie exótica e tolerante imponha limites inferenciais, já que tende a registrar contaminação em ambientes já degradados e não representa a sensibilidade de espécies nativas mais exigentes (De Witte *et al.* 2022).

A aplicabilidade dessas vantagens, contudo, depende de sistemas concretos em que o desenho amostral seja viável e ancorado em informação prévia. Riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, em Lavras (sul de Minas Gerais, sudeste do Brasil), oferecem um sistema adequado para esse tipo de investigação. A bacia dispõe de linha de base sobre assembleias de peixes, habitat físico e qualidade da água obtida em 2018 por Cruz e Pompeu (2020), e atravessou, no intervalo seguinte, um período de expansão gradual e incremental da cobertura municipal de tratamento de esgoto (SINISA 2023). Tal conjuntura permite avaliar se o avanço observado no saneamento se traduz, em uma janela de seis anos, em alteração detectável da exposição da biota aos microplásticos. Nesse cenário, o presente estudo teve como objetivo caracterizar a ingestão de microplásticos por *P. reticulata* em 12 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho em 2018 e 2024, descrevendo a abundância e o perfil das partículas ingeridas e examinando variações espaciais e temporais. Foram testadas duas hipóteses: (H1) a abundância de microplásticos ingeridos por *P. reticulata* diminuiu entre 2018 e 2024, acompanhando a expansão da cobertura municipal de tratamento de esgoto; e (H2) a ingestão variou entre os riachos amostrados, em função da heterogeneidade local de pressões.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

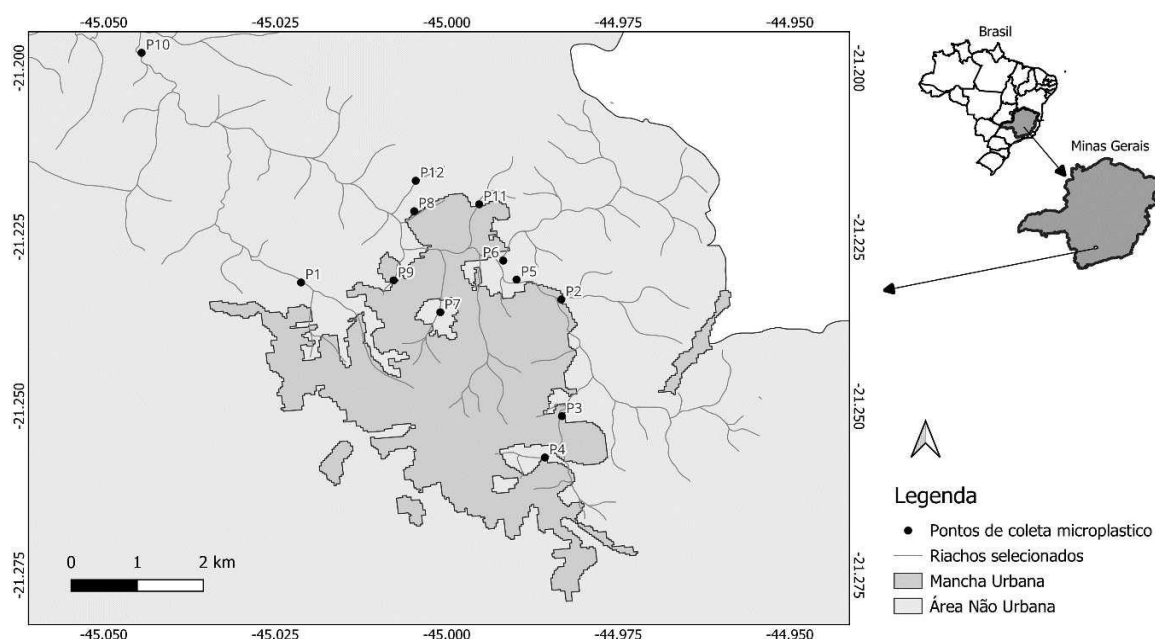
2.1 Área de estudo e desenho amostral

O estudo foi conduzido em riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, localizada no município de Lavras, sul de Minas Gerais, sudeste do Brasil. A bacia drena uma área predominantemente urbanizada e periurbana, na qual pequenos cursos d'água de primeira e segunda ordem recebem contribuições de drenagem pluvial, esgoto doméstico e efluentes difusos, previamente caracterizados quanto à estrutura das assembleias de peixes e à integridade ambiental por Cruz e Pompeu (2020).

O desenho amostral baseou-se no levantamento conduzido em 2018 por Cruz e Pompeu (2020), que amostraram 16 riachos da bacia ao longo de um gradiente de urbanização, precedidos por caracterização detalhada do habitat físico e da qualidade da água. Em 2024, os mesmos 16 pontos foram reamostrados, mantendo-se a extensão dos trechos e o método de coleta, de modo a assegurar consistência metodológica entre os dois momentos. Para o presente estudo, voltado à ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata*, foi selecionado um subconjunto de 12 riachos, definido pela ocorrência da espécie em abundância suficiente para compor as amostras em ambos os períodos (Figura 1). Em cada riacho e ano, foram analisados 10 indivíduos adultos — cinco fêmeas e cinco machos —, totalizando 240 peixes ao longo das

duas amostragens. Os exemplares foram selecionados entre os maiores espécimes capturados em cada combinação de riacho, ano e sexo, com o objetivo de minimizar variação ontogenética entre as amostras. A maturidade sexual foi corroborada por características morfológicas externas em ambos os sexos, com predomínio de fêmeas em estágio avançado de gestação entre os indivíduos selecionados.

Figura 1 – Desenho amostral dos pontos de coleta. Riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras (MG), nos quais *Poecilia reticulata* foi amostrada em 2018 e 2024 (n = 12 riachos).



Fonte: Baseado em Cruz e Pompeu (2020)

2.2 Amostragem, preservação e processamento laboratorial

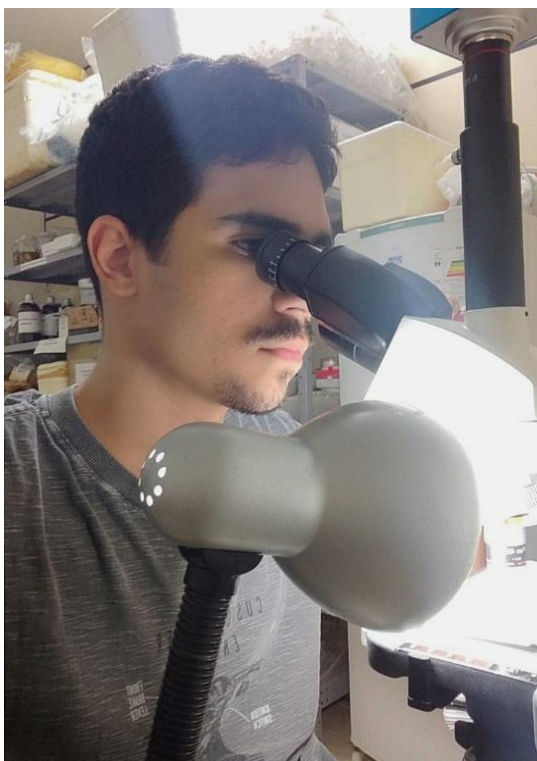
Os peixes foram capturados com peneira manual, em conformidade com o método previamente adotado por Cruz e Pompeu (2020), preservando comparabilidade entre as duas campanhas. Após a captura, os espécimes foram eutanasiados em campo com solução de eugenol, fixados imediatamente em formol e, posteriormente, transferidos para álcool 70% para preservação de longo prazo. Os procedimentos de coleta, eutanásia e manuseio foram conduzidos sob a Autorização do Comitê de Ética em Uso de Animais da Universidade Federal de Lavras (CEUA-UFLA, protocolo nº 11/13). A coleta de *P. reticulata*, espécie introduzida no sul de Minas Gerais e amplamente distribuída em riachos urbanos da bacia, não exigiu autorização SISBIO específica, dada sua condição de espécie exótica.

A extração do trato gastrointestinal foi realizada em laboratório, em momento posterior à fixação, sob condições controladas de bancada. Antes da dissecação, registraram-se as medidas

somáticas de cada indivíduo (comprimento padrão, comprimento total e massa corporal), utilizadas como covariáveis nas análises subsequentes. O processamento do conteúdo gastrointestinal seguiu protocolo de digestão alcalina com hidróxido de potássio (KOH) a 10%, conforme adaptação de práticas consolidadas na literatura (Foekema *et al.* 2013, Karami *et al.* 2017). Em todas as etapas — dissecação, digestão, filtragem e triagem —, foram aplicados procedimentos de prevenção de contaminação atmosférica: uso de vidraria previamente lavada com água bidestilada filtrada, manipulação em bancada limpa, recipientes mantidos cobertos sempre que possível e uso de jaleco de algodão pelos operadores. Brancos de procedimento foram processados em paralelo a cada lote de amostras ($n = 59$ brancos) para monitoramento da contaminação atmosférica laboratorial. Os valores reportados correspondem às contagens brutas, sem subtração da contaminação de fundo, decisão tomada para preservar a comparabilidade direta entre os dois períodos amostrais sob o mesmo protocolo de processamento.

Após a digestão, o material resultante foi filtrado e o resíduo seco transferido para placas de Petri, onde foi inspecionado sob estereomicroscópio. A triagem das partículas combinou inspeção visual e avaliação tátil por sondagem com agulha, procedimento empregado para distinguir material sintético de material orgânico residual: partículas que mantiveram forma e integridade sob pressão da agulha, sem desfazer-se ou deformar-se plasticamente, foram consideradas candidatas a microplásticos (Hidalgo-Ruz *et al.* 2012, Lusher *et al.* 2017, Lusher *et al.* 2020). As partículas assim identificadas foram classificadas quanto ao tipo (fibras, fragmentos e pellets) e à cor (transparente, azul, preta, vermelha e outras), e a contagem total por indivíduo foi registrada para uso nas análises subsequentes.

Figura 2 – Triagem de microplásticos extraídos do conteúdo gastrointestinal de *Poecilia reticulata* sob estereomicroscópio em bancada limpa, com avaliação visual e tátil de cada partícula.



Fonte: Do autor (2026).

2.3 Análise de dados

A relação entre a contagem de microplásticos por indivíduo e os preditores foi modelada por meio de um modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição de Poisson e função de ligação log, ajustado em R (R Core Team 2024). O ponto de coleta (riacho) foi incluído como efeito aleatório, representando a não independência das observações provenientes de um mesmo trecho e captando variação espacial de base na resposta. Como efeitos fixos, consideraram-se o período (2018/2024), o sexo (fêmea/macho) e as medidas somáticas (comprimento padrão, comprimento total e massa corporal) como covariáveis contínuas. Também foram testadas as seguintes interações: Sexo $\times$ Período, CP $\times$ Sexo, CP $\times$ Período, Comprimento total $\times$ Sexo, Comprimento total $\times$ Período, Massa $\times$ Sexo e Massa $\times$ Período. A significância dos termos foi avaliada por comparação de modelos aninhados e inspeção dos coeficientes e respectivos intervalos de confiança. Para identificar agrupamentos de riachos com padrões semelhantes de ingestão, comparações múltiplas entre riachos foram realizadas por meio do teste de Tukey HSD, com letras distintas indicando subconjuntos estatisticamente diferentes. Adicionalmente, comparações pareadas dentro de cada riacho entre 2018 e 2024 foram conduzidas por ANOVA de uma via para explorar diferenças temporais em

escala local. As saídas gráficas de apoio incluíram boxplots por riacho, período e sexo; gráficos de dispersão entre medidas de tamanho e a contagem de microplásticos transformada em log (LogMicroP), estratificados por período e sexo; e gráficos de rosca representando a composição relativa de tipos e cores de partículas ingeridas em cada riacho e ano. Adotou-se nível de significância de $\alpha = 0,05$ para todos os testes estatísticos.

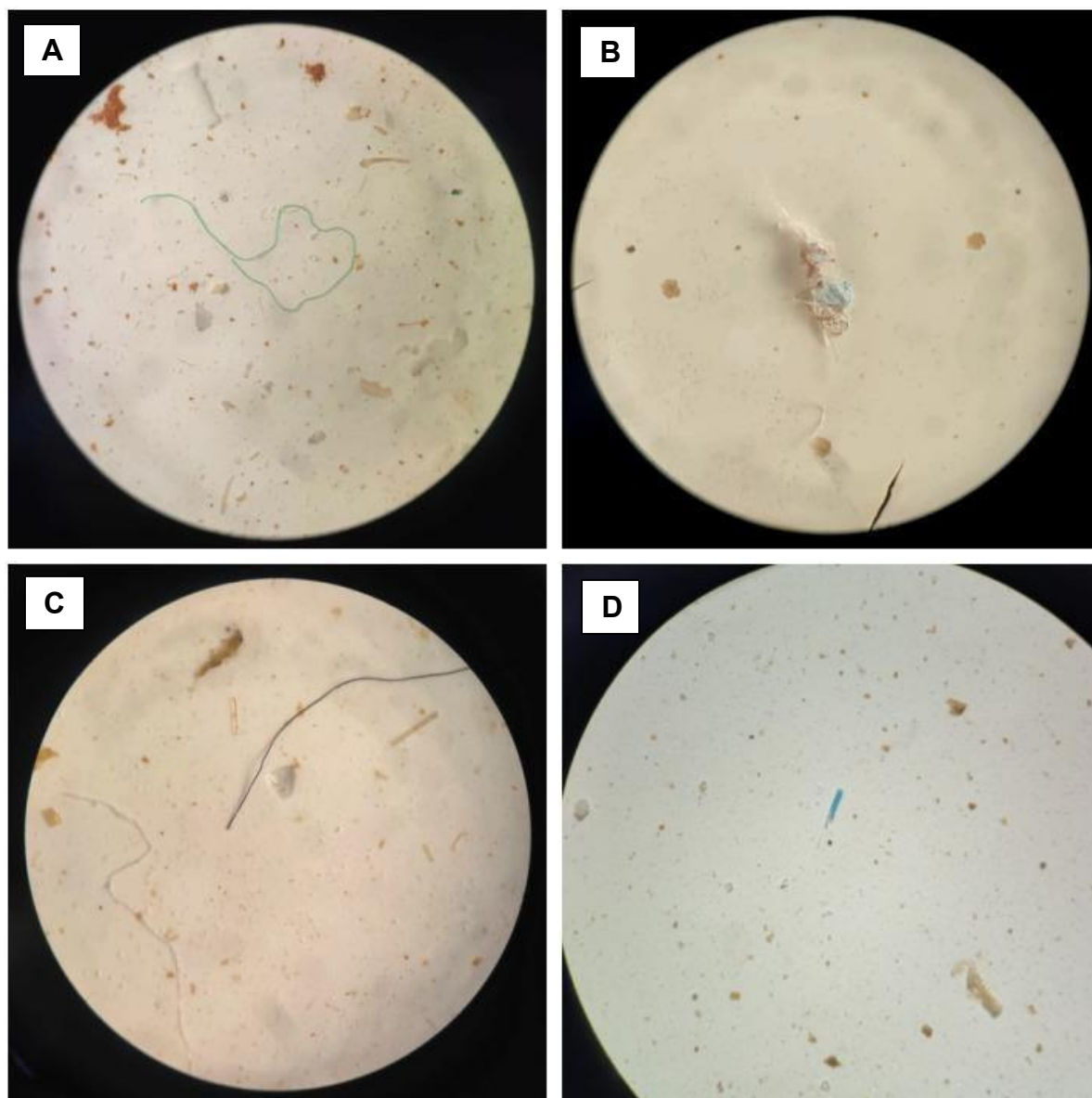
3 RESULTADOS

Foram analisados 240 indivíduos adultos de *Poecilia reticulata* nos 12 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, com 10 indivíduos por riacho $\times$ ano (cinco fêmeas e cinco machos). O comprimento padrão médio dos espécimes foi de $2,51 \pm 0,76$ cm. No total, 4.015 partículas plásticas foram registradas no trato gastrointestinal — 2.214 em 2018 e 1.801 em 2024. Microplásticos foram detectados em 99,6% dos indivíduos analisados (239 de 240), em todos os 12 riachos e em ambos os períodos, com um único indivíduo (fêmea adulta capturada em P12 em 2018) sem registro de partículas. A contagem por indivíduo variou de 0 a 98 partículas, com média de $16,73 \pm 13,32$ (média $\pm$ desvio-padrão) e mediana de 13 (intervalo interquartilico: 8–21).

A ingestão variou de forma marcada entre riachos, com forte heterogeneidade espacial nos dois períodos (Figura 4). Os valores log-transformados (LogMicroP), ordenados pela média, evidenciaram contraste consistente entre trechos: P2 e P8 concentraram as maiores ingestões médias ($30,50 \pm 25,09$ e $26,60 \pm 12,28$ partículas/indivíduo, respectivamente), enquanto P12 e P16 registraram as menores ($10,70 \pm 9,24$ e $10,70 \pm 8,18$). Comparações múltiplas entre riachos por meio do teste de Tukey HSD identificaram subconjuntos com ingestões medianas estatisticamente distintas (representadas pelas letras acima das caixas), corroborando o efeito espacial detectado pelo termo aleatório do GLMM ($t = -3,47$; $p < 0,001$).

Quanto à variação temporal, as distribuições de LogMicroP em 2018 e 2024 foram semelhantes, com medianas próximas e ampla sobreposição dos intervalos interquartilicos (Figura 5). De modo análogo, fêmeas e machos exibiram distribuições praticamente idênticas dentro de cada período (Figura 6), e a estratificação conjunta por sexo e período revelou valores semelhantes entre os quatro grupos (Figura 7). Esses padrões descritivos foram corroborados pelo GLMM (riacho como efeito aleatório), que não detectou efeito significativo do período ($t = -0,579$; $p = 0,56$), do sexo ($t = 1,37$; $p = 0,17$) nem da interação sexo $\times$ período (machos 2018 $\times$ machos 2024: $t = 1,12$; $p = 0,26$; fêmeas 2018 $\times$ fêmeas 2024: $t = 0,18$; $p = 0,86$) sobre a contagem de microplásticos.

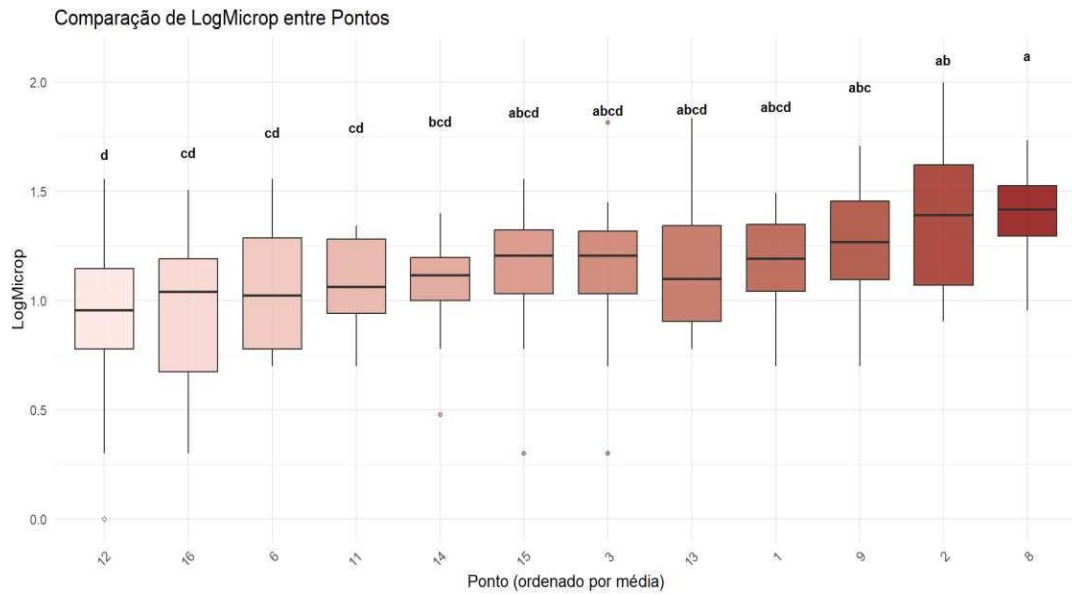
Figura 3 – Alguns dos principais tipos de microplásticos extraídos do conteúdo gastrointestinal de *Poecilia reticulata* coletada em riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho, Lavras (MG).



Legenda: (A) Fibra alongada verde; (B) Fibras emaranhadas multicolorida; (C) Fibras alongadas preta e transparente; (D) Fragmento alongado azul.

Fonte: Do autor (2026).

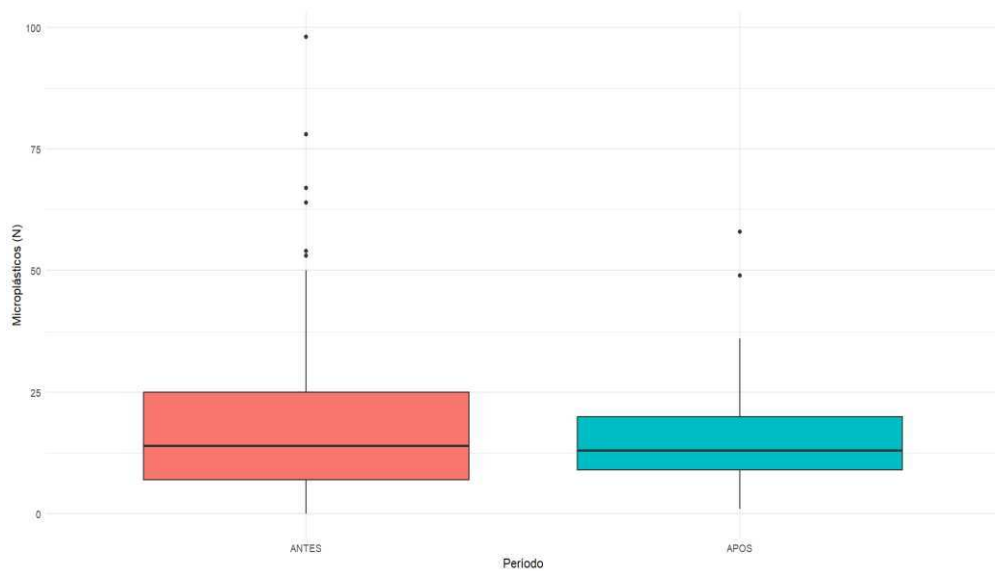
Figura 4 – Distribuição da contagem de microplásticos ingeridos por *Poecilia reticulata*, em escala log (LogMicroP), entre os 12 riachos urbanos amostrados na bacia do Ribeirão Vermelho.



Legenda: Riachos ordenados pela média. Letras acima das caixas indicam agrupamentos estatisticamente distintos pelo teste de Tukey HSD.

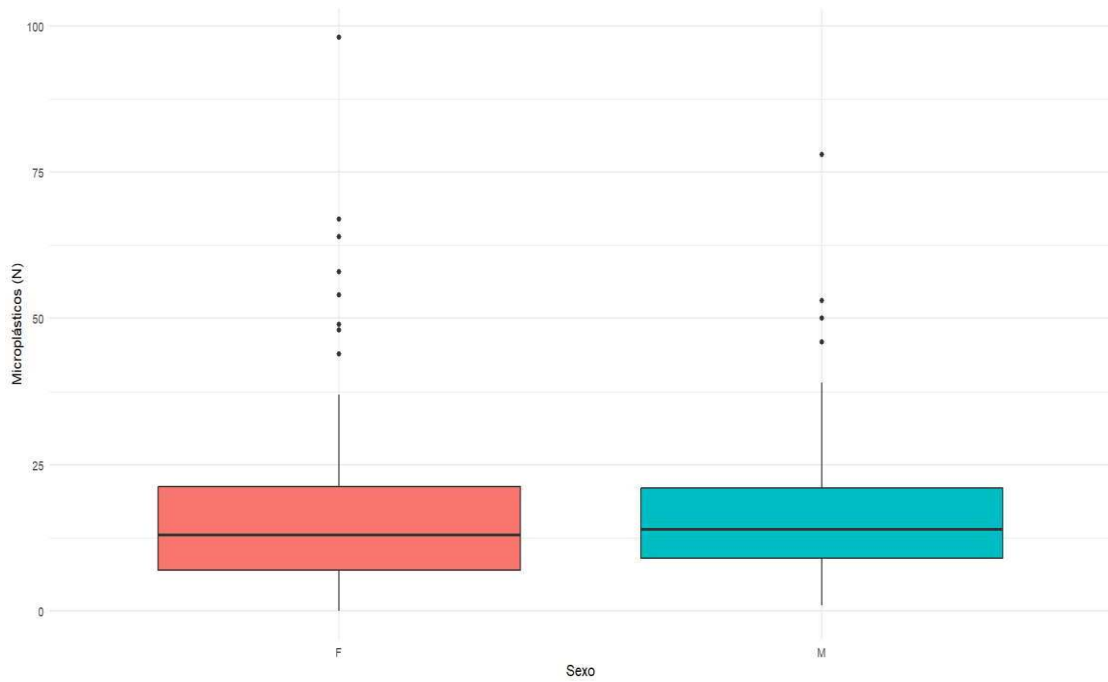
Fonte: elaboração própria.

Figura 5 – Distribuição da ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata* em 2018 e 2024, em escala log (LogMicroP).



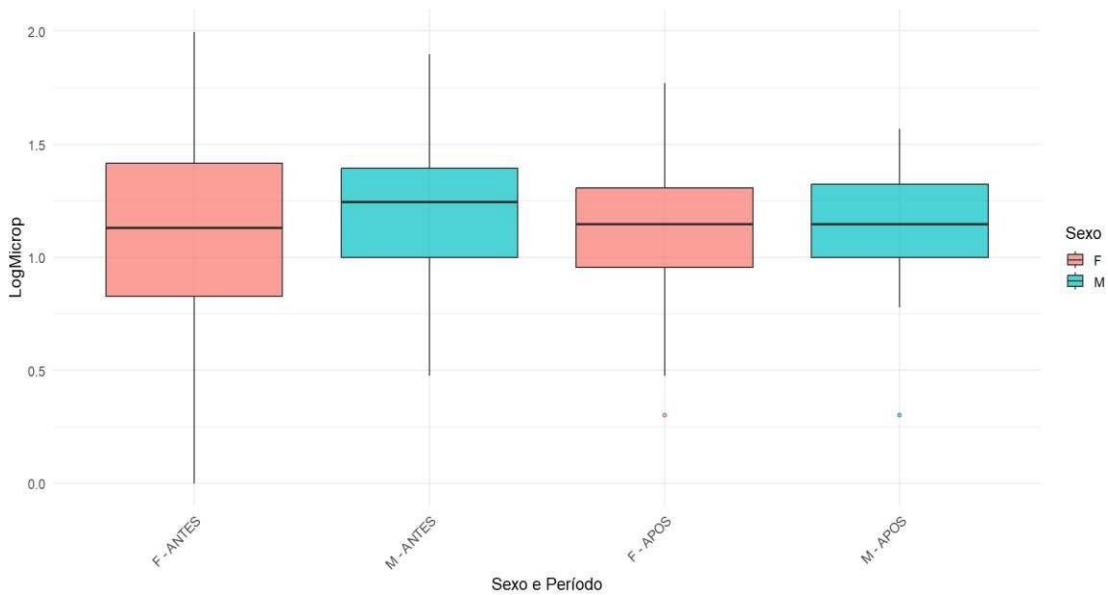
Fonte: elaboração própria.

Figura 6 – Distribuição da ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata* em 2018 e 2024 (F = fêmeas; M = machos), em escala log (LogMicroP).



Fonte: elaboração própria.

Figura 7 – Distribuição da ingestão de microplásticos por *Poecilia reticulata* estratificada por sexo e período.

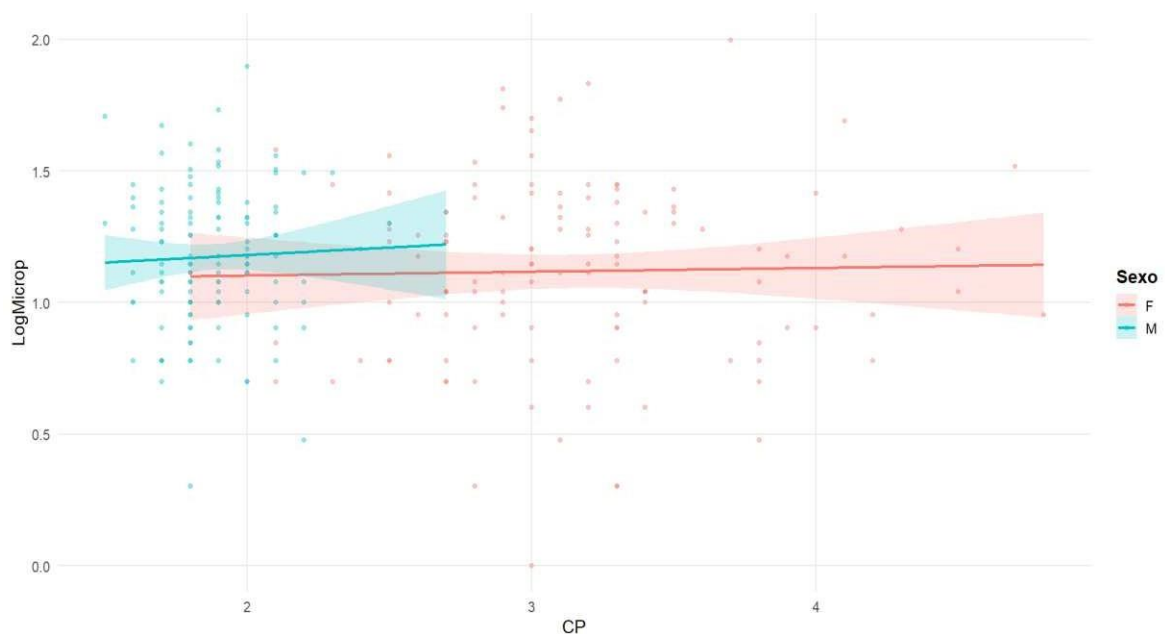


Fonte: elaboração própria.

Apesar da estabilidade global, comparações pareadas dentro de cada riacho revelaram dinâmicas locais distintas. P2 e P3 apresentaram redução significativa entre 2018 e 2024 (P2: média de 43,90 $\rightarrow$ 17,10 partículas; $F = 13,42$; $p < 0,01$; P3: média de 22,00 $\rightarrow$ 11,50; $F = 4,43$; $p = 0,05$), enquanto P6 e P14 apresentaram aumento (P6: média de 6,50 $\rightarrow$ 19,10; $F = 20,99$; $p < 0,01$; P14: média de 10,00 $\rightarrow$ 15,50; $F = 4,87$; $p = 0,04$). Os demais riachos não exibiram variação temporal significativa.

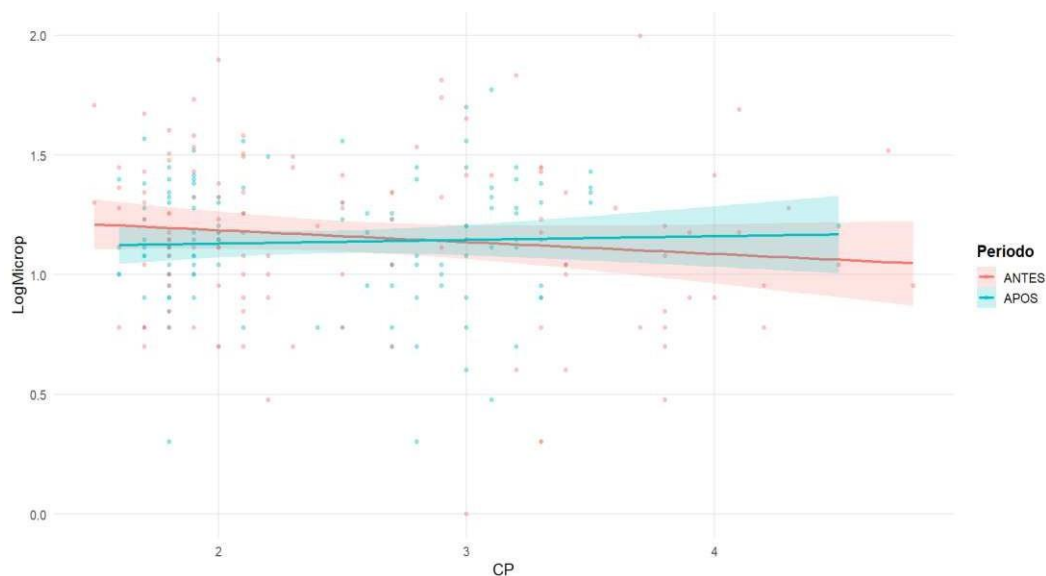
A ingestão de microplásticos também não foi modulada de forma detectável pelo tamanho corporal. As relações entre comprimento padrão (CP) e LogMicroP, estratificadas por período e por sexo, mostraram tendências ajustadas praticamente horizontais e amplas faixas de confiança sobrepostas (Figuras 6 e 7). O GLMM confirmou ausência de efeito significativo do CP ($t = -0,45$; $p = 0,65$), bem como das interações CP $\times$ período (em 2018: $t = -1,06$; $p = 0,29$; em 2024: $t = 0,20$; $p = 0,84$) e CP $\times$ sexo (em fêmeas: $t = 0,86$; $p = 0,39$; em machos: $t = 0,65$; $p = 0,51$). Comprimento total e massa corporal, igualmente incluídos no modelo, não apresentaram efeito significativo sobre a contagem de microplásticos.

Figura 8 – Relação entre comprimento padrão (CP, cm) e a contagem log-transformada de microplásticos ingeridos (LogMicroP) por *Poecilia reticulata*, estratificada por sexo.



Fonte: elaboração própria.

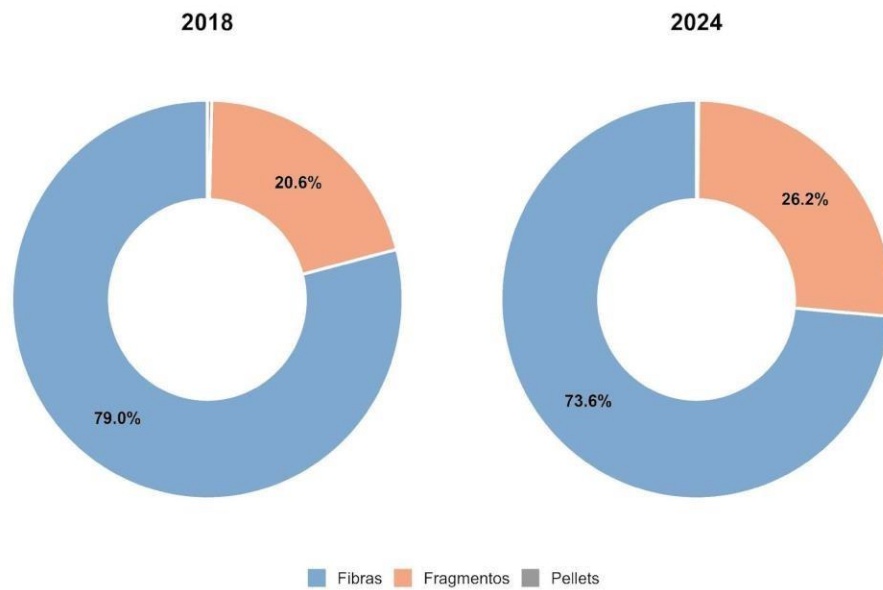
Figura 9 – Relação entre comprimento padrão (CP, cm) e a contagem log-transformada de microplásticos ingeridos (LogMicrop) por *Poecilia reticulata*, estratificada por período de amostragem (2018 e 2024).



Fonte: elaboração própria.

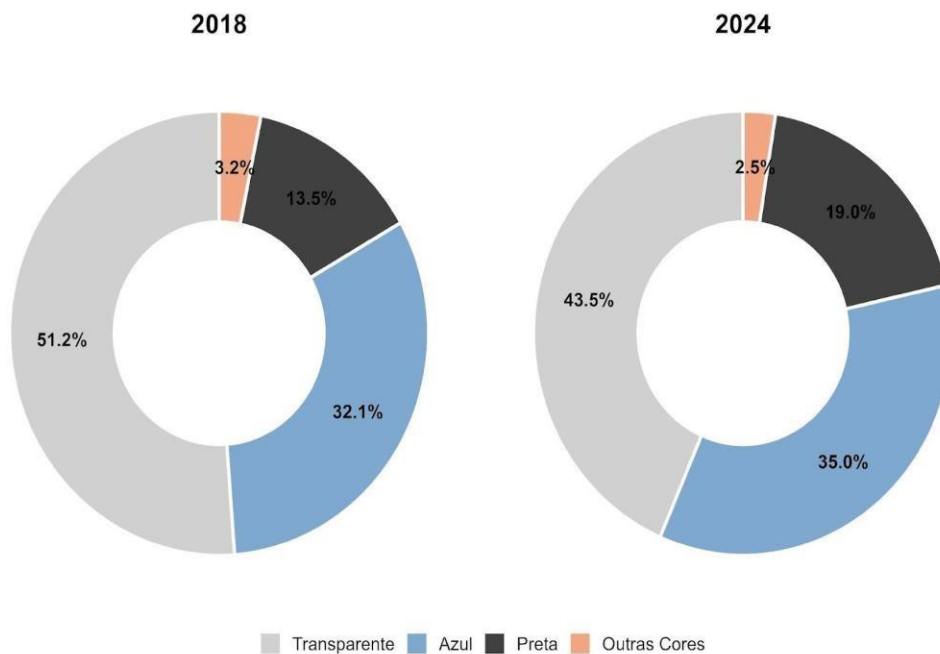
A composição morfológica das partículas ingeridas mostrou-se estável entre os dois períodos. Fibras predominaram em ambos os anos (79,0% das partículas em 2018 e 73,6% em 2024), seguidas por fragmentos (20,6% e 26,2%, respectivamente), com pellets em proporções residuais (< 0,5% em ambos os períodos; Figura 10). O perfil cromático também se manteve consistente: partículas transparentes e azuis foram as mais frequentes nos dois períodos (somando 83,3% em 2018 e 78,6% em 2024), seguidas por partículas pretas (13,5% em 2018; 19,1% em 2024) e por outras cores em proporções minoritárias (Figura 11).

Figura 10 – Proporção dos tipos de microplásticos ingeridos por *Poecilia reticulata* em 2018 e 2024 nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho.



Fonte: elaboração própria.

Figura 11 – Proporção das cores dos microplásticos ingeridos por *Poecilia reticulata* em 2018 e 2024 nos riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho.



Fonte: elaboração própria.

4 DISCUSSÃO

A detecção de microplásticos no trato gastrointestinal de *Poecilia reticulata* em 99,6% dos indivíduos analisados, distribuída pelos 12 riachos amostrados e por ambos os períodos, confirma a ampla disseminação desse contaminante nos riachos urbanos de Lavras. O resultado é coerente com registros recentes em peixes de ambientes dulcícolas impactados por atividades urbanas e pelo lançamento de efluentes (Parker *et al.* 2021, Silva-Cavalcanti *et al.* 2023). O aspecto mais relevante do estudo, contudo, reside na combinação observada entre estabilidade temporal, heterogeneidade espacial e ausência de variação associada ao sexo ou ao tamanho dos indivíduos. Em conjunto, esses padrões sugerem que a exposição a microplásticos, embora amplamente distribuída na bacia, tende a ocorrer de forma crônica e difusa, com maior influência de fatores locais do que de diferenças biológicas entre os peixes.

A ausência de variação significativa na ingestão de microplásticos entre os dois períodos confronta a expectativa plausível associada a mudanças graduais na infraestrutura de saneamento do município. No recorte 2018–2024, a cobertura de tratamento de esgoto em Lavras foi reportada como próxima de 76,5% do volume gerado (Sinisa 2023). A persistência dos níveis de ingestão sugere, por um lado, que as melhorias no saneamento não foram suficientes para alterar de forma detectável a exposição da biota a microplásticos e, por outro, que as rotas de entrada dessas partículas em riachos urbanos podem não depender majoritariamente do tratamento convencional de esgoto. A literatura dá respaldo a essa segunda interpretação: estações de tratamento foram concebidas para reduzir carga orgânica, patógenos e contaminantes clássicos, e não poluentes particulados emergentes, de modo que mesmo eficiências elevadas podem resultar em emissões contínuas no efluente final quando se considera o volume processado (Conley *et al.* 2019, Liu *et al.* 2021). Fibras, dominantes no presente estudo, podem ainda apresentar retenção inferior à de outras morfologias, atravessando com maior facilidade as etapas do tratamento em razão de suas propriedades físicas e de seu comportamento no processo (Gündoğdu *et al.* 2018, Acarer 2023). É plausível, portanto, que avanços no saneamento tenham melhorado indicadores clássicos de qualidade da água sem reduzir, na mesma proporção, a pressão exercida por microplásticos sobre a biota aquática.

Mesmo quando eficiente, o tratamento de esgoto atua sobre apenas uma dentre várias rotas de entrada de microplásticos em sistemas aquáticos urbanos (Wang *et al.* 2022, Österlund *et al.* 2023). A drenagem pluvial constitui via paralela e, em alguns contextos, dominante, em geral desprovida de tratamento antes do lançamento em corpos hídricos (Popick *et al.* 2022, Ross *et al.* 2023). Estudos que estimam cargas de microplásticos associadas ao escoamento

urbano durante eventos de chuva indicam pulsos capazes de rivalizar ou superar emissões contínuas associadas a efluentes tratados (Werbowski *et al.* 2021, Ross *et al.* 2023). Para riachos urbanos de pequena ordem, isso implica que a exposição pode permanecer elevada mesmo com expansão do tratamento de esgoto, porque o aporte difuso e a mobilização de partículas acumuladas em superfícies impermeáveis seguem operando como fontes crônicas e intermitentes ao longo do ano (Wang *et al.* 2022, Österlund *et al.* 2023).

Se o aporte por drenagem pluvial e fontes difusas tem papel relevante, é coerente que determinantes locais expliquem mais da variação observada do que mudanças gerais em escala municipal. A forte heterogeneidade espacial detectada entre riachos, com diferenças consistentes na quantidade de microplásticos ingeridos, sugere a existência de trechos com maior pressão relativa, associados a condições específicas do entorno e do canal (De Carvalho *et al.* 2021, Österlund *et al.* 2023). Três mecanismos podem explicar essa variação espacial. Primeiro, a densidade e a distribuição de descargas pluviais e de conexões irregulares podem variar entre riachos e concentrar aporte de partículas em setores curtos e intensamente urbanizados (Horton *et al.* 2017, Ross *et al.* 2023). Segundo, características hidromorfológicas tendem a modular retenção e exportação, de modo que trechos de menor energia favorecem deposição temporária e acúmulo, enquanto trechos mais turbulentos favorecem o transporte a jusante (Nizzetto *et al.* 2016, Drummond *et al.* 2020). Terceiro, o uso e a ocupação do solo no entorno imediato — impermeabilização, tráfego, densidade habitacional e cobertura ripária — condicionam a geração de partículas e a capacidade de amortecimento marginal, reforçando a natureza espacialmente heterogênea do problema (De Carvalho *et al.* 2021, Österlund *et al.* 2023).

Cabe reconhecer, porém, que a estabilidade temporal detectada pode refletir, ao menos em parte, o contexto hidrológico das amostragens, já que ambas ocorreram no período seco, quando o escoamento superficial tende a ser menor e a contribuição imediata da drenagem pluvial pode diminuir (Rimondi *et al.* 2022, Wang *et al.* 2022, Cao *et al.* 2023). Do ponto de vista metodológico, essa coincidência é uma vantagem, porque padroniza a condição hidrológica entre campanhas, reduz a variância associada a pulsos de chuva e fortalece a comparabilidade entre 2018 e 2024 como linha de base de contaminação crônica sob vazão de base (Rimondi *et al.* 2022, Balla *et al.* 2024). Isso não exclui, contudo, a ocorrência de picos sazonais: eventos de precipitação e enxurradas podem mobilizar rapidamente partículas acumuladas em superfícies impermeáveis, margens e sistemas de drenagem urbana, entregando cargas elevadas em janelas curtas aos corpos d'água (Werbowski *et al.* 2021, Ross *et al.* 2023). Parte do material pode ser retida e remobilizada a partir do leito e de depósitos marginais, e

variações hidrológicas em escala de evento tendem a reorganizar reservatórios temporários no canal e a alterar a disponibilidade ambiental sem que isso apareça em desenhos restritos à estiagem (Hurley *et al.* 2018, Olesen *et al.* 2019, Drummond *et al.* 2022). Os resultados aqui obtidos devem ser lidos, portanto, como um piso comparável entre anos; amostragens complementares na estação chuvosa, ou orientadas por eventos, seguem sendo importantes para quantificar a amplitude desses pulsos e testar se a estabilidade temporal observada na seca se mantém ao longo de todo o ciclo hidrológico (Ross *et al.* 2023, Balla *et al.* 2024).

Em relação à composição das partículas ingeridas, o predomínio de fibras, com fragmentos e pellets em menor proporção, repete um padrão recorrente em corpos d'água urbanos e é compatível com aporte expressivo de microfibras associadas à lavagem de roupas e ao transporte por redes de esgoto, além de conexões difusas com a drenagem urbana (McCormick *et al.* 2016, De Falco *et al.* 2019, Gaylarde *et al.* 2021). A estabilidade do perfil de tipos e cores entre 2018 e 2024 reforça a hipótese de pressão persistente, com fontes semelhantes operando ao longo do tempo, ao menos na escala grossa de classificação adotada — uma vez que o protocolo morfológico foi aplicado de modo padronizado nos dois anos, a comparação interna entre períodos e pontos é consistente, ainda que não se proponha a inferir composição polimérica ou origem específica (Pfeiffer & Fischer 2020). Para esse nível de detalhe, técnicas espectroscópicas seriam necessárias, e fogem ao escopo descritivo do presente estudo (Löder & Gerdt 2015, Huang *et al.* 2023).

A uniformidade da ingestão entre sexos e tamanhos corporais merece interpretação à luz da ecologia de *P. reticulata*. Embora fosse plausível esperar maior quantidade de partículas em indivíduos maiores — seja por maior demanda energética, seja por maior consumo total de itens, ou ainda por diferenças associadas a comportamento reprodutivo e ao uso de microhabitat —, evidências de campo apontam relações fracas, variáveis ou altamente dependentes do gradiente local de exposição (Conowall *et al.* 2024, Del Ángel-Guzmán *et al.* 2025, Miranda *et al.* 2025). Em *P. reticulata*, espécie oportunista e de dieta generalista em riachos urbanizados, a sobreposição dos recursos explorados e a exposição amplamente distribuída nos compartimentos acessados tendem a homogeneizar a ingestão entre indivíduos, fazendo com que o sinal ambiental se sobreponha a variações individuais por sexo ou tamanho (Alves *et al.* 2016, Magalhães *et al.* 2023). Esse perfil ecológico — ampla distribuição, elevada abundância em ambientes degradados, dieta plástica e contato com múltiplos microcompartimentos — coloca a espécie como integradora local da exposição aos microplásticos em riachos urbanos, capturando o sinal de fundo da bacia mesmo quando as variáveis individuais são pouco discriminantes (Alves *et al.* 2016, Magalhães *et al.* 2023, De Witte *et al.* 2022). Esse papel

integrador também traz implicações além do indivíduo, uma vez que evidências experimentais indicam que microplásticos ingeridos por *P. reticulata* podem ser transferidos a predadores, com efeitos biológicos mensuráveis em níveis tróficos superiores, ainda que a magnitude desses efeitos dependa de concentração, tipo de polímero e contexto ecológico (Araújo *et al.* 2020, Gouin *et al.* 2020).

Esse mesmo conjunto de atributos torna *P. reticulata* uma escolha pragmática para biomonitoramento, com vantagens e limites a serem reconhecidos. Do lado das vantagens, a ampla distribuição, a elevada abundância e a tolerância a condições degradadas garantem poder amostral e comparabilidade temporal em riachos urbanos nos quais poucas espécies persistem; critérios como ocorrência ampla, viabilidade de coleta e consistência metodológica, destacados na literatura sobre biomonitoramento de microplásticos em peixes, são satisfeitos pela espécie e pelo uso do trato gastrointestinal como matriz (De Witte *et al.* 2022). Do lado dos limites, sua condição de espécie exótica e altamente tolerante implica que ela tende a registrar contaminação em ambientes já degradados e pode não representar a sensibilidade de espécies nativas que persistiriam sob menor perturbação. Em termos funcionais, portanto, *P. reticulata* atua mais como bioindicador de uma contaminação já estabelecida do que como indicador de alerta precoce — ainda que a detecção de microplásticos em 99,6% dos indivíduos analisados evidencie exposição real e persistente, e justifique atenção tanto para implicações ecológicas quanto para estratégias de manejo.

Do ponto de vista de gestão, os resultados indicam que o saneamento convencional, embora fundamental para reduzir carga orgânica e patógenos, é insuficiente como estratégia isolada para mitigar a poluição por microplásticos em riachos urbanos. Diante da relevância da drenagem pluvial como rota de entrada, intervenções potencialmente efetivas incluem infraestrutura verde e soluções baseadas na natureza, além de dispositivos de retenção e filtração em sistemas de drenagem sustentáveis, com destaque para estruturas como lagoas e bacias projetadas para reter material particulado antes do lançamento, ainda que eficiências variem conforme desenho e operação (Olesen *et al.* 2019, García-Haba *et al.* 2023, Kwarciak-Kozłowska & Madela 2025). A heterogeneidade espacial reforça a necessidade de diagnóstico localizado para identificar pontos críticos e otimizar esforços, evitando estratégias genéricas que não considerem a distribuição desigual das fontes e dos mecanismos de retenção (Ross *et al.* 2023, Österlund *et al.* 2023). Em paralelo, a incorporação de métricas relacionadas a microplásticos em programas de biomonitoramento pode complementar parâmetros físico-químicos tradicionais e oferecer leitura mais completa das pressões emergentes em bacias

urbanas, com espaço para avançar na padronização de protocolos de coleta e processamento (De Witte *et al.* 2022).

Em síntese, a contaminação disseminada por microplásticos nos riachos urbanos de Lavras, associada à estabilidade temporal e à heterogeneidade espacial, sugere exposição crônica sustentada por fontes persistentes, plausivelmente dominadas por vias difusas e pela drenagem pluvial, com potencial desacoplamento parcial entre melhorias graduais no tratamento de esgoto e a dinâmica das partículas no ambiente (Werbowski *et al.* 2021, Ross *et al.* 2023). Esse cenário, somado à dominância de *P. reticulata* nas assembleias de peixes desses sistemas, configura um processo de degradação multifacetado típico de riachos urbanos, no qual avanços em saneamento são necessários, mas não suficientes para reverter pressões emergentes e legados físicos da urbanização (Walsh *et al.* 2005, Österlund *et al.* 2023). A recuperação efetiva de riachos urbanos requer, portanto, abordagem integrada que combine tratamento de efluentes, controle de fontes difusas, manejo da drenagem pluvial e ações voltadas à integridade física e funcional do habitat, com biomonitoramento e protocolos consistentes como suporte para avaliar respostas e priorizar intervenções (Walsh *et al.* 2005, De Witte *et al.* 2022).

5 REFERÊNCIAS

ACARER, Seren. Microplastics in wastewater treatment plants: sources, properties, removal efficiency, removal mechanisms, and interactions with pollutants. *Water Science & Technology*, v. 87, n. 3, p. 685-710, 2023.

ALVES, Gustavo Henrique Zaia *et al.* Diet of *Poecilia reticulata* Peters, 1959 in streams from Paraná River basin: influence of the urbanization. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 38, n. 3, p. 313-318, 2016.

ARAÚJO, Amanda Pereira da Costa *et al.* Toxidade e transferência trófica do microplástico polietileno de *Poecilia reticulata* para *Danio rerio*: efeito de exposição via dieta e da captação direta. 2020.

AZEVEDO-SANTOS, Valter M. *et al.* How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. *Natureza & Conservação*, v. 13, n. 2, p. 123-132, 2015.

BALLA, Alexia; MOSHEN, Ahmed; KISS, Tímea. Microplastic clouds in rivers: spatiotemporal dynamics of microplastic pollution in a fluvial system. *Environmental Sciences Europe*, v. 36, n. 1, p. 143, 2024.

BESSELING, Ellen *et al.* Microplastic in a macro filter feeder: humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 95, n. 1, p. 248-252, 2015.

BOOTH, Derek B. *et al.* Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, v. 35, n. 1, p. 412-420, 2016.

CAO, Lu *et al.* Temporal and spatial distribution characteristics of microplastics and their influencing factors in the Lincheng River, Zhoushan City, China. *Processes*, v. 11, n. 4, p. 1136, 2023.

CONLEY, Kenda *et al.* Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: removal efficiencies and loading per capita over one year. *Water Research X*, v. 3, p. 100030, 2019.

CONOWALL, Peter *et al.* Variability in the drivers of microplastic consumption by fish across four lake ecosystems. *Frontiers in Earth Science*, v. 12, p. 1339822, 2024.

CRUZ, L. C.; POMPEU, P. S. Drivers of fish assemblage structures in a Neotropical urban watershed. *Urban Ecosystems*, v. 23, p. 819-829, 2020.

DE CARVALHO, Aline Reis *et al.* Urbanization and hydrological conditions drive the spatial and temporal variability of microplastic pollution in the Garonne River. *Science of the Total Environment*, v. 769, p. 144479, 2021.

DE FALCO, Francesca *et al.* The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 6633, 2019.

DE WITTE, Bavo *et al.* Feasibility study on biomonitoring of microplastics in fish gastrointestinal tracts. *Frontiers in Marine Science*, v. 8, p. 794636, 2022.

DEL ÁNGEL-GUZMÁN, Derian Javier *et al.* Microplastics in the fish *Dormitator maculatus* from the Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, v. 53, n. 4, p. 582-593, 2025.

DRIS, Rachid *et al.* Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, v. 104, n. 1-2, p. 290-293, 2016.

DRIS, Rachid *et al.* A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution*, v. 221, p. 453-458, 2017.

DRUMMOND, Jennifer D. *et al.* Significance of hyporheic exchange for predicting microplastic fate in rivers. *Environmental Science & Technology Letters*, v. 7, n. 10, p. 727-732, 2020.

DRUMMOND, Jennifer D. *et al.* Significance of hyporheic exchange for predicting microplastic fate in rivers: a research agenda. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 47, n. 1, p. 282-294, 2022.

FERREIRA, F. S.; SOLÓRZANO, J. C. J.; SÚAREZ, Y. R. Influence of urbanization on stream fish assemblages in three microbasins in the Upper Paraná River Basin. *Brazilian Journal of Biology*, v. 83, p. e247384, 2021.

FOEKEMA, Edwin M. *et al.* Plastic in north sea fish. *Environmental Science & Technology*, v. 47, n. 15, p. 8818-8824, 2013.

GARCÍA-HABA, Eduardo *et al.* The role of different sustainable urban drainage systems in removing microplastics from urban runoff: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 411, p. 137197, 2023.

GAYLARDE, Christine; BAPTISTA-NETO, Jose Antonio; DA FONSECA, Estefan Monteiro. *Plastic microfibre pollution: how important is clothes' laundering?* *Heliyon*, v. 7, n. 5, 2021.

GOUIN, Todd. Toward an improved understanding of the ingestion and trophic transfer of microplastic particles: critical review and implications for future research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 39, n. 6, p. 1119-1137, 2020.

GÜNDOĞDU, Sedat *et al.* Microplastics in municipal wastewater treatment plants in Turkey: a comparison of the influent and secondary effluent concentrations. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 11, p. 626, 2018.

HIDALGO-RUZ, Valeria *et al.* Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology*, v. 46, n. 6, p. 3060-3075, 2012.

HORTON, Alice A. *et al.* Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 127-141, 2017.

HUANG, Zike; HU, Bo; WANG, Hui. Analytical methods for microplastics in the environment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 21, n. 1, p. 383-401, 2023.

HURLEY, Rachel; WOODWARD, Jamie; ROTHWELL, James J. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*, v. 11, n. 4, p. 251-257, 2018.

KARAMI, Ali *et al.* A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, v. 578, p. 485-494, 2017.

KOELMANS, Albert A. *et al.* Risk assessment of microplastic particles. *Nature Reviews Materials*, v. 7, n. 2, p. 138-152, 2022.

KWARCIAK-KOZŁOWSKA, Anna; MADEŁA, Magdalena. The occurrence and removal of microplastics from stormwater using green infrastructure. *Water*, v. 17, n. 14, p. 2089, 2025.

LIU, Weiyi *et al.* A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: characteristics and mechanisms. *Environment International*, v. 146, p. 106277, 2021.

LÖDER, Martin G. J.; GERDTS, Gunnar. Methodology used for the detection and identification of microplastics: a critical appraisal. In: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, 2015. p. 201-227.

LUSHER, Amy; HOLLMAN, Peter; MENDOZA-HILL, Jeremy. *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. FAO, 2017.

LUSHER, A. L. *et al.* Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. In: *Analysis of nanoplastics and microplastics in food*. CRC Press, 2020. p. 119-148.

MAGALHÃES, André Lincoln Barroso *et al.* From the pond to the creek many years ago: life-history dynamics of feral poeciliids in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 35, p. e30, 2023.

MAGURRAN, Anne E. *Evolutionary ecology: the Trinidadian guppy*. Oxford University Press, 2005.

MCCORMICK, Amanda R. *et al.* Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, v. 7, n. 11, p. e01556, 2016.

MCGRANE, Scott J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrological Sciences Journal*, v. 61, n. 13, p. 2295-2311, 2016.

MCNEISH, R. E. *et al.* Microplastic in riverine fish is connected to species traits. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 11639, 2018.

MIRANDA, Luan Moura *et al.* Intake of microplastics by fishes in a floodplain lake of the Curiaú River (Macapá, Amapá, Brazil). *Aquatic Sciences*, v. 87, n. 4, p. 77, 2025.

MOREIRA, Marina F.; LEAL, Cecília G.; POMPEU, Paulo S. Trends and gaps in microplastics research in tropical freshwater ecosystems. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 97, n. suppl 3, p. e20241229, 2025.

NIZZETTO, Luca *et al.* A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science: Processes & Impacts*, v. 18, n. 8, p. 1050-1059, 2016.

OLESEN, Kristina Borg *et al.* Microplastics in a stormwater pond. *Water*, v. 11, n. 7, p. 1466, 2019.

ORTEGA, J. C. G. *et al.* Effects of urbanization and environmental heterogeneity on fish assemblages in headwater streams. *Neotropical Ichthyology*, v. 19, p. e210050, 2021.

ÖSTERLUND, Heléne; FÄLTSTRÖM, Emma. *Urban Plastics: sources, sinks and flows of microplastics in the urban environment*. Naturvårdsverket, 2023.

PARKER, Ben *et al.* Microplastics in freshwater fishes: occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*, v. 22, n. 3, p. 467-488, 2021.

PFEIFFER, Felix; FISCHER, Elke Kerstin. Various digestion protocols within microplastic sample processing: evaluating the resistance of different synthetic polymers and the efficiency of biogenic organic matter destruction. *Frontiers in Environmental Science*, v. 8, p. 572424, 2020.

POPICK, Hayley; BRINKMANN, Markus; MCPHEDRAN, Kerry. Assessment of stormwater discharge contamination and toxicity for a cold-climate urban landscape. *Environmental Sciences Europe*, v. 34, n. 1, p. 43, 2022.

- R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 14 jan. 2026.
- RAHMAN, Md Moshir *et al.* Microplastic ingestion alters the expression of some sexually selected traits in a model fish guppy (*Poecilia reticulata* Peters 1859). *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, v. 55, n. 3-4, p. 87-106, 2022.
- RANI-BORGES, Bárbara; MARTINS, Thaís F. G.; POMPEO, Marcelo. Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 16, p. 106-117, 2021.
- REN, Hong-Yu *et al.* Microplastics induce structural color deterioration in fish *Poecilia reticulata* mediated by oxidative stress. *Fishes*, v. 10, n. 8, p. 382, 2025.
- RIMONDI, Valentina *et al.* Occurrence and quantification of natural and microplastic items in urban streams: the case of Mugnone Creek (Florence, Italy). *Toxics*, v. 10, n. 4, p. 159, 2022.
- ROSS, Matthew S. *et al.* Estimated discharge of microplastics via urban stormwater during individual rain events. *Frontiers in Environmental Science*, v. 11, p. 1090267, 2023.
- SILVA-CAVALCANTI, Jacqueline Santos *et al.* Microplastic pollution in sediments of tropical shallow lakes. *Science of the Total Environment*, v. 855, p. 158671, 2023.
- SINISA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília: Ministério das Cidades, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/sinisa>. Acesso em: 08 jan. 2026.
- WAGNER, Martin *et al.* Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, v. 26, n. 1, p. 12, 2014.
- WALSH, Christopher J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.
- WANG, Cheng *et al.* Microplastics in urban runoff: global occurrence and fate. *Water Research*, v. 225, p. 119129, 2022.
- WERBOWSKI, Larissa M. *et al.* Urban stormwater runoff: a major pathway for anthropogenic particles, black rubbery fragments, and other types of microplastics to urban receiving waters. *ACS ES&T Water*, v. 1, n. 6, p. 1420-1428, 2021.
- WINDSOR, Fredric M. *et al.* A catchment-scale perspective of plastic pollution. *Global Change Biology*, v. 25, n. 4, p. 1207-1221, 2019.
- WOOTTON, Nina; REIS-SANTOS, Patrick; GILLANDERS, Bronwyn M. Microplastic in fish: a global synthesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 31, n. 4, p. 753-771, 2021.

TERCEIRA PARTE

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação partiu da premissa de que abordagens integradas e comparáveis no tempo são necessárias para compreender os efeitos da urbanização sobre riachos de pequena ordem. Os resultados obtidos nos 16 riachos urbanos da bacia do Ribeirão Vermelho confirmam essa premissa e, ao mesmo tempo, a qualificam: a articulação entre indicadores bióticos tradicionais e a avaliação de um poluente emergente revelou um quadro de degradação multifacetada e persistente, no qual as diferentes dimensões de impacto convergem para um mesmo diagnóstico de comprometimento ecológico crônico.

A leitura conjunta dos dois artigos mostra que tanto a integridade das assembleias de peixes quanto a exposição a microplásticos permaneceram em patamares desfavoráveis ao longo do intervalo analisado, sem que os modelos estatísticos tenham detectado variação temporal significativa em escala de bacia. Ao mesmo tempo, ambos os artigos identificaram forte heterogeneidade espacial como sinal dominante, indicando que os riachos respondem de forma desigual às combinações locais de pressão urbana, qualidade de água e integridade física do canal. Essa convergência entre dimensões distintas do diagnóstico, uma baseada na estrutura comunitária e outra na contaminação particulada, sugere que os mecanismos de degradação operam de forma sobreposta e que melhorias graduais no saneamento, embora fundamentais para a redução de carga orgânica, atuam sobre apenas uma fração do conjunto de estressores que estruturam a síndrome dos riachos urbanos nesses sistemas.

Um elemento que emerge com clareza da integração entre os artigos é o papel central de *Poecilia reticulata* no funcionamento ecológico desses riachos. A hiperdominância da espécie, que respondeu pela quase totalidade dos indivíduos capturados em ambos os anos e ainda aumentou sua participação relativa em 2024, é ao mesmo tempo um sintoma e um componente ativo do estado degradado. Do ponto de vista da integridade biótica, essa dominância reflete a exclusão de espécies nativas mais sensíveis, a compressão de guildas tróficas e a perda de funções ecológicas associadas a grupos como Characiformes e Trichomycteridae, cujas retrações foram documentadas no Artigo 1. Em um sistema no qual uma única espécie exótica e generalista concentra a biomassa íctica e ocupa a maior parte dos microhabitats disponíveis, a redundância funcional se torna mínima e a capacidade de resposta do sistema a perturbações adicionais fica severamente limitada.

Essa mesma condição de hiperdominância tem implicações diretas para a leitura da contaminação por microplásticos. Conforme documentado no Artigo 2, *P. reticulata* apresentou

ingestão crônica e generalizada de partículas em todos os riachos e períodos analisados. Em assembleias tão simplificadas, nas quais essa espécie constitui entre 94% e 98% da fauna íctica, a exposição a microplásticos deixa de ser um atributo de indivíduos ou populações isoladas e passa a caracterizar a fração amplamente dominante do compartimento biótico. À luz de evidências experimentais disponíveis na literatura, essa sobreposição entre dominância biótica e contaminação particulada pode ter implicações para processos de transferência trófica, ainda que esse aspecto não tenha sido investigado diretamente neste trabalho. De todo modo, trata-se de uma condição que dificilmente seria captada por avaliações restritas a um único indicador e que reforça o valor de abordagens integradas como a adotada nesta dissertação.

Do ponto de vista de manejo, os resultados indicam que a recuperação desses riachos demanda ações que vão além do tratamento de esgoto. Os dados deste trabalho oferecem subsídios para direcionar parte dessas ações: trechos que ainda retêm alguma diversidade nativa, como aqueles com maior participação de *Trichomycterus* spp. e de Characiformes, podem funcionar como alvos prioritários para proteção ripária e controle de sedimentação, enquanto a estabilidade do perfil de microplásticos entre os anos aponta para a drenagem pluvial urbana como rota de entrada que não é contemplada pelo saneamento convencional e que requer intervenções específicas. A heterogeneidade espacial documentada em ambos os artigos reforça que estratégias genéricas tendem a ser pouco efetivas e que o diagnóstico localizado é condição para a priorização de recursos.

Cabe reconhecer que o intervalo de seis anos entre as campanhas, embora relevante para detectar tendências de curto a médio prazo, pode ser insuficiente para captar respostas biológicas em sistemas submetidos a pressões crônicas e com riqueza local muito baixa, condição que limita o poder discriminante tanto do índice multimétrico quanto das comparações estatísticas. Recomenda-se, portanto, que campanhas subsequentes de monitoramento sejam mantidas em intervalos mais curtos e regulares, de modo a fortalecer a capacidade diagnóstica do monitoramento e captar respostas eventuais a intervenções de saneamento e de manejo da drenagem urbana.

Como desdobramento extensionista deste trabalho, está em desenvolvimento uma cartilha educativa sobre os peixes dos riachos da bacia do Ribeirão Vermelho, elaborada em parceria com a Prefeitura Municipal de Lavras e a Agência Regional de Proteção Ambiental da Bacia do Rio Grande (ARPA). A iniciativa busca traduzir os achados desta pesquisa em linguagem acessível a públicos não especializados, contribuindo para a valorização da biodiversidade aquática local e para a sensibilização da comunidade em torno da conservação dos cursos d'água urbanos. A articulação entre produção científica e comunicação ambiental

representa, neste contexto, um caminho concreto para que diagnósticos ecológicos como o aqui apresentado possam efetivamente subsidiar políticas públicas e iniciativas de gestão participativa.

Em síntese, a integração entre integridade biótica baseada em peixes e ingestão de microplásticos por uma espécie sentinela mostrou-se uma abordagem produtiva para diagnosticar a persistência da degradação em riachos urbanos tropicais, ao revelar dimensões de impacto que passariam despercebidas em avaliações conduzidas por indicadores isolados. Espera-se que os subsídios aqui gerados contribuam para orientar ações de gestão na bacia do Ribeirão Vermelho e, mais amplamente, para o avanço do conhecimento sobre respostas ecológicas em sistemas aquáticos sob pressão urbana na região neotropical.