

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

**CAMPUS SOROCABA**

**GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Gustavo Alves Baldini

**LIMIARES DE URBANIZAÇÃO ATUAM COMO FILTRO AMBIENTAL NAS  
COMUNIDADES DE PEIXES NA BACIA DO RIO SOROCABA:**

Uma análise sob a lente da diversidade funcional em relação ao uso e ocupação do solo

Sorocaba

2026

Gustavo Alves Baldini

LIMIARES DE URBANIZAÇÃO ATUAM COMO FILTRO AMBIENTAL NAS  
COMUNIDADES DE PEIXES NA BACIA DO RIO SOROCABA:

Uma análise sob a lente da diversidade funcional em relação ao uso e ocupação do solo

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado(a) ao Curso de Graduação em  
Ciências Biológicas para obtenção do título de  
Bacharel em Ciências Biológicas da  
Universidade Federal de São Carlos.

Orientação: Mauricio Cetra

Sorocaba

2026

Baldini, Gustavo Alves

LIMIARES DE URBANIZAÇÃO ATUAM COMO FILTRO AMBIENTAL NAS COMUNIDADES DE PEIXES NA BACIA DO RIO SOROCABA: Uma análise sob a lente da diversidade funcional em relação ao uso e ocupação do solo / Gustavo Alves Baldini -- 2026.  
55f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba  
Orientador (a): Mauricio Cetra  
Banca Examinadora: Maurício Cetra, Rogério Hartung Toppa, Welber Senteio Smith  
Bibliografia

1. Ecologia de comunidades. I. Baldini, Gustavo Alves. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática  
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -  
CRB/8 6979

**Folha de aprovação**

Gustavo Alves Baldini

“LIMIARES DE URBANIZAÇÃO ATUAM COMO FILTRO AMBIENTAL NAS  
COMUNIDADES DE PEIXES NA BACIA DO RIO SOROCABA: Uma análise sob a  
lente da diversidade funcional em relação ao uso e ocupação do solo”.

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – *campus* Sorocaba

Sorocaba, 22 de junho de 2026.

Documento assinado digitalmente  
 MAURICIO CETRA  
Data: 22/06/2026 12:37:52-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Orientador \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Mauricio Cetra

Documento assinado digitalmente  
 WELBERSENTEIO SMITH  
Data: 23/06/2026 12:14:27-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Membro 1 \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Welber Senteio Smith

Documento assinado digitalmente  
 ROGERIO HARTUNG TOPPA  
Data: 23/06/2026 08:46:26-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Membro 2 \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao Prof. Dr. Mauricio Cetra, principalmente pela orientação, mas também por todo apoio, atenção, paciência, conversas e cafés compartilhados ao longo dos anos de colaboração.

Agradeço também a minha família, especialmente à minha mãe, Flávia, e minha irmã, Isadora, pelo carinho e apoio incondicional que me permitiram chegar até aqui.

Por fim, agradeço a todos os amigos pela presença nos bons e maus momentos, pelas risadas, abraços, viagens e noites em claro vivendo a vida em seu pleno potencial. Sem vocês a universidade não seria a mesma.

## RESUMO

A Mata Atlântica é um importante *hotspot* de biodiversidade e está inserida em uma matriz cada vez mais antropizada. Reconhecer os efeitos da pressão antrópica sobre os padrões da diversidade de espécies pode ser uma maneira de identificar possíveis ameaças e contribuir para o direcionamento de ações conservacionistas. A diversidade de espécies em uma comunidade pode ser quantificada a partir de diferentes abordagens, entre elas a diversidade funcional, correspondente às atividades exercidas pelas espécies no ecossistema. Neste trabalho, analisamos a variação da diversidade funcional de peixes de riacho em função do gradiente de antropização na bacia do rio Sorocaba, no estado de São Paulo. Para isso, foram calculados índices de diversidade funcional a partir de medidas morfométricas e tróficas de peixes de riacho coletados ao longo de 6 anos. A pressão antrópica foi quantificada utilizando um índice de pressão antrópica (IPA), calculado de acordo com o uso e ocupação do solo na área de estudo em duas escalas: *buffer* e sub-bacia. Os dados obtidos foram então submetidos a uma análise de regressão linear para testar a relação entre a diversidade funcional e a antropização. A estrutura das assembleias de peixes foi analisada em 45 trechos de riachos, totalizando 40 espécies de 14 famílias. Observou-se uma elevada dominância taxonômica de poucas espécies generalistas, com destaque para *Phalloceros reisi* (FO = 0,82) e *Poecilia reticulata*, que juntas à família Characidae somaram mais de 70% da abundância total. A riqueza local variou de 1 a 13 espécies ( $\bar{S} = 5,91$  DP = 3,3), com diversidade de Shannon  $\overline{H}' = 1,09$  nits/ind e equabilidade de Pielou  $J'$  com pouca variação, refletindo comunidades pouco ricas em espécies e com alta dominância. A caracterização ecomorfológica indicou que a locomoção é o principal eixo de diferenciação funcional, enquanto os traços alimentares apresentaram menor amplitude. A estrutura trófica revelou a importância dos recursos autóctones, com 60% das espécies classificadas como invertívoros bentônicos e 37,5% como onívoros. No espaço funcional, construído a partir de quatro eixos (78,26% da variância), foi possível verificar que a riqueza funcional (FRic) é mantida pela complementaridade de múltiplas linhagens (Characiformes, Siluriformes, Synbranchiformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes), evidenciando que táxons funcionalmente singulares são fundamentais para o volume do nicho, independentemente de sua abundância. O índice de pressão antrópica (IPA) atingiu níveis críticos (>84%) em trechos urbanizados. A relação entre o IPA e a diversidade funcional (FDis) mostrou-se dependente da escala: na escala de *buffer*, a relação foi não-significativa, enquanto na escala de sub-bacia, observou-se um padrão quadrático significativo ("U invertido",  $R^2 = 16,1\%$ ,  $t = -2,81$ ). Este resultado indicou que a diversidade funcional respondeu a limiares de urbanização, sofrendo contrações severas após ultrapassar um nível crítico de estresse na bacia hidrográfica. Conclui-se que o uso e ocupação do solo atua como filtro ambiental na dispersão funcional das comunidades de peixes em riachos, e que a manutenção da integridade funcional depende de estratégias de gestão que considerem o uso do solo na escala de sub-bacia.

Palavras-chave: Comunidade biológica, Mata Atlântica; Antropização.

## ABSTRACT

The Atlantic Forest is an important biodiversity hotspot and is embedded within an increasingly anthropized matrix. Recognizing the effects of anthropogenic pressure on species diversity patterns may be a way to identify potential threats and contribute to the direction of conservation actions. Species diversity within a community can be quantified through different approaches, including functional diversity, which corresponds to the roles performed by species within the ecosystem. In this study, we analyzed the variation in the functional diversity of stream fish as a function of anthropogenic pressure exerted on fish communities inhabiting streams distributed along an anthropization gradient in the Sorocaba River basin, in the state of São Paulo, Brazil. To achieve this, functional diversity indices were calculated based on morphometric and trophic measurements of stream fish collected over a six-year period. Anthropogenic pressure was quantified using an Anthropogenic Pressure Index (API), calculated according to land use and land cover in the study area at two spatial scales: buffer and sub-basin. The data obtained were then subjected to linear regression analysis to test the correlation between functional diversity and anthropization. The structure of fish assemblages was analyzed in 45 stream reaches, totaling 40 species from 14 families. A high taxonomic dominance of a few generalist species was observed, especially *Phalloceros reisi* (FO = 0.82) and *Poecilia reticulata*, which together with the family Characidae accounted for more than 70% of total abundance. Local richness ranged from 1 to 13 species ( $\bar{S} = 5.91$ ), with an average Shannon diversity of 1.09 nats/ind., reflecting simplified and numerically dominated communities. Ecomorphological characterization indicated that locomotion is the main axis of functional differentiation, whereas feeding traits showed lower variation. The trophic structure revealed the importance of autochthonous resources, with 60% of the species classified as benthic invertivores and 37.5% as omnivores. The functional space, constructed from four axes (78.26% of explained variance), demonstrated that functional richness (FRic) is maintained through the complementarity of multiple lineages (Characiformes, Siluriformes, Synbranchiformes, Gymnotiformes, and Cyprinodontiformes), highlighting that functionally unique taxa are fundamental to niche volume regardless of their abundance. Analysis of anthropogenic pressure (API) revealed that urbanization reaches critical levels (>84%) in degraded stream reaches. The relationship between API and functional diversity (FDis) proved to be scale-dependent: at the buffer scale, the relationship was non-significant, whereas at the sub-basin scale, a significant quadratic pattern (“inverted U-shape”,  $R^2 = 16.1\%$ ) was observed. This result indicates that functional diversity responds to urbanization thresholds, undergoing severe contractions only after surpassing a critical level of stress within the watershed. It is concluded that land use and land cover at the sub-basin scale act as the predominant environmental filter, and that maintaining functional integrity depends on management strategies that consider land use at this scale.

Keywords: Biological Community, Atlantic rainforest, Anthropization.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de uso e ocupação do solo na UGRHI 20 – SMT.....	17
Figura 2 – Localização dos trechos de coleta na bacia do rio Sorocaba.....	18
Figura 3 – Características morfológicas frequentemente medidas em peixes.....	21
Figura 4 – Abundância relativa total por família.....	24
Figura 5 –Variação da diversidade alfa entre os 45 riachos.....	25
Figura 6 –Distribuição das características ecomorfológicas.....	26
Figura 7 – Proporção de espécies por característica trófica.....	27
Figura 8 – Delimitação do espaço funcional global (Convex Hull Total) e distribuição taxonômica .....	29
Figura 9 – Distribuição dos índices de diversidade funcional (45 riachos).....	30
Figura 10 –Uso e ocupação do solo na área das microbacias.....	32
Figura 11 –Box-plot da porcentagem de urbanização por classe de IPA na escala de <i>buffer</i> (A) e de sub-bacia (B).....	33
Figura 12 – Índice de Pressão Antrópica (IPA) por trecho de coleta na escala de <i>buffer</i> (A) e de sub-bacia (B).....	34
Figura 13 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) e os índices de diversidade funcional na escala de sub-bacia.....	36
Figura 14 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) e os índices de diversidade funcional na escala de <i>buffer</i> .....	36
Figura 15 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) e o índice de dispersão funcional nas duas escalas.....	37

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características medidas para quantificação da diversidade funcional.....	20
Tabela 2 – Valor do coeficiente de correlação linear (r de Pearson) entre o IPA nas escalas de <i>buffer</i> (IPA_B) e sub-bacia (IPA_P) e os índices de diversidade funcional.....	35

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>17</b>
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	17
2.2 COLETA DA ICTIOFAUNA.....	18
2.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL .....	20
2.4 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE.....	22
2.5 ANÁLISE DE DADOS.....	23
<b>3 RESULTADOS.....</b>	<b>24</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS.....	24
3.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL.....	28
3.3 PRESSÃO ANTRÓPICA.....	32
3.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL EM RELAÇÃO AO IPA.....	35
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>39</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>46</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A urbanização é um fenômeno populacional humano particular, observado em ritmo acelerado em muitos países, sejam estes desenvolvidos ou não (UN, 2018). Embora ocorra globalmente, os padrões de seu desenvolvimento variam de acordo com as condições sociais, ambientais e principalmente econômicas (Gu, 2019). Em termos gerais, é sabido que por volta de 2007 a população urbana ultrapassou a rural, e até 2050 deve corresponder a quase o dobro da população rural (UN, 2018). No Brasil, o observado não é diferente: 124,1 milhões de brasileiros, ou seja, 61% da população, habitam áreas urbanas (IBGE, 2022). Além disso, observa-se uma concentração desse contingente na região sudeste, que comporta mais de 84 milhões de habitantes, sendo assim, cerca de 41% da população habita uma região correspondente a apenas 10% do território nacional (IBGE, 2022).

Essas tendências trazem consigo sérias implicações. Além da poluição associada às cidades, o aumento das populações urbanas demanda o aumento de suas áreas, sendo necessárias obras de infraestrutura e moradia. Essas intervenções adequam o espaço para habitação, mas o modificam profundamente, alterando as dinâmicas naturais e os processos ecológicos (Alberti, 2008). Porém, mesmo sob pressão, parte da biodiversidade resiste e compõe, junto dos humanos, um ecossistema urbano, caracterizado por habitats profundamente modificados com baixa produtividade e alto consumo, e comunidades animais e vegetais adaptadas ou oportunistas (Adler & Tanner, 2015). Assim, estes ecossistemas estão sujeitos a uma gama de distúrbios, refletidos no solo, ar e água. Os riachos, por exemplo, sofrem com assoreamento, transbordamento, contaminação, alteração de cursos, canalização e captação excessiva de nutrientes (Paul & Meyer, 2001; Marques & Cunico, 2021). Estes fenômenos são tão impactantes que os ecólogos os interpretaram como sintomas de uma doença, batizada de Síndrome dos Riachos Urbanos (Walsh et al., 2005).

Essa degradação sistêmica compromete diretamente a base das redes tróficas aquáticas, visto que as comunidades de macroinvertebrados são uma importante fonte de alimento para os peixes em riachos (Winemiller, Agostinho & Caramaschi, 2008). Ao comparar riachos preservados da Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado, principais biomas brasileiros, foi observado que a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados, algas e hifomicetos está relacionada às condições abióticas, variando entre e dentro dos biomas em função da precipitação, temperatura, altitude e tipo de riacho (Feio et al., 2018). Numa menor escala, em riachos preservados da mata atlântica foi observado que a diversidade funcional de comunidades de peixes é independente da bacia hidrográfica, ou seja, mesmo

havendo variação na composição de espécies (diversidade taxonômica), a diversidade funcional foi semelhante nas distintas bacias hidrográficas. Neste contexto, a diversidade funcional em peixes foi explicada pelo tipo de substrato e diversidade de micro-habitats (Cetra et al., 2022). Estes estudos apontam para a importância da escala na busca de explicar quais fatores estão relacionados com a diversidade taxonômica e funcional das comunidades biológicas presentes em riachos.

Adicionalmente, em riachos antropizados da mata atlântica, a diversidade funcional de peixes em riachos teve a variação de características funcionais explicada pela homogeneização dos ambientes (Pereira, Dunck & Benedito, 2021). Em outro estudo com riachos na mata atlântica, a ruralização e urbanização destes ambientes esteve relacionada com a perda de diversidade de habitats, de modo que espécies generalistas foram favorecidas e as comunidades se tornaram redundantes (Miiler et al., 2021). As comunidades de peixes que habitam os riachos urbanos reagem aos distúrbios antrópicos de diferentes maneiras, podendo ser extirpadas, migrar, ou permanecer e se adaptar ecologicamente ao habitat perturbado (Walsh et al., 2005; Vörösmarty et al., 2010; Shochat et al. 2010). De todo modo, a tendência ao longo do tempo é a homogeneização do ecossistema, ou seja, perda da diversidade genética, taxonômica e funcional nas comunidades e populações (Petsch, 2016). Compreender os padrões da diversidade em ecossistemas de riachos urbanos é de extrema importância para a manutenção da biodiversidade, resistência e resiliência desses ambientes (Marques & Cunico, 2021).

Para este trabalho, selecionamos uma abordagem voltada à diversidade funcional, que leva em conta as diferenças funcionais entre espécies de uma comunidade, ou seja, atenta-se às atividades executadas pelos organismos no ecossistema em detrimento de suas identidades taxonômicas. Assim, foi possível desenvolver um estudo com ênfase nas funções ecossistêmicas das espécies (Tilman, 2001; Petchey & Gaston, 2006; Teresa, Rodrigues-Filho & Leitão, 2021).

Em termos gerais, o estudo da diversidade funcional parte da quantificação da variabilidade de atributos funcionais encontrados em organismos de uma comunidade (Díaz & Cabido, 2001). Os atributos funcionais são quaisquer características mensuráveis, como medidas morfológicas, classificação trófica e comportamento, que refletem direta ou indiretamente a forma como um organismo interage com a comunidade, o meio, e as pressões no ecossistema (Teresa, Rodrigues-Filho & Leitão, 2021). Por exemplo, peixes que ocupam o fundo da coluna d'água costumam apresentar corpos achatados dorso-ventralmente, permitindo uma locomoção mais próxima ao substrato, enquanto peixes que ocupam o meio da coluna

d'água apresentam corpos lateralmente comprimidos, geralmente associados a maior mobilidade e hábitos mais ativos (Casatti & Castro, 2006).

Pensar os ecossistemas a partir da diversidade funcional possibilita uma perspectiva complementar àquela resultante de métricas provenientes unicamente da diversidade taxonômica. Por exemplo, Teresa, Rodrigues-Filho e Leitão (2021) propõem a comparação entre duas comunidades hipotéticas compostas pela mesma riqueza de espécies ( $S=5$ ). A primeira (A) é morfologicamente semelhante, ou seja, as cinco espécies ocupam o meio da coluna d'água. A segunda (B), mais diversa, apresenta espécies que ocupam diferentes estratos na coluna d'água. Do ponto de vista taxonômico, ambas comunidades são igualmente ricas em espécies, já que apresentam o mesmo número de entidades taxonômicas. Entretanto, uma análise empregando a abordagem funcional, evidenciaria a redundância e sobreposição de habitats encontrada na comunidade A, e a complementaridade e diversidade na ocupação de espaços na comunidade B.

O estudo da diversidade funcional num gradiente de antropização que ocorre no bioma Mata Atlântica pode gerar informações valiosas para fins conservacionistas, por exemplo a seleção de áreas prioritárias para conservação (Strecker et al., 2011) e biomonitoramento (Branquinho et al., 2019), assim como material para embasar políticas públicas, projetos e planos voltados para o desenvolvimento urbano sustentável. A Mata Atlântica é um dos dois hotspots de biodiversidade brasileiros reconhecidos internacionalmente (Pinto et al., 2006), e é particularmente interessante pois seus remanescentes, correspondentes a cerca de 27% da cobertura original, encontram-se majoritariamente na região sudeste do país, onde a urbanização e antropização são mais intensas (SOSMA, 2019; IBGE, 2022).

No presente estudo, analisamos a variação da diversidade funcional de peixes em riachos ao longo de um gradiente de antropização na bacia do Rio Sorocaba (SP), inserida no bioma Mata Atlântica. A escolha dessa abordagem fundamenta-se no fato de que a diversidade funcional possibilita uma compreensão estrutural do ecossistema ao tratar os organismos como agentes, o que favorece a construção de modelos ecológicos com maior capacidade de generalização e previsibilidade (McGill et al., 2006, Dray & Legendre, 2008; Teresa & Casatti, 2017).

O objetivo desta pesquisa é analisar a variação da diversidade funcional da ictiofauna ao longo de um gradiente de antropização na bacia do Rio Sorocaba (SP), no bioma Mata Atlântica. Espera-se que a análise funcional, ao reconhecer os organismos como agentes e considerar a complementaridade de nichos entre múltiplas linhagens taxonômicas, apresente maior potencial de previsibilidade quanto às respostas do ecossistema diante do avanço urbano.

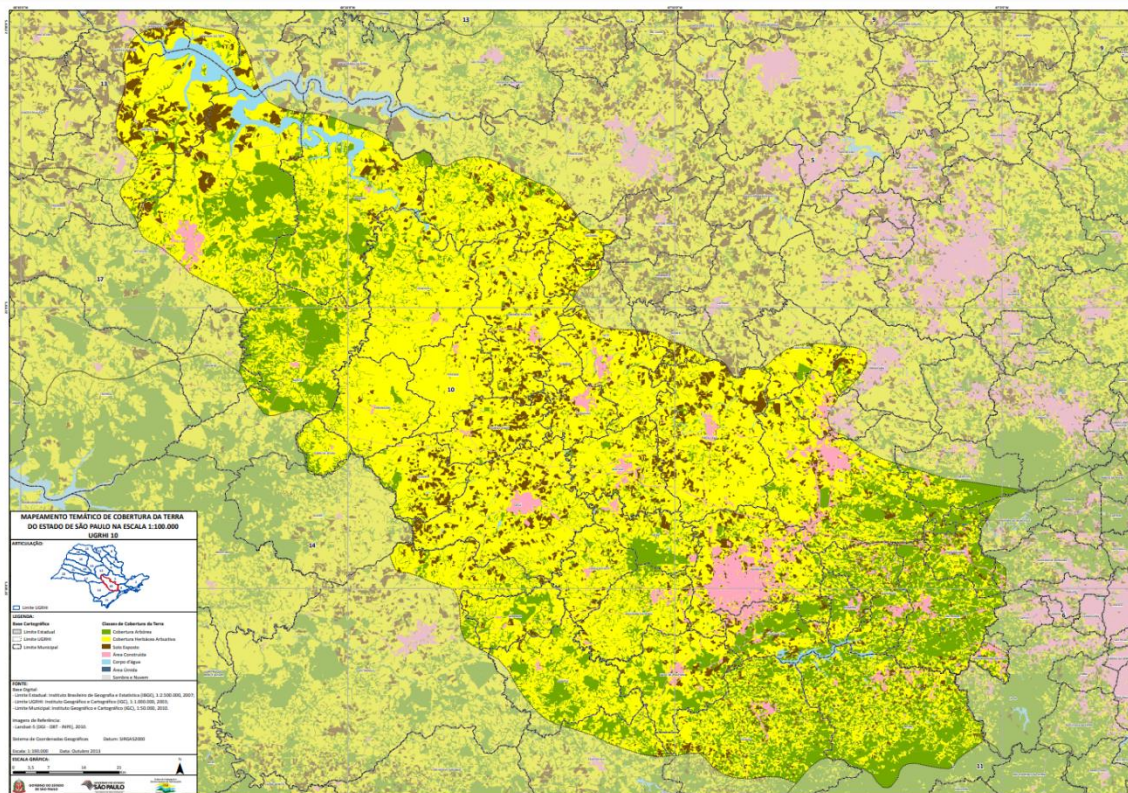
Especificamente, projeta-se que a diversidade funcional revele limiares de estresse ecológico refletindo a escala de análise em sub-bacia ou *buffer* local. Com isso, os resultados pretendem fornecer subsídios para modelos ecológicos que identifiquem o ponto de ruptura da integridade funcional, auxiliando em estratégias de manejo que priorizem a manutenção de táxons funcionalmente singulares em bacias hidrográficas urbanizadas.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba pertence a Unidade de Gestão de Recursos Hídricos do Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10 - SMT). A UGRHI 10 está localizada no sudeste do estado de São Paulo, apresenta 11.829 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrange 35 municípios e abastece mais de 2 milhões de pessoas. Está inserida em uma matriz antropizada, caracterizada por diversas atividades industriais e agrícolas, com apenas 17,5% da área total, aproximadamente 2 mil km<sup>2</sup>, correspondente a vegetação nativa de Mata Atlântica, que predomina nas formas de Floresta Ombrófila Densa e Estacional Semidecidual (SIGRH, 2021) (Figura 1)

Figura 1 – Mapa de uso e ocupação do solo na UGRHI 10 - SMT



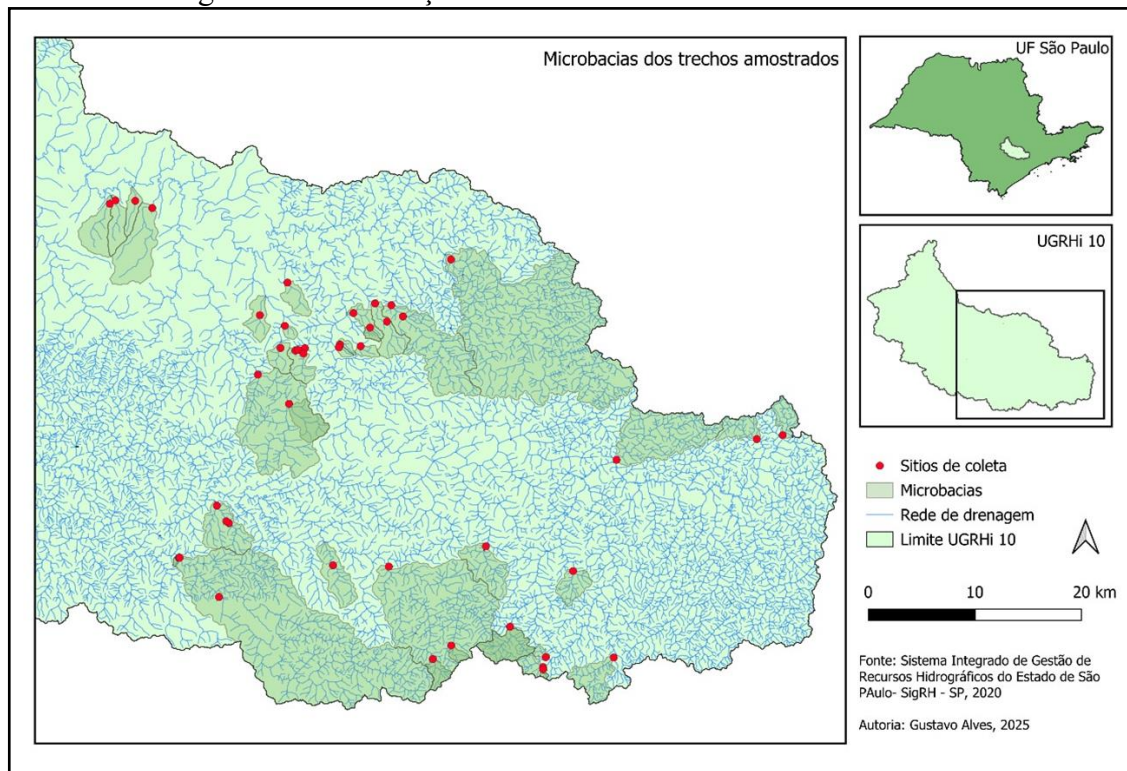
Fonte: Secretaria do Meio Ambiente – SP (2013)

## 2.2 COLETA DA ICTIOFAUNA

As coletas foram realizadas durante o período entre 2010 e 2016, no período de seca, visto que certas características das comunidades de peixes e os ambientes que ocupam se evidenciam nesta época do ano (Pinto et al., 2006). Todos os trechos em que ocorreram as coletas de peixes apresentaram uma sequência de meso-habitats do tipo corredeira-rápido-poção como condição de delineamento amostral. A ordem de Strahler dos riachos variou de segunda a quinta ordem.

As coletas foram realizadas na bacia do rio Sorocaba (Figura 2) com um aparelho de pesca elétrica (Licença n° 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA), em 44 trechos de 70 m em riachos (Cetra et al., 2012 - 10 trechos, Cruz et al., 2013 - 9 trechos, Vianna & Cetra, 2018 - 3 trechos, Silva & Cetra, 2021 - 22 trechos). Em campo, os indivíduos coletados foram anestesiados com óleo de cravo e fixados com formalina 10%. Após a triagem no laboratório de Ecologia de Riachos da UFSCar-Sorocaba os organismos foram armazenados em recipientes de vidro contendo álcool 70%. A identificação das espécies foi realizada pelo Prof. Dr. George M. T. Mattox do Departamento de Biologia da UFSCar - Sorocaba. Os organismos coletados foram armazenados na coleção de peixes do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP – São José do Rio Preto (DZSJRP 13618-13705).

Figura 2 – Localização dos trechos de coleta na bacia do rio Sorocaba



Fonte: Elaboração própria.

### 2.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL

A diversidade funcional foi quantificada a partir de métricas morfológicas e tróficas que podem refletir respostas das comunidades ícticas às perturbações antrópicas (Sousa et al., 2023) (Tabela 1 e Figura 3). Uma vez tomadas essas medidas, foram calculados índices funcionais para quatro facetas complementares da diversidade funcional (Villéger et al., 2008) : i) riqueza funcional (Fric), relativa a diversidade de atributos funcionais na comunidade; ii) uniformidade funcional (Feve), relativa a regularidade da distribuição dos atributos; iii) dispersão funcional (Fdis), relativa ao quanto os atributos divergem da média no ambiente; iv) divergência funcional (Fdiv), relativa à irregularidade na distribuição dos valores dos atributos.

Cada espécie foi classificada conforme suas características morfológicas (Tabela 1) e quanto sua categoria trófica: algívora (alimentam-se de algas), detritívora (alimentam-se, sobretudo, de detritos de materiais orgânicos), invertívora (alimentam-se basicamente de insetos e larvas), piscívora (alimenta-se de outros peixes) e onívora (peixes que ingerem alimentos diversificados incluindo invertebrados e algas) (Esteves & Aranha, 1999; Abelha, Agostinho & Goulart, 2001; Casatti, 2002; Manna, Rezende & Mazzoni, 2013; Cetra & Ferreira, 2016).

Os índices de diversidade funcional serão calculados utilizando o pacote mFD (multifaceted functional diversity), que utiliza matrizes de populações e valores de características das espécies para computar os índices de diversidade (Magneville et al., 2022) no ambiente R (R Core Team, 2024).

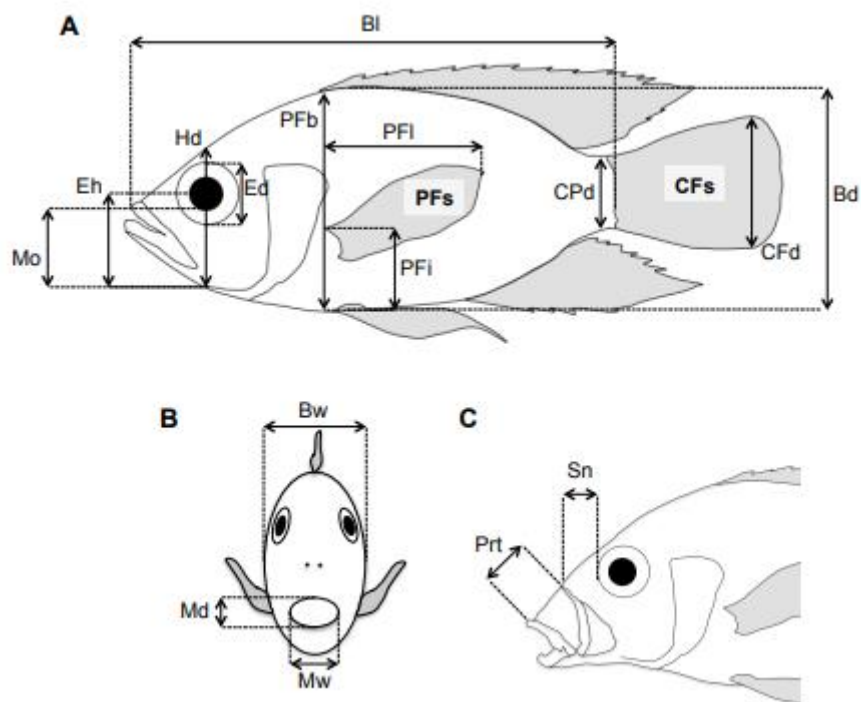
Tabela 1 – Características medidas para a quantificação da diversidade funcional

<b>Características morfológicas</b>	<b>Significado ecológico</b>
1. Forma transversal do corpo (Bd/Bw)	Posição vertical na coluna d'água e hidrodinamismo
2. Posição vertical do olho (Eh/Bd)	Posição vertical na coluna d'água
3. Tamanho relativo do olho (Ed/Hd)	Detecção de presas
4. Posição da abertura oral (Mo/Bd)	Método de alimentação na coluna d'água
5. Superfície da abertura oral (Mw.Md/Bw.Bd)	Tamanho de recursos alimentares capturados
6. Posição da nadadeira peitoral (Pfi/Bd)	Uso da nadadeira peitoral para manobra

Características morfológicas	Significado ecológico
7. Proporção da nadadeira peitoral (PFI <sup>2</sup> /PFs)	Uso da nadadeira peitoral para propulsão
8. Afinamento do pedúnculo caudal (CFd/CPd)	Eficiência da propulsão caudal por redução de atrito
9. Proporção da nadadeira caudal (CFd <sup>2</sup> /CFs)	Uso da nadadeira caudal para propulsão
10. Massa corporal (log massa+1)	Metabolismo, resistência e habilidade de nado

Fonte: Adaptado de Leitão et al., 2016 e Sousa et al., 2023.

Figura 3 – Características morfológicas frequentemente medidas em peixes



Bd - Profundidade do corpo, CPd- Profundidade mínima do pedúnculo caudal, CFd- Profundidade da nadadeira caudal, CFs- superfície da nadadeira caudal, PFI - Distância entre a inserção da nadadeira peitoral até a parte inferior do corpo, PFb- Profundidade do corpo no nível de inserção da nadadeira peitoral, PFI- comprimento da nadadeira peitoral, PFs- Superfície da nadadeira peitoral, Hd- Profundidade da cabeça ao longo do eixo vertical do olho, Ed- Diâmetro do olho, Eh- Distância entre o centro do olho até a parte inferior da cabeça, Mo- Distância do topo da boca até a parte inferior da cabeça ao longo do eixo de profundidade da cabeça; (B, C): Bw- largura do corpo, Md- profundidade da boca, Mw- Largura da boca, Sn- comprimento do focinho, Prt- Comprimento da protrusão. Fonte: Leitão et al., 2016.

## 2.4 CARACTERIZAÇÃO DO AMBIENTE

Foi considerado que a bacia do rio Sorocaba apresenta o gradiente de antropização: remanescentes de vegetação nativa, áreas destinadas à agricultura e outras atividades produtivas e urbanização. Para quantificar o uso e ocupação do solo na área de influência dos trechos de coleta, foram delimitadas sub-bacias com base na área de drenagem situada à montante de cada trecho a partir de dados da Secretaria do Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL). A área relativa a cada categoria de uso e ocupação do solo em cada microbacia foi calculada a partir de dados da coleção 9 do projeto MapBiomas (<https://brasil.mapbiomas.org/>). Foram utilizados dados de uso e cobertura do solo respectivos aos anos em que ocorreram as coletas (2010, 2015 e 2016) para calcular a porcentagem de área preservada (vegetação) e antropizada (urbanizados e agricultura). Todas as informações relacionadas com delimitação da área de drenagem e uso e ocupação do solo foram processadas com o software de geoprocessamento QGIS 3.36.2.

Para quantificar a pressão antrópica em cada local de amostragem, foi desenvolvido um Índice de Pressão Antrópica (IPA). O cálculo foi baseado em dados de uso e ocupação do solo em três categorias: área florestada (%), área agrícola (%) e área urbana (%). Três variáveis foram utilizadas para compor o índice: i. Complementar de Floresta (100% - % de Floresta) que representa a fração da bacia que não está coberta por floresta nativa; ii. Agricultura, ou seja, a porcentagem de área dedicada à agricultura (% de Agricultura) e; iii. Urbanização, a porcentagem de área classificada como urbana (% de Urbanização). O IPA foi calculado em duas escalas espaciais distintas para cada trecho de coleta: sub-bacia de drenagem (IPA\_Bacia) e local, num *buffer* de 100m de diâmetro ao redor do trecho (IPA\_Local). Para cada escala, o IPA foi calculado através de uma soma ponderada:  $IPA = (0,1 * Complementar\_de\_Floresta) + (0,3 * Agricultura) + (0,6 * Urbanização)$ . Esta ponderação atribui, por definição, o maior peso à urbanização, refletindo a sua contribuição desproporcional para a degradação ambiental. Finalmente, os valores brutos do IPA (para cada escala) foram padronizados para um intervalo de 0 a 1 (normalização min-max). Estes valores padronizados foram então categorizados em quatro níveis de distúrbio: Baixo, Moderado, Alto e Crítico. Os cortes para estas 4 categorias foram definidos segundo os quartis.

## 2.5 ANÁLISE DE DADOS

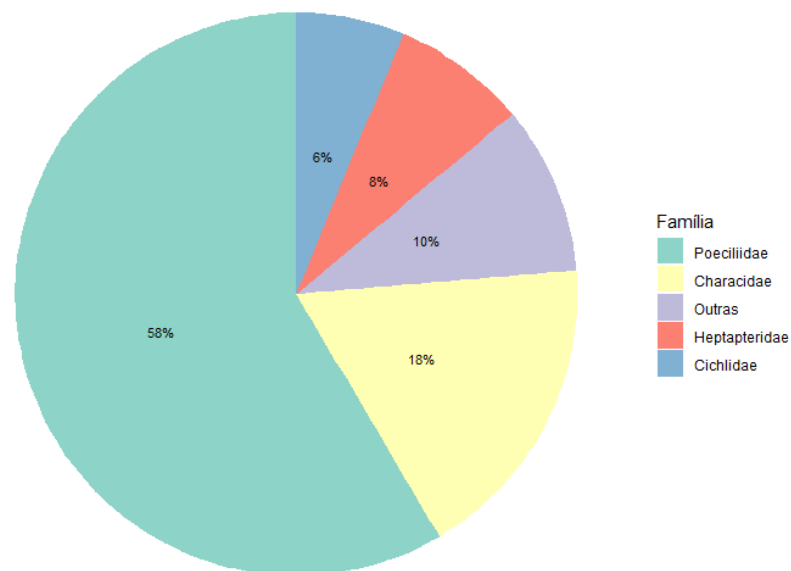
Modelos de regressão linear múltipla foram ajustados para testar a influência relativa das covariáveis ordem do rio e pressão antrópica (IPA) nas variáveis funcionais da assembleia de peixes (riqueza, uniformidade, dispersão e divergência funcional). Riachos inseridos na mesma sub-bacia foram aninhados em modelos de efeitos mistos. Os efeitos aleatórios foram avaliados usando o modelo de interceptação aleatória (Zuur et al., 2009).

### 3 RESULTADOS

#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES BIOLÓGICAS

Foram analisadas 40 espécies de 14 famílias, pertencentes às ordens Characiformes (S = 19), Siluriformes (S = 12), Cichliformes (S = 4), Cyprinodontiformes (S = 2), Gymnotiformes (S = 2), e Synbranchiformes (S = 1). Mais de 70% dos indivíduos pertencem às famílias Poeciliidae e Characidae (Figura 4). *Phalloceros reisi* (Prei) ocorreu em 37 dos 45 trechos de riachos (FO = 0,82), seguida por *Geophagus brasiliensis* (Gbra) (FO = 0,49) e *Hypostomus ancistroides* (Hanc) (FO = 0,49). *Phalloceros reisi* foi a espécie mais abundante com N = 1983 (Nrel = 0,47), seguida por *Poecilia reticulata* (Prei) (Nrel = 0,11) e *Psalidodon fasciatus* (Pfas) (Nrel = 0,06) (Apendice 1).

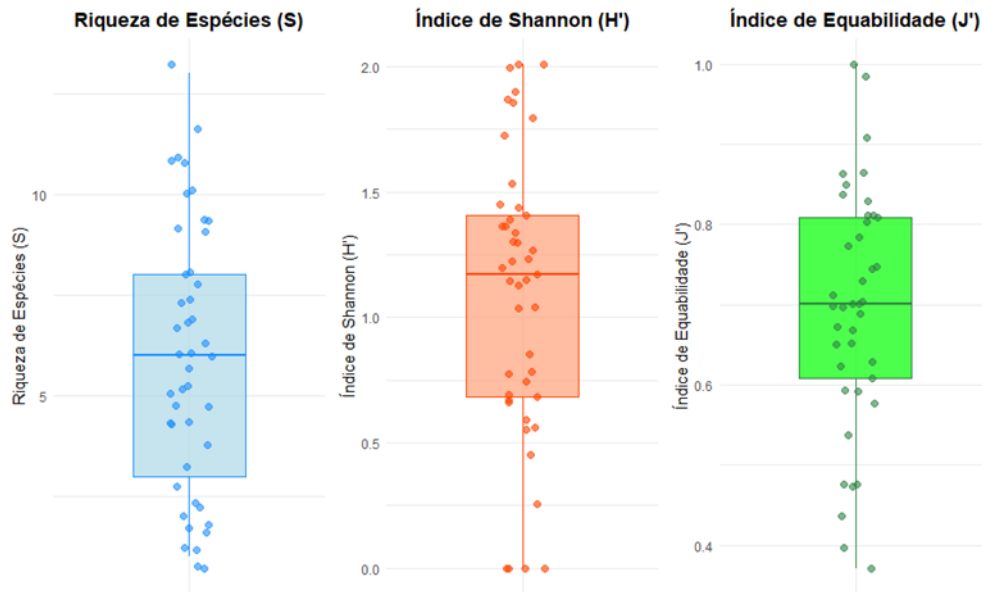
Figura 4 – Abundância Relativa Total por Família.



Fonte: Elaboração própria

A riqueza de espécies (S) variou de uma a 13 espécies por local (média = 5,91 e d.p. = 3,3), o índice de diversidade de Shannon (H') médio foi igual a 1,09 nits/ind e a equabilidade (J') teve um desvio padrão igual a 0,15 (Figura 5).

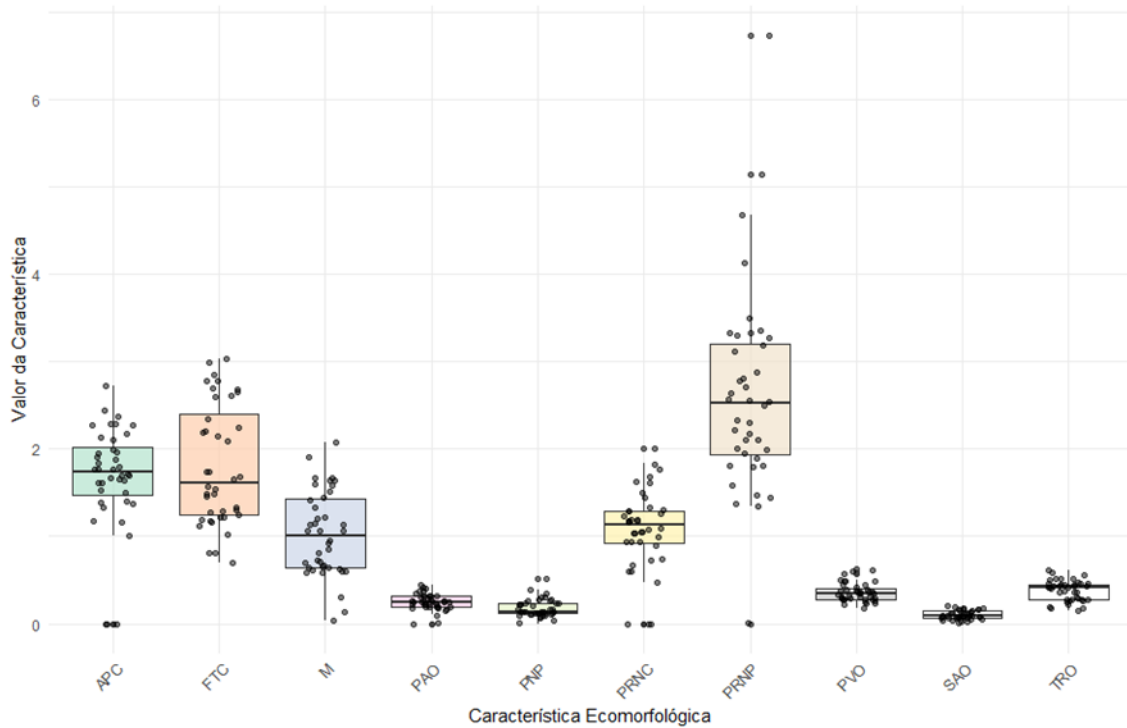
Figura 5 – Variação da diversidade alfa entre os 45 riachos



Fonte: Elaboração própria.

Foi observada uma ampla variabilidade e padrões de distribuição distintos nas características ecomorfológicas (Figura 6). Características como FTC (Forma Transversal do Corpo) e, principalmente, PRNP (Proporção da Nadadeira Peitoral) apresentam pontos extremos (“outliers”) e com grande amplitude de valores. Algumas características, como APC (Afinamento do pedúnculo caudal), FTC e PRNP, apresentam assimetria (“skewness”), o que confirma a necessidade de padronização, indicando que a distribuição de algumas variáveis não é normal. A grande diferença nas medianas e na amplitude total entre as características, concentradas perto de 0, como PAO (Posição da abertura oral) e SAO (Superfície da abertura oral), e outros mais altos, como PRNP e FTC indica a necessidade de aplicação de uma PCA nestes dados antes da realização dos cálculos de diversidade funcional, pois existe uma grande amplitude de formas e estratégias funcionais. Em ecologia funcional, a PCA não é usada para testar a relação entre variáveis, mas sim para construir um espaço euclidiano livre de correlação interna, onde a distância entre as espécies é uma representação pura e não enviesada da sua dissimilaridade funcional total.

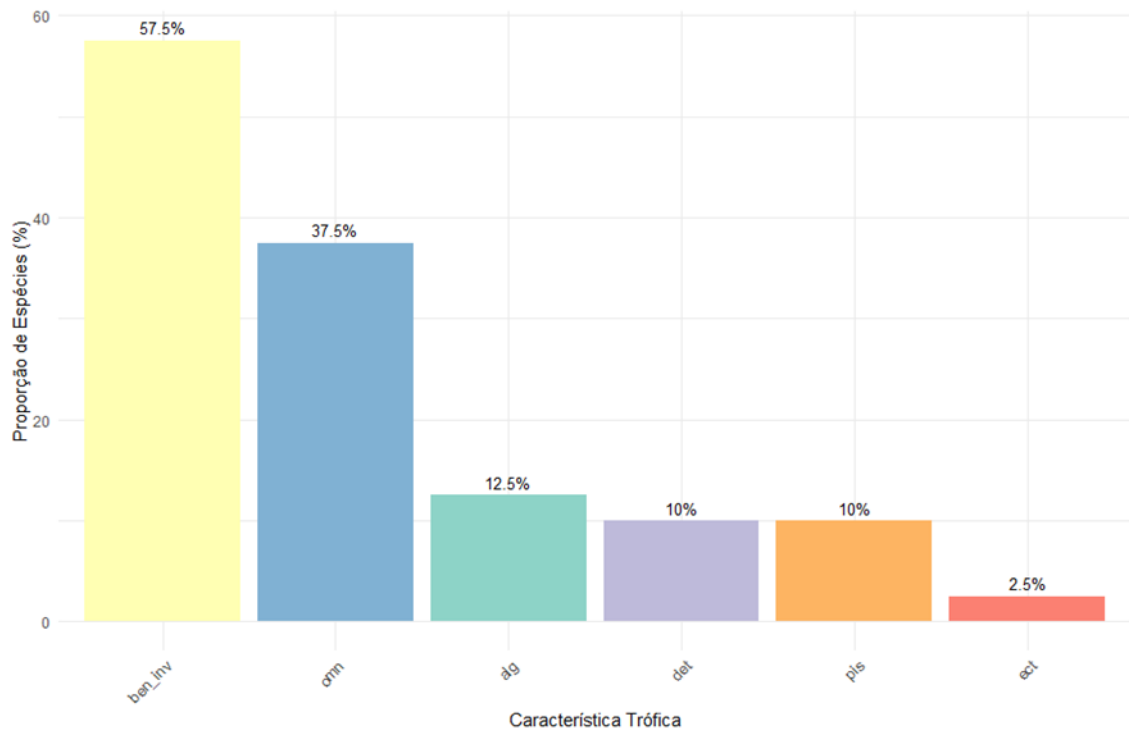
Figura 6 – Distribuição das características ecomorfológicas (40 espécies).



Fonte: Elaboração própria.

Cerca de 60% das espécies são classificadas como invertívoros bentônicos (ben\_inv) que se alimentam de pequenos animais de 0,5 a 5 mm. Isso é comum em riachos neotropicais e sugere que a disponibilidade de invertebrados bentônicos é o eixo principal da dieta. Trinta e sete por cento das espécies apresentam onivoria (omn) consumindo tanto tecidos vegetais quanto animais. A alta onivoria é uma estratégia generalista, comum em sistemas sujeitos a variações ambientais como riachos com perturbação, pois permite flexibilidade na dieta. Os outros grupos tróficos são pouco representados (entre 10 e 12%), mas caracterizam a grande diversidade de estratégias alimentares. Os bentônicos algívoros (alg) que se alimentam de algas vivas e biofilme bacteriano, detritívoros (det) que são organismos planctônicos pelágicos que consomem artrópodes autóctones e larvas de peixes e piscívoros (pis). É interessante verificar a ocorrência de um representante limpador de escamas/muco (ect) (*Astyanax lacustris*) (Figura 7).

Figura 7 – Proporção de Espécies por Característica Trófica



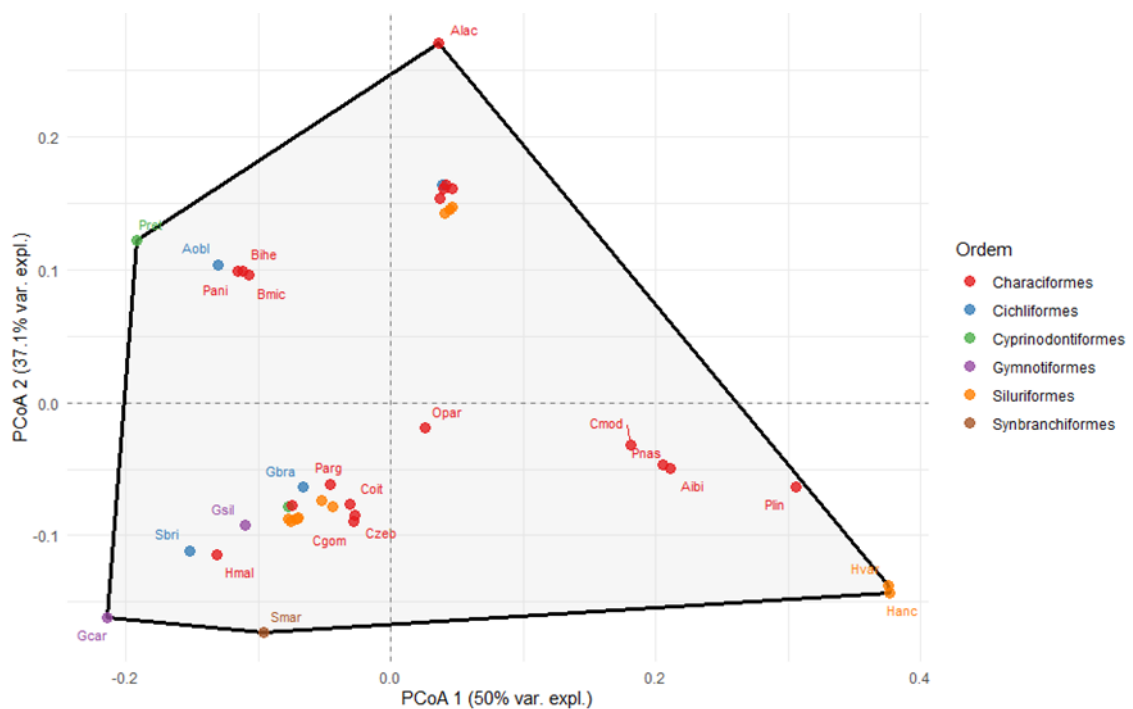
Fonte: Elaboração própria.

### 3.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL

O espaço funcional foi obtido a partir da retenção de 4 eixos que explicaram 78,26% da variância total. A riqueza funcional (FRic) é mantida pela contribuição de múltiplas linhagens taxonômicas (Figura 8). As espécies mais funcionalmente distintas, que delimitam o espaço funcional Alac (*Astyanax lacustris*), Hanc (*Hypostomus ancistroides*), Smar (*Synbranchus marmoratus*), Gcar (*Gymnotus carapo*) e Pret (*Poecilia reticulata*), pertencem às Ordens Characiformes, Siluriformes, Synbranchiformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes, respectivamente. Este padrão ressalta que a análise funcional é essencial por identificar que a complementaridade de nichos no sistema transcende a classificação taxonômica.

Se a diversidade funcional fosse totalmente redundante com a diversidade taxonômica, esperaríamos que espécies de uma mesma Ordem estivessem agrupadas e fossem funcionalmente semelhantes. A ordem Characiformes é a mais diversa, abrangendo desde o extremo Alac até o centro do gráfico. As estratégias de nicho mais extremas (e.g., Alac, Hanc e Gcar) são alcançadas por linhagens evolutivas completamente diferentes. Isso significa que a perda de uma única espécie de um vértice (ex: Hanc) resultaria em uma perda de funcionalidade que nenhuma outra Ordem poderia compensar demonstrando que o espaço funcional é complementar. Destacamos que a análise funcional é necessária porque a conservação baseada apenas na contagem de espécies (diversidade alfa taxonômica) ou na representação de Ordens falharia em proteger o espectro total de funções ecológicas.

Figura 8 – Delimitação do espaço funcional global (*Convex Hull*) e distribuição taxonômica



Fonte: Elaboração própria.

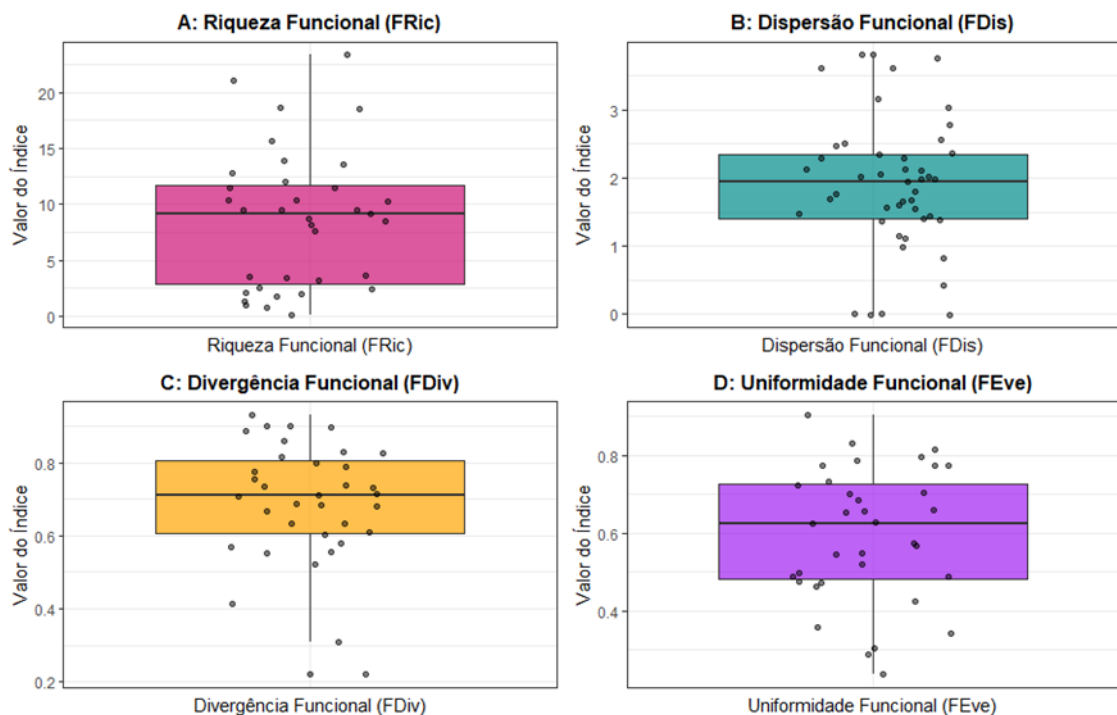
A riqueza funcional apresentou amplitude elevada variando de 1 até um valor máximo superior a 20. Esta grande amplitude indica que o gradiente de perturbação pode estar causando uma elevada perda na variedade de nichos e estratégias funcionais entre os riachos. Os riachos com FRic próximo a 1 são funcionalmente pobres, enquanto riachos com alto FRic são funcionalmente ricos e complexos. A presença de outliers na parte superior acima de 15 e inferior perto de 1 confirma que a perda ou ganho de espécies funcionalmente únicas (os vértices do Convex Hull) é o principal causador da variabilidade (Figura 9A).

A dispersão funcional (FDis) apresentou valor médio de 1,86 e desvio padrão de 0,95. O FDis exibiu uma média e mediana relativamente altas, cerca de 2,0, com uma amplitude de 0 a mais de 3,0. O FDis mede a distância média das espécies em relação ao centro de massa da comunidade (o nicho médio). Um FDis alto indica comunidades onde as espécies tendem a estar dispersas no espaço funcional, ou seja, as estratégias de nicho são variadas e bem distribuídas com baixa redundância. Por outro lado, um FDis baixo, indica comunidades onde as espécies se agrupam em torno do nicho médio, ou seja, com alta redundância funcional. Neste contexto, a variabilidade observada sugere que o gradiente de antropização provavelmente influencia o grau de redundância e a especialização das espécies na comunidade (Figura 9B).

Os valores de FDiv estão fortemente concentrados na faixa superior, com média aproximada de 0,7. A divergência funcional mede se a abundância está concentrada no centro do espaço funcional ou nas extremidades com altos valores de FDiv. Neste caso, as espécies mais abundantes nos riachos tendem a ser as espécies que ocupam os nichos mais extremos (ou as bordas do espaço funcional local). Isso pode indicar que, mesmo em condições de perturbação, são as espécies funcionalmente extremas que se tornam dominantes, e não as generalistas do centro (Figura 9C).

A uniformidade funcional tem média em torno de 0,6 e baixo desvio padrão ( $s = 0,17$ ). FEve mostrou baixa variação, com a maioria dos valores entre 0,4 e 0,8. A FEve mede quão uniformemente o volume do nicho é preenchido e quão semelhantes as espécies são em termos de abundância. Um FEve médio pra alto sugere que, na maioria dos riachos, não há grandes "gaps" de nicho não utilizados e que a abundância é relativamente equitativa entre as espécies presentes. Portanto, FEve pode ser o índice menos sensível ao gradiente de antropização, pois a comunidade tende a reorganizar sua abundância para manter o uso do espaço funcional.

Figura 9 – Distribuição dos índices de diversidade funcional (45 riachos).



Fonte: Elaboração própria.

Ao calcular os índices multidimensionais de diversidade funcional, identificamos que 10 comunidades apresentaram valores não disponíveis (NA) para os índices de riqueza funcional (FRic), divergência funcional (FDiv) e uniformidade funcional (FEve). Esta

ocorrência é um artefato matemático, pois o FRic baseia-se no cálculo do hipervolume convexo (*Convex Hull*), que exige um número mínimo de espécies (pelo menos  $N+1$  espécies para um espaço de  $N$  dimensões).

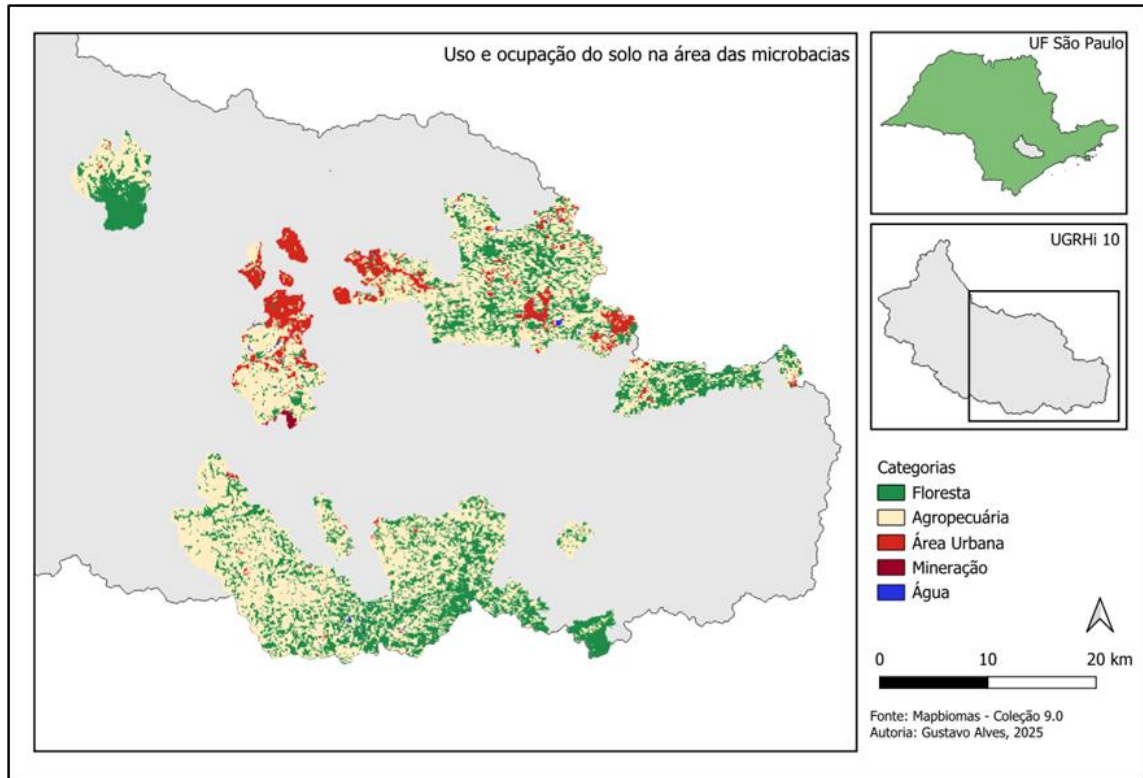
É crucial investigar se essas comunidades com NA representam riachos altamente perturbados, caracterizados por uma perda de espécies extrema. Nesses casos, a ausência de cálculo pode ser ecologicamente interpretada como uma perda funcional completa, e o valor zero (0) será assumido para esses índices, representando a ausência de volume funcional.

Por outro lado, o índice de dispersão funcional (FDis) é amplamente considerado mais robusto e menos enviesado pela riqueza de espécies, pois é calculado mesmo em comunidades com poucas espécies (1 ou 2). Desta forma, na modelagem estatística, utilizaremos os dados dos 45 riachos para FDis e usaremos o FRic como um índice secundário, após a imputação dos zeros, reconhecendo a limitação de riqueza e focando a interpretação principal no FDis.

### 3.3 PRESSÃO ANTRÓPICA

A quantificação do uso do solo nas microbacias indicou que os riachos estudados estão inseridos em uma matriz intensamente modificada pela agricultura e urbanização (Figura 10).

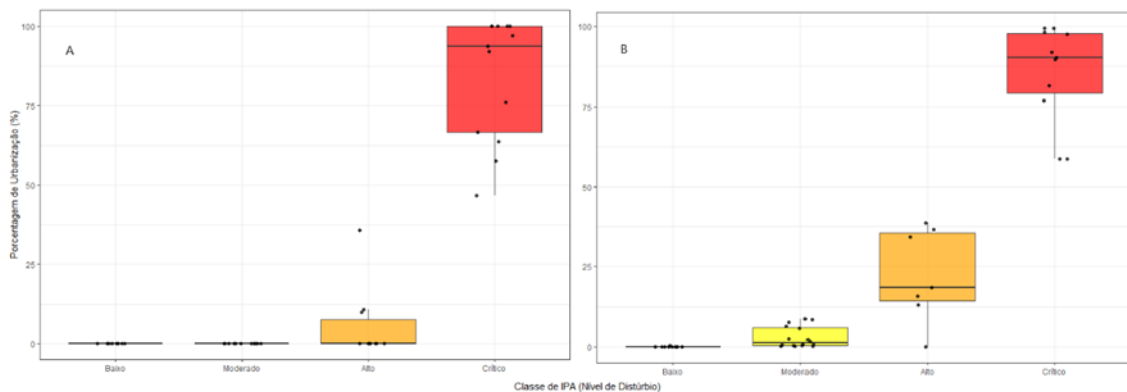
Figura 10 – Mapa de uso e ocupação do solo na região de estudo



Fonte: Elaboração própria.

A análise da porcentagem média de urbanização revelou uma forte correspondência com as classes de IPA em ambas as escalas (Figura 11). Na escala de *buffer* (Figura 11A), os 20 trechos das classes Baixo e Moderado não apresentaram urbanização. A pressão tornou-se aparente na classe Alto ( $n=710$ ), com média de 5,64%, e saltou para 84,1% nos 13 trechos do grupo Crítico. A escala de bacia (Figura 11B) foi mais sensível para detectar pressões progressivas nas classes Moderado ( $n=16$ ; 2,98%) e Alto ( $n=7$ ; 22,4%). A urbanização foi quase nula na classe Baixo ( $n=9$ ; 0,044%). O salto para a classe Crítico foi igualmente expressivo, com os 11 trechos atingindo uma média de 85,5% de urbanização.

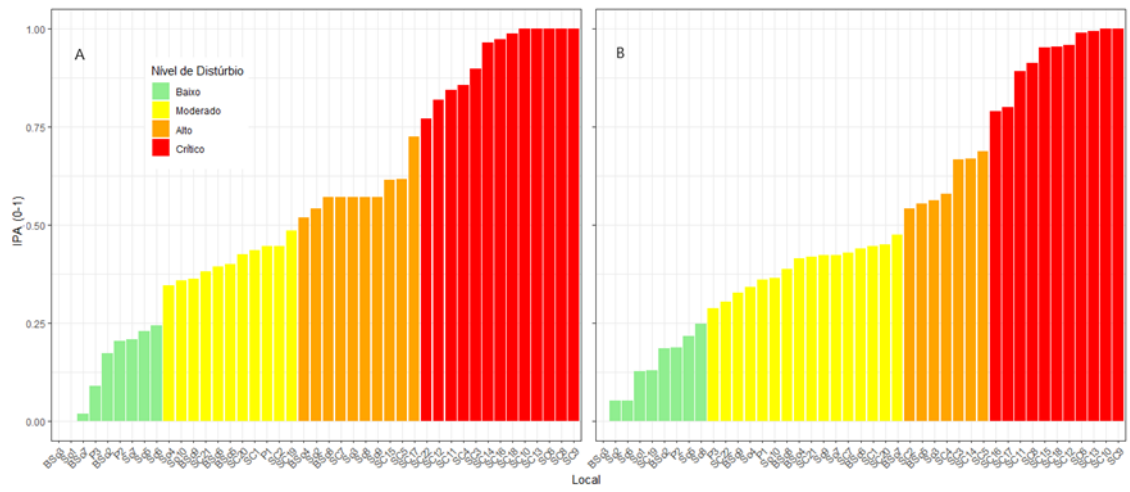
Figura 11 – Box-plot da porcentagem de urbanização por classe de IPA na escala de *buffer* (A) e de sub-bacia (B)



Fonte: Elaboração própria.

Nas duas escalas de *buffer* e sub-bacia, observa-se um gradiente de pressão antrópica, variando de locais com IPA próximo de zero até locais que atingem o valor máximo de 1 (Figura 12). O coeficiente de correlação linear entre os IPAs nas duas escalas é de 0,80. Os trechos classificados como Baixo ( $0 < \text{IPA} < 0,25$ ) representam os locais de referência com menor impacto. Conforme a metodologia de cálculo, estes locais são caracterizados por uma elevada cobertura florestal e uma presença mínima de agricultura e urbanização. A classe Moderado ( $0,25 < \text{IPA} < 0,5$ ) agrupa trechos com uso misto. Neste nível, a pressão é predominantemente impulsionada pela agricultura (peso 0,3) e/ou por uma perda moderada de cobertura florestal (peso 0,1). Os trechos classificados como Alto ( $0,5 < \text{IPA} < 0,75$ ) marcam a transição para trechos fortemente impactados. A pontuação do IPA é resultado de uma combinação de agricultura extensiva e, crucialmente, de uma porcentagem crescente de urbanização (peso 0,6). O grupo Crítico ( $0,75 < \text{IPA} < 1$ ) representa o extremo da pressão antrópica no estudo. Dada a ponderação de 0,6 atribuída à urbanização na fórmula do IPA, é matematicamente esperado e visualmente confirmado que esta classe seja composta exclusivamente por locais com alta dominância urbana. Estes são locais onde a urbanização não é apenas presente, mas é o fator determinante do uso do solo. Conclui-se, portanto, que o sistema de pontuação do IPA quantifica a pressão antrópica, funcionando como um "gradiente de dominância urbana". Este gradiente separa os locais de referência (Baixo) dos de uso misto/agrícola (Moderado) e isola os locais onde a urbanização é o principal vetor de pressão (Crítico).

Figura 12 – Índice de Pressão Antrópica (IPA) por trecho de coleta na escala de *buffer* (A) e de sub-bacia (B).



Fonte: Elaboração própria.

### 3.4 DIVERSIDADE FUNCIONAL EM RELAÇÃO AO IPA

A investigação da relação entre a pressão antrópica (IPA) e os índices de diversidade funcional (FRic, FDiv, FEve, FDis) revelou um padrão complexo, específico e dependente da escala. Ao analisar a correlação linear (r de Pearson) entre o IPA nas duas escalas e os índices de diversidade funcional (Tabela 2), a conclusão inicial seria a de que não existe relação entre a pressão antrópica e a diversidade funcional.

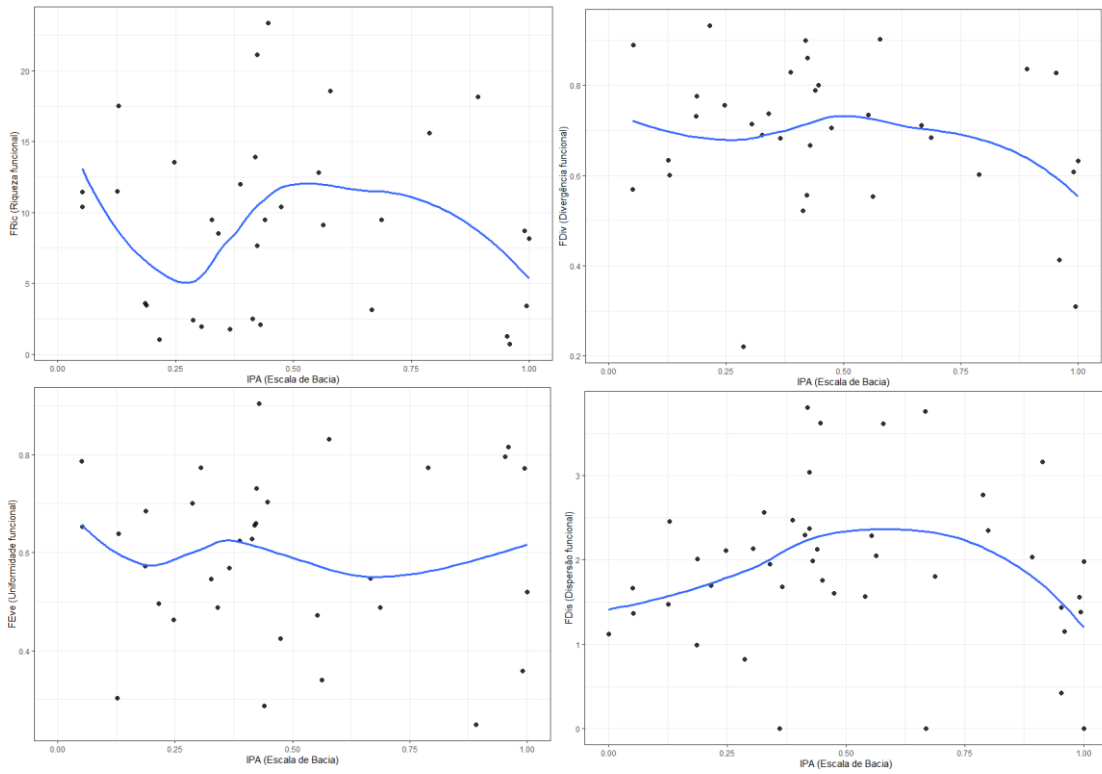
Tabela 2 – Valor do coeficiente de correlação linear (r de Pearson) entre o IPA na escala de *buffer* (IPA\_B) e sub-bacia (IPA\_P) e os índices de diversidade funcional

	FRic	FDiv	FEve	FDis
IPA_B	0.031	-0.148	0.220	0.177
IPA_P	-0.067	-0.215	-0.016	0.019

Fonte: Elaboração própria.

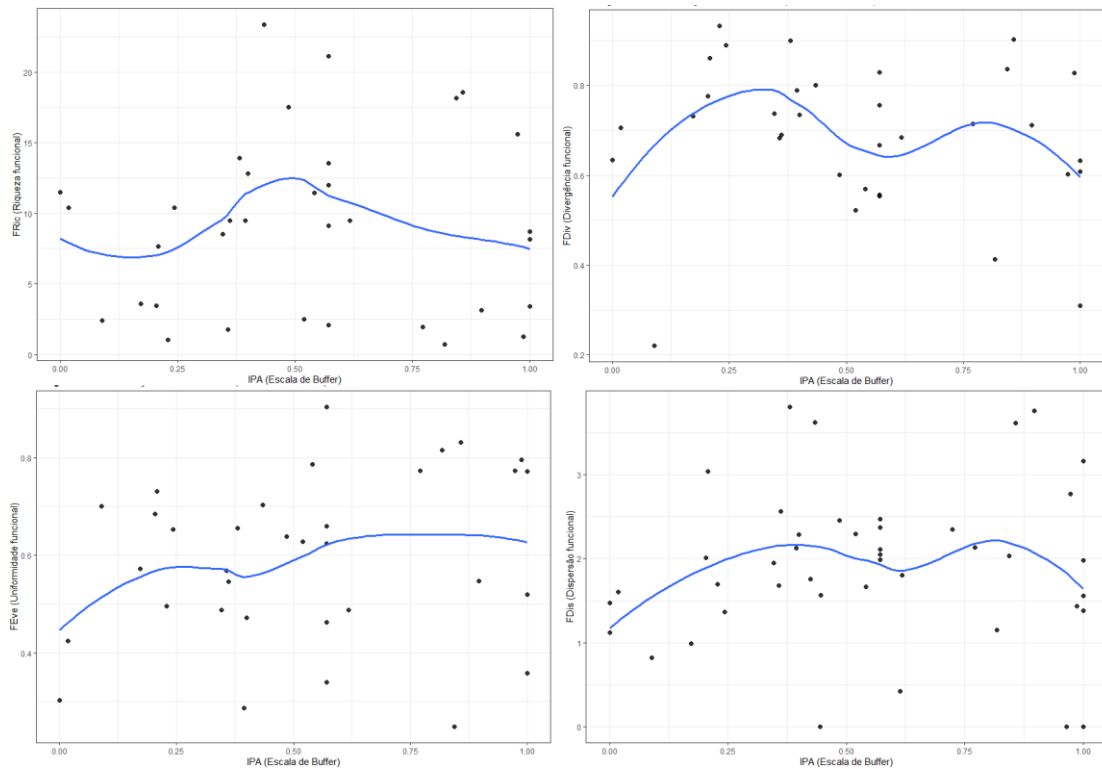
Por outro lado, ao analisar visualmente a dispersão das variáveis (Figuras 13 e 14), percebe-se que a relação não é monotônica, como seria esperado em uma correlação linear. Esta análise visual permitiu verificar a especificidade do impacto pois enquanto as métricas FRic, FDiv e FEve não apresentaram padrões claros, revelando uma relação difusa, a Dispersão Funcional (FDis) revelou um possível padrão quadrático em forma de "U invertido". Este achado sugere que o impacto da pressão antrópica é específico para a FDis e, portanto, resolvemos realizar o ajuste de um modelo quadrático ( $y \sim x + x^2$ ) para investigar esta relação.

Figura 13 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) e os índices de diversidade funcional na escala de sub-bacia



Fonte: Elaboração própria.

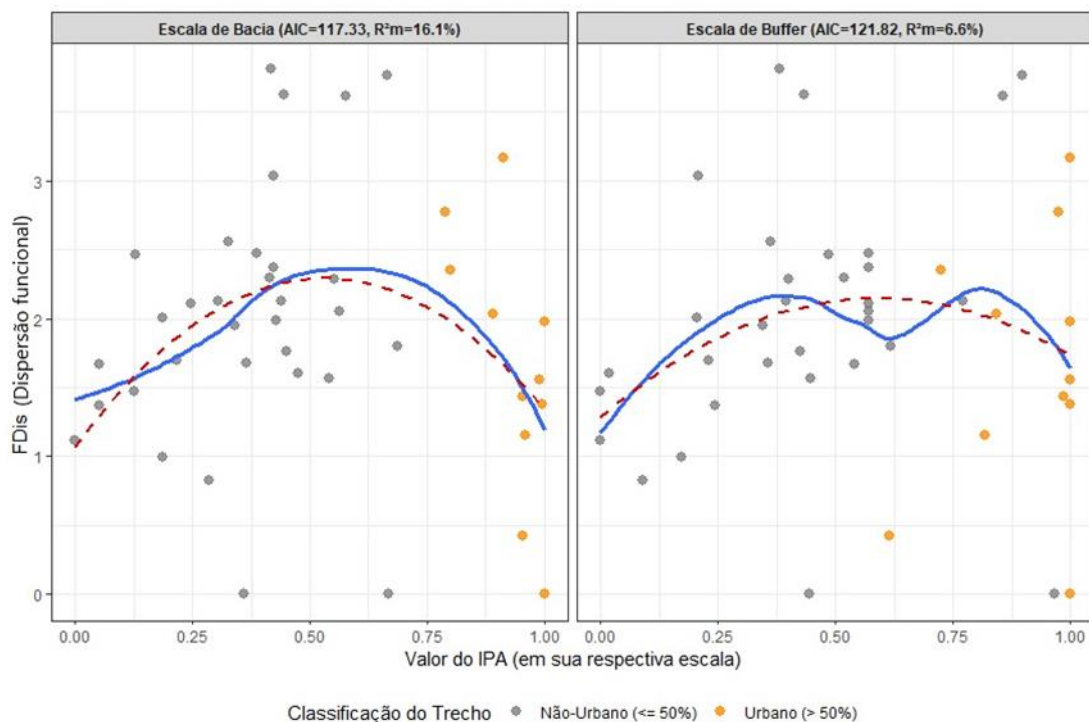
Figura 14 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) e os índices de diversidade funcional na escala de *buffer*



Fonte: Elaboração própria.

O teste de modelos mistos quadráticos, controlando o aninhamento dos trechos de riachos em sub-bacias, revela que a relação entre a pressão antrópica (IPA) e a diversidade funcional (FDis) é dependente da escala. Na escala de *buffer*, a relação é fraca e estatisticamente não-significativa ( $R^2$  Marginal = 6,6%,  $t = -1,66$ ). Em contraste, na escala de sub-bacia, a relação segue um padrão quadrático ('U invertido') estatisticamente significativo ( $R^2$  Marginal = 16,1%,  $t = -2,81$ ). O destaque dos trechos inseridos no contexto urbano (Figura 15) confirma o mecanismo por trás deste padrão no qual a pressão antrópica na escala da sub-bacia atua como um 'gradiente de dominância urbana'. Neste gradiente, os locais com alta urbanização (definidos como  $> 50\%$ ) são os únicos que atingem os níveis críticos de pressão ( $IPA > 0,75$ ), levando ao declínio observado na diversidade funcional.

Figura 15 – Dispersão entre o índice de pressão antrópica (IPA) o índice de dispersão funcional nas duas escalas



Ajuste do modelo quadrático (linha vermelha) e curva suavizada (linha azul). Fonte: Elaboração própria.

Conclui-se, portanto, que os resultados das análises mostram que o impacto da pressão antrópica na diversidade funcional é específico, afetando primariamente a Dispersão Funcional (FDis), mas não a Riqueza (FRic), Divergência (FDiv) ou Uniformidade funcional (FEve). Além disso, o impacto é dependente da escala, pois a relação só é significativa e preditiva quando medida na escala da sub-bacia. Finalmente, a relação entre estas duas variáveis é não-

monotônica (um padrão quadrático), na qual a FDis aumenta em níveis baixos/moderados de pressão antrópica, mas declina em níveis críticos de pressão antrópica, um padrão que não seria detectado por modelos lineares simples.

## 4 DISCUSSÃO

A investigação da diversidade funcional revelou um padrão de organização que superou a classificação taxonômica, confirmando a expectativa de que a integridade ecológica do sistema é mantida por táxons funcionalmente singulares sob influência predominante da cobertura do solo em escala de sub-bacia.

Os resultados apontam uma comunidade diversa, composta por 8 ordens. A maior riqueza de espécies nas ordens Characiformes e Siluriformes segue o padrão observado em rios e riachos na região Neotropical (Lowe-McConnel 1999; Casatti et al 2013; Cavalheiro & Fialho 2019).

A estrutura dessa comunidade revela a dominância de poucas espécies em detrimento da riqueza total, padrão que sugere a existência de filtros ambientais seletivos (Casatti et al, 2012). Apesar da grande riqueza de espécies da ordem Characiformes, sua distribuição foi limitada aos ambientes menos perturbados. Em termos de abundância, notou-se a dominância numérica da família Poeciliidae, da ordem Cyprinodontiformes. Esta família apresenta espécies com hábitos oportunistas, estratégia reprodutiva eficiente, alta tolerância a degradação e onivoria, características que permitem aos poecílídeos ocupar habitats degradados e nichos vagos (Lucinda, 2008; Mazzone & Iglesias-Rios, 2011; Rosso et al, 2017).

A menor abundância da maioria das espécies pode ser consequência de competição, redução de diversidade de microhabitats, contaminação, perda de conectividade, alteração no regime hídrico e outras perturbações observadas em riachos, que são intensificadas no contexto urbano (Casatti et al, 2012; Garcia et al, 2021). Por outro lado, a alta frequência de captura de *Hypostomus ancistroides* indica que apesar das pressões antrópicas, há substrato rochoso com perifiton aderido em ao menos metade dos riachos analisados (Garavello & Garavello, 2004; Casatti, Rocha & Pereira, 2005).

A alta riqueza de espécies regional não se traduziu a nível local, provavelmente em decorrência de baixa conectividade, volume de água reduzido e pouca diversidade de nichos, fatores limitantes de diversidade em riachos de cabeceira (Suarez et al, 2011; Borges et al, 2020; Cetra et al, 2022). A amplitude de riqueza de espécies constatada sugere a existência de comunidades extremamente simplificadas e outras de maior complexidade que atuam como refúgio para espécies locais, e possivelmente como fonte de espécies para riachos adjacentes, sendo assim de extrema importância para a manutenção da biodiversidade local (Lewis et al, 2017). A maior riqueza foi constatada em riachos com alto nível de perturbação, em sua maioria localizados em paisagens agrícolas, onde a pressão seletiva não foi tão forte quanto em ambientes preservados (substratos complexos, baixo volume d'água, corredeiras) ou urbanos

(hipoxia, contaminação, substrato homogêneo, spp exóticas) (Walsh et al, 2005; Cetra et al, 2022). Além disso, o aumento na riqueza de espécies em ambientes sob alta pressão pode ser causado por adição e substituição por espécies tolerantes e/ ou generalistas nas comunidades, sendo necessário monitoramento a longo prazo para constatar a estabilidade populacional das mesmas (Haubrock et al, 2021, Cazalis, 2022).

O valor médio do índice de Shannon próximo a 1 reflete a dominância dos poecilídeos na comunidade. Embora alguns pontos apresentem maior diversidade, a maior parte dos trechos obteve valores de  $H'$  abaixo de 1,5, o que sugere a prevalência de grandes populações de algumas poucas espécies generalistas. O índice de equabilidade indicou que a distribuição de indivíduos não é uniforme entre as espécies. Entretanto, a média elevada sugere que, nas comunidades em que há maior riqueza de espécies, as populações são bem distribuídas e não há espécies dominantes. Ainda, a mediana acima de 0,6 indica que não há uma única espécie que domina em todos os trechos.

Em resumo, a análise da comunidade estudada indica que, na maioria dos trechos, a diversidade é baixa ( $H'$  médio próximo de 1), tanto pelo grande volume de poecilídeos quanto pela baixa riqueza de espécies ( $S$  médio prox a 6). Entretanto, a existência de alguns trechos com maior riqueza e a equabilidade alta sugerem que os riachos são heterogêneos e podem sustentar populações diversas sob condições favoráveis.

A amplitude de distribuição observada em algumas características evidencia a diversidade de morfologias encontradas nas comunidades de peixes. Características como Proporção relativa da nadadeira peitoral (PRNP), forma transversal do corpo (FTC) e afinamento do pedúnculo caudal (APC) apresentaram grande amplitude e estão relacionadas ao uso da nadadeira para propulsão, posição ocupada pelo organismo na coluna d'água e eficiência da propulsão caudal, respectivamente (Leitão et al, 2016).

Altos valores de PRNP foram observados em peixes que apresentam maior controle hidrodinâmico e comportamento exploratório, enquanto valores menores são frequentemente observados em espécies bentônicas ou de águas lentas (Breda & Goulart, 2005; Oyakawa et al, 2006; da Costa et al, 2015). A FTC pode ser relacionada ao hidrodinamismo e capacidade de manobras, pois corpos comprimidos lateralmente, como de ciclídeos e caracídeos menores, geralmente ocupam habitats mais complexos e buscam sua comida ativamente, realizando manobras na coluna d'água (Webb, 1984; Suzuki, 1992; Sazima & Machado, 2003). Por outro lado, corpos fusiformes e alongados, como de alguns caracídeos maiores, favorecem a locomoção em altas velocidades no meio da coluna d'água, onde há menos obstáculos (Webb, 1984; Werner, 1977; Breda & Goulart, 2005). Peixes comprimidos dorso-ventralmente, como

siluriformes, forrageiam o substrato e se alimentam do material orgânico ali fixado enquanto resistem às correntes (Geerlinck et al, 2008). O APC está ligado à eficiência de propulsão, pois pedúnculos mais finos geram menos atrito contra a água e permitem aplicar maior força de propulsão (Allev, 1963; Breda & Goulart, 2005).

A pequena variação em características relacionadas a alimentação, como posição da abertura oral (PAO) e superfície da abertura oral (SAO), sugere que a comunidade apresenta estratégias de captura de alimentos e consumo de recursos semelhantes, indicando assim que a locomoção é o principal fator na competição entre espécies.

Os resultados indicam predominância trófica de invertívoros, o que é observado recorrentemente em riachos neotropicais (Casatti 2002; Motta & Uieda 2004; Uieda & Motta 2007; Winemiller et al. 2008; Vidotto-Magnoni & Carvalho 2009; Bonato 2012). A grande quantidade de invertívoros bentônicos capturada indica que a produção secundária de macroinvertebrados (insetos e crustáceos) é a principal via de fluxo de energia para a comunidade estudada, e reforça a complexidade das teias alimentares nos riachos neotropicais. Além disso, a grande proporção de invertívoros e onívoros sugere que, na ausência de fontes externas de recursos, as comunidades se estruturam em torno do consumo de recursos autóctones, como algas e biofilmes, seja pelo consumo direto ou manutenção das populações de invertebrados. Apesar de tradicionalmente se atribuir maior importância aos recursos alóctones, como matéria vegetal proveniente da vegetação ripária, pesquisas recentes indicam que os recursos autóctones são de igual importância para o suporte à biomassa de peixes, principalmente em habitats simplificados (Reis, Albrecht & Bunn, 2020; Peressin et al, 2020). A estrutura trófica observada, dominada por espécies generalistas, reflete a adaptação das comunidades às alterações no ambiente promovidas pela antropização (Kokubun et al, 2018; Neves et al, 2024), mas a presença de algívoros, piscívoros, detritívoros e ectoparasitas, embora mínima, indica que ao menos alguns dos riachos apresentaram condições mínimas para suportar comunidades mais complexas e com hábitos alimentares especializados, dado que muitas espécies podem recorrer a onivoria para adaptar suas dietas ao que há disponível no ambiente (Casatti 2014; Silva 2017; Neves et al, 2024).

A biodiversidade das comunidades de peixes de riacho é inerentemente multidimensional, e os eixos funcionais e filogenéticos permitem capturar significativamente mais variação do que a riqueza taxonômica (Nakamura, Vincentin & Suarez, 2018). A retenção de quatro eixos explicando a maior parte da variância total indica que a diversidade funcional dessa comunidade é multidimensional e não pode ser simplificada por apenas um ou dois traços ecomorfológicos. O espaço funcional delimitado apresentou espécies aparentadas ocupando

diferentes agrupamentos funcionais, indicando que a proximidade taxonômica não necessariamente se reflete nos hábitos dos peixes, o que reforça a ideia de que a abundância e distribuição dos traços funcionais diz mais a respeito do funcionamento de um ambiente do que a riqueza de espécies (Gross, 2017). Além disso, a alta riqueza funcional, refletida no tamanho do polígono delimitado, indica diversidade de traços presentes nas comunidades estudadas, que resulta na complementaridade de nicho e exploração variada dos recursos do ambiente, e que podem estar relacionadas ao funcionamento do ecossistema. (Mouillot et al., 2011, Moore et al., 2017; Gross, 2017; Moi et al., 2021).

O fato das espécies que delimitam o espaço funcional pertencerem a ordens distintas indica a contribuição de múltiplas linhagens para a riqueza funcional (FRic), sugerindo que a evolução independente dessas ordens resultou em uma partilha de recursos eficiente, onde cada grupo taxonômico exibe uma morfologia única para explorar o ambiente (Malaterre et al, 2019). Nesta linha de raciocínio, podemos verificar que *Astyanax lacustris* provavelmente ocupa o espaço de nadadores nectônicos ativos e generalistas, *Hypostomus ancistroides* representa a especialização bentônica extrema (raspadores), *Synbranchus marmoratus* e *Gymnotus carapo* representam formas alongadas, que possuem hábitos noturnos e de emboscada, e *Poecilia reticulata*, com posição da boca mais superior, compartilha o ambiente nectônico com os Characiformes mas obtém o alimento de maneira diferente.

Se analisássemos somente a taxonomia, poderíamos inferir que os táxons mais ricos, isto é, Characiformes e Siluriformes, contribuem mais para a diversidade ecológica. Entretanto, a análise funcional revelou que ordens menos representadas (como Synbranchiformes) são desproporcionalmente importantes para a manutenção da FRic, indicando que a perda de uma única espécie rara (como *S. marmoratus*) causaria um encolhimento maior no espaço funcional do que a perda de várias espécies da família Characidae, que são funcionalmente redundantes. Assim, fica evidente que a integridade ecológica da comunidade não depende somente das espécies dominantes em termos taxonômicos ou populacionais, mas também das espécies raras que ocorrem em menor quantidade e ocupam nichos especializados (Leitão et al, 2016).

Dois dos quatro índices de diversidade funcional, FRic e FDis, apresentaram muitos outliers e grande amplitude. A amplitude de riqueza funcional observada reflete a heterogeneidade de habitats e nichos ocupados em diferentes trechos, ou seja, os valores mais altos são associados às comunidades mais ricas e complexas, e os mais baixos às comunidades simplificadas e redundantes (Mouillot et al., 2013; Casatti et al., 2015). A variação da FRic também pode estar associada a espécies funcionalmente únicas, cuja presença na comunidade faz com que o valor de FRic aumente. A amplitude da dispersão funcional (FDis) reflete a

presença de comunidades muito simplificadas e redundantes (FDis próximo a 0) ou mais complexas, com menos semelhanças funcionais e ocupação de nichos distintos (FDis próximo a 4) (Mouillot et al., 2013). A média e mediana de FDis indicam que na maioria dos trechos as espécies mais abundantes estão distantes do centro de gravidade funcional da comunidade, sugerindo baixa redundância funcional (da Silva et al, 2022). A média para a divergência funcional (FDiv) reitera que as espécies localizadas nos extremos do espaço funcional são mais abundantes, indicando que espécies com nichos bem diferenciados são capazes de manter populações maiores, provavelmente por evitar a competição direta (Mouillot et al., 2013). Os valores de uniformidade funcional (FEve) indicam que os recursos disponíveis foram explorados de forma equitativa pelas espécies, sem lacunas produtivas no sistema. O baixo desvio padrão de FEve mostra que esse padrão de distribuição é consistente ao longo dos riachos, independentemente das oscilações na riqueza funcional (da Silva et al, 2022). Esses resultados sugerem uma metacomunidade onde a partição de recursos e a especialização moldam a estrutura funcional. A alta divergência funcional (FDiv) combinada com a riqueza funcional variável (FRic) indica que, embora o volume total de funções mude entre os riachos, a estratégia de diferenciação de nicho permanece como o principal mecanismo de coexistência.

O IPA permitiu ordenar os trechos de estudo de acordo com o uso e ocupação do solo. A ordenação e agrupamento dos trechos amostrados em categorias de impacto permitiu comparar a distribuição dos atributos funcionais ao longo de um gradiente de urbanização, a fim de investigar os efeitos da pressão antrópica, reconhecida fonte de perturbação ecossistêmica, na diversidade funcional. (Alberti, 2008; Adler & Tanner, 2015; Marques & Cunico, 2021; Larentis, 2022).

A análise da urbanização em diferentes escalas (sub-bacia e *buffer*) revelou como o avanço da infraestrutura urbana impacta a integridade dos riachos, e também como os riachos são sensíveis a alterações para além da zona ripária, dado que a escala de sub-bacia se mostrou um preditor mais sensível de estresse ambiental. Enquanto na escala de *buffer* não houve registro de urbanização na classe Moderado, na escala de sub-bacia ocorreu detecção de cerca de 3% de pressão urbana. Isso sugere que a bacia capta processos de escoamento superficial e poluição difusa que ocorrem longe das margens, mas que já começam a alterar as características físicas e químicas da água antes mesmo da mata ciliar ser suprimida. Ambas as escalas convergem para um cenário preocupante na classe Crítico, com níveis de urbanização muito elevados (Figura 12). Nesse nível de urbanização, o ecossistema geralmente perde sua resiliência biológica (Paul & Meyer, 2001; Meyer et al., 2005). É provável que nesses trechos predominem espécies generalistas e redundantes como *Poecilia reticulata* e *Phalloceros reisi*.

O grande salto de 5,64% (Alto) para 84,1% (Crítico) na escala de *buffer* indica que a urbanização nesses trechos não é apenas periférica, mas sim uma ocupação total da planície de inundação.

A correspondência entre as classes de IPA e a porcentagem de urbanização é um bom indicador do uso do IPA como uma métrica para a gestão ambiental na bacia do rio Sorocaba. Por exemplo, na Classe Baixo, a urbanização é quase nula (0,044% na escala de sub-bacia) nestes trechos sugerindo que eles funcionam como áreas de referência para a biodiversidade regional. Adicionalmente a transição Alto-Crítico retrata o aumento da pressão sugerindo um "efeito de limiar", onde pequenos incrementos na urbanização podem causar mudanças desproporcionais na qualidade do habitat e na estrutura da metacomunidade de peixes (Casatti et al, 2015; Miiller et al, 2021). Nesse sentido, as áreas classificadas como Baixo constituem remanescentes conservados que funcionam como fontes de propágulos ou espécies. A classe Moderada, analisada na escala de sub-bacia, indica o estágio inicial de estresse ambiental, enquanto a classe Alto reflete a consolidação da pressão urbana. Por fim, os trechos pertencentes à classe Crítico caracterizam-se pela homogeneização de habitats, ocupação exclusiva por espécies tolerantes, acúmulo de nutrientes e contaminantes e outros sintomas associados à síndrome de riachos urbanos, que reduz drasticamente a resistência e resiliência das comunidades e pode levar ao colapso do ecossistema local (Paul & Meyer, 2001; Meyer et al., 2005; Walsh et al, 2005).

Os resultados dos modelos de regressão entre diversidade funcional e IPA revelam a complexidade do funcionamento de ecossistemas urbanos, dado que além de efeitos bióticos e abióticos naturais, também estão sujeitos a efeitos antrópicos (Paul & Meyer, 2001; Meyer et al., 2005; Cabral et al, 2025). Devido a essa complexidade, relações ecossistêmicas são ofuscadas e dificilmente se mostram lineares (tabela 2). Mesmo assim, é possível dizer que a tendência negativa, porém não significativa observada na Divergência Funcional (FDiv) em escala de sub-bacia sugere um processo de homogeneização biótica. A estabilidade dos índices funcionais frente ao IPA pode refletir a alta plasticidade trófica e ecomorfológica das espécies dominantes, que mantêm o preenchimento do espaço funcional mesmo sob condições de estresse ambiental (Uieda & Pinto, 2011; Baldasso et al, 2019; Neves et al, 2024).

Entretanto, a investigação aprofundada da relação entre a pressão antrópica e a estrutura das assembleias revelou que a Dispersão Funcional (FDis) responde de forma quadrática ao gradiente de urbanização, mas apenas quando analisada na escala de sub-bacia. Esse padrão unimodal sugere que o desvio dos traços em relação ao centro do espaço funcional não declina de forma imediata com o início da antropização, indicando um aumento seguido de diminuição

da dispersão funcional conforme a pressão no ambiente se intensifica. Isso indica que comunidades não perturbadas e estáveis apresentam redundância funcional, provavelmente por ocuparem trechos de cabeceira, onde a menor variedade de habitats limita a riqueza de espécies com distintas estratégias ecológicas (Suarez et al, 2011; Borges et al, 2020; da Silva, Valente & Cetra, 2022). À medida que a ocupação humana aumenta em níveis moderados, a introdução de espécies exóticas e invasoras, sejam elas de interesse comercial ou colonizadoras oportunistas de ambientes alterados, pode causar um aumento temporário na FDis e outros índices funcionais (Barbosa, Pires & Schulz, 2020; Miiller et al, 2021). Nesse estágio, as comunidades tornam-se progressivamente menos redundantes pela adição de novos traços ao sistema. Entretanto, os resultados demonstram que existe um "gradiente de dominância urbana" no qual, ao atingir níveis críticos de pressão ( $IPA > 0,75$ ) e urbanização superior a 50%, a redundância retorna de forma agravada (Mouillot et al., 2013). Nesse ponto de saturação os filtros ambientais relacionados à Síndrome dos Riachos Urbanos - como a contaminação e hipoxia - promovem a extirpação de espécies nativas sensíveis. Assim, as comunidades passam a ser compostas predominantemente por espécies resistentes e funcionalmente redundantes, o que resulta no declínio observado da FDis e na contração do espaço funcional do ecossistema.

## 5 CONCLUSÃO

A significância estatística na escala de sub-bacia ( $R^2$  Marginal = 16,1%), em comparação com os modelos na escala de *buffer*, sugere que a estrutura funcional das assembleias de peixes na bacia do Rio Sorocaba é moldada por processos de larga escala. Enquanto a escala de *buffer* exerce influência direta sobre a vegetação marginal, a sub-bacia atua como um filtro mais abrangente e reflete a integridade hidrológica e a qualidade da água de toda a rede de drenagem (Tibúrcio et al, 2016; Larentis 2022).

Os resultados revelam que a urbanização exerce um efeito de filtragem funcional não-linear, estabelecendo um “gradiente de dominância urbana” detectável apenas em nível de paisagem. O padrão quadrático observado para a Dispersão Funcional (FDis) indica a existência de um limiar de tolerância ambiental: embora distúrbios moderados possam elevar temporariamente a diversidade de traços pela colonização de espécies oportunistas, a ultrapassagem de níveis críticos de pressão antrópica ( $IPA > 0,75$ ) resulta em uma severa contração funcional e na homogeneização biótica das comunidades.

Portanto, sugerimos que estratégias de manejo que visam somente a preservação da mata ciliar (*buffer*) mostram-se insuficientes caso a bacia hidrográfica sofra processos contínuos de impermeabilização, já que o impacto funcional foi melhor explicado pelo uso do solo em escala regional. Isso reforça a necessidade de políticas de planejamento urbano integradas que considerem a ocupação da bacia hidrográfica como um todo e priorizem a conservação de espécies funcionalmente singulares frente ao avanço das áreas urbanas.

## REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- ADLER, F.L.; TANNER C.J. **Ecosystemas urbanos**. São Paulo: Oficina de Textos, 384p. 2015.
- ALBERTI, M. **Advances in Urban Ecology**. Nova York: Springer, 2008. 366p.
- ALLEV, Y.G. **Function and gross morphology in fishes**. Jerusalem: Program Science Translation, 1963.
- BALDASSO, M.C., WOLFF, L.L., NEVES, M.P. et al. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environ Biol Fish** v. 102, p. 783–800, 2019.
- BARBOSA, A.S., PIRES, M.M. & SCHULZ, U.H. Influence of Land-Use Classes on the Functional Structure of Fish Communities in Southern Brazilian Headwater Streams. **Environmental Management** v. 65, p. 618–629, 2020.
- BONATO, K. O.; DELARIVA, R. L.; SILVA, J. C. DA. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. **Zoologia** (Curitiba), v. 29, n. 1, p. 27–38, 2012.
- BORGES, P.P. et al. Stream fish metacommunity organisation across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. **PLoS ONE** ; 15(5):e0233733, 2020.
- BRANQUINHO, C. et al. Essential biodiversity change indicators for evaluating the effects of Anthropocene in ecosystems at a global scale. In: CASSETTA, E.; SILVA, J.M.; VECCHI, D. (Eds.), **From Assessing to Conserving Biodiversity** p. 137-163. Nova York, Springer, 2019. 833p.
- BREDA, L., de OLIVEIRA, E. F., & GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 371-381, 2005.
- CABRAL, U. **De 2010 a 2022, população brasileira cresce 6,5% e chega a 203,1 milhões**. Agência de notícias IBGE, 28 jun. 2023. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/37237-de-2010-a-2022-populacao-brasileira-cresce-6-5-e-chega-a-203-1-milhoes>. Acesso em 11 jun. 2024.
- CABRAL, J. J. DA S. P. et al. Urban stream syndrome at the hydrographic network in Recife city, Brazil. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 17, p. e20240100, 2025.
- CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 2, n. 2, p. 1-14, 2002.
- CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Maringá, v.4, n.2, p.203-214, 2006.
- CASATTI, L.; ORTIGOSSA, C. Avaliação da integridade biótica de riachos a partir da ictiofauna. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 531-545, 2021.

- CASATTI, L., PÉREZ-MAYORGA, M. A., CARVALHO, F. R., BREJÃO, G. L., & Da COSTA, I. D. The stream fish fauna from the rio Machado basin, Rondônia State, Brazil. **Check list**, v.9, n.6, p.1496-1504, 2013.
- CASATTI, L. et al. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. **Neotropical Ichthyology**, v.10, n.1, p. 205-214, 2012.
- CASATTI, L. et al. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management** n.55, v.1, p.1300–1314, 2015.
- CASTRO, R.M.C. et al. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v.4, n.1, p. 01-39, 2004.
- CAVALHEIRO, L. W. & FIALHO, C. B. Fishes community composition and patterns of species distribution in Neotropical streams. **Biota Neotropica**, v. 20, n.1, p. e20190828, 2020.
- CETRA, M. et al. Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. **Check List**, Campinas, v.8, n.3, p.421-425, 2012.
- CETRA, M. et al. Taxonomic and functional diversity patterns of stream fish assemblages from Brazilian Atlantic Rain Forest. **Fisheries Management and Ecology**, v.29, n.1, p. 911-920, 2022.
- CETRA, M.; FERREIRA, F.C. Fish-based Index of Biotic Integrity for wadeable streams from Atlantic Forest of south São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 28, n.22, 2016.
- CRUZ, B.B.; MIRANDA, L.E.; CETRA, M.. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 22, n. 4, p. 607–616, 2013.
- DALCIN, J.H. **A ictiofauna de riachos com diferentes níveis de conservação em uma bacia hidrográfica da mata atlântica: diversidade taxonômica e funcional**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.
- DA SILVA, J.C. et al. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v. 51, n.2, p.275–288, 2017.
- ALMEIDA, R.; VALENTE, R.A. & CETRA, M. The effect of hierarchical environmental structure and catchment-scale land cover on fish assemblage composition in streams from the Brazilian south-eastern rain forest. **Hydrobiologia**, v. 849, n.20, p. 4485–4497, 2022.
- DA SILVA, F.R. et al. Análises ecológicas no R. São Paulo: Clube de autores, 2022. 640 p.
- DIAZ, S; CABIDO, M. Vive la Difference: Plant Functional Diversity Matters to Ecosystem Processes. **Trends in Ecology & Evolution**, Oxford, v.16, n.11, p.646-655, 2001.
- DRAY, S.; LEGENDRE, P. Testing the species traits environment relationships: The fourth-corner problem revisited. **Ecology**, Washington, v.89, n.12, p.3400-3412, 2008.
- ESTEVES, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 6, n.1, p. 157-182, 1999.
- FEIO, M.J. et al. Macro-scale (biomes) differences in neotropical stream processes and community structure. **Global Ecology and Conservation**, v.16, n.1, e00498, 2018.

- Fundação SOS Pró-Mata Atlântica. **Fundação e INPE divulgam dados inéditos sobre a Mata Atlântica paulista**. Itu, 7 jun. 2016. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/noticias/mapeamento-inedito-mostra-situacao-da-mata-atlantica-estado-de-sao-paulo/>. Acesso em: 11 jun 2024.
- GARCIA, D.A.Z. et al. Peixes não-nativos em riachos no Brasil: Estado da arte, lacunas de conhecimento e perspectivas. **Oecologia Australis**, v.25, n.2, p.565–587, 2021.
- GARAVELLO, J.C & GARAVELLO, J.P. Spatial distribution and interaction of four species of the catfish genus *Hypostomus* Lacépède with bottom of Rio São Francisco, Canindé do São Francisco, Sergipe, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.64, n.3b, p. 591-598, 2004.
- GEERLINK, P. J. Pectoral fin morphology: A simple relation with movement pattern? **Neth. J. Zool.**, Leiden, v.39, n.3-4, p.169-193, 1989.
- GROSS, N. et al. . Functional trait diversity maximizes ecosystem multifunctionality. **Nature Ecology & Evolution**, v.1, n.5, 2017.
- GU, C. Urbanization: Processes and driving forces. **Science China Earth Sciences**, v. 62, n.1, p. 1351–1360, 2019.
- HAUBROCK, P.J. et al. Two centuries for an almost complete community turnover from native to non-native species in a riverine ecosystem. **Glob Chang Biol**, v.27, n.3, p.606-623, 2021.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.
- KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.
- KOKUBUN, É. E. et al. Diet and body shape among populations of *Bryconamericus iheringii* (Otophysi: Characidae) across the Campos Sulinos ecosystem. **Neotropical Ichthyology**, v.16, n.04, p. e170167, 2018.
- LARENTIS, C. et al. Effects of human disturbance on habitat and fish diversity in Neotropical streams. **Plos one**, v.17, n.9, p.e0274191, 2022.
- LARENTIS, C., PAVANELLI, C.S. & DELARIVA, R.L. Do environmental conditions modulated by land use drive fish functional diversity in streams?. **Hydrobiologia**, v.849, n.1, p. 4465–4483, 2022.
- LEITÃO, R.P. et al. Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages - Supplementary material. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 283, n. 1828, 2016.
- LEWIS, R.J. et al. Applying the dark diversity concept to nature conservation. **Conserv Biol**. v.31, n.1, p.40–47, 2017.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo; Edusp; 1999.
- LUCINDA, P. H. F. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n.2, p. 113-158, 2008.
- MAGNEVILLE, C. et al. mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. **Ecography**, Lund, v. 2022, n. 1, p. e05904, 2022.

- MALATERRE, C. et al. Functional Diversity: An Epistemic Roadmap. **BioScience**, v.69, n.10, p. 800–811, 2019.
- MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Diversidade funcional de peixes de riacho: como as assembleias podem estar organizadas? **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 402-410, 2013.
- MARCIANO, F. T.; CHAUDHRY, F. H.; RIBEIRO, M. C. L. DE B. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) Based on Fish Communities. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 16, n. 3, p. 225-237, 2004.
- MARQUES, P.; CUNICO, A.M. Ecologia de peixes em riachos urbanos. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p. 588-604, 2021.
- MASSEN, N.W.H.; MOUILLOT, D.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Ecology Letters**, v.111, n.1, p.112-118, 2005.
- MAZZONI, R., NOVAES, V. C., & IGLESIAS-RIOS, R. Microhabitat use by Phalloceros harpagos Lucinda (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.9, n.1, p.665-672, 2011.
- MCGILL, B.J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology & evolution**, Oxford, v.21, n.4, 2006.
- MIILLER, N.O.R. et al. Functional responses of stream fish communities to rural and urban land uses. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, p. e200134, 2021.
- MOUILLOT D et al. Functional Structure of Biological Communities Predicts Ecosystem Multifunctionality. **PLoS ONE**, v.6, n.3, p.e17476, 2011.
- MOUILLOT, D. A functional approach reveals community responses to disturbances. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 3, p.167-177, 2013.
- MOORE, H.E.; RUTHERFURD, I.D. Lack of maintenance is a major challenge for stream restoration projects. **River Research and Applications**, v.33, n. 9, p.1387-1399, 2017.
- MOTTA, R.S. & UIEDA, V.S. Dieta de duas espécies de peixes do ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.6, n.2, p.191-205, 2004.
- MASON, N.W.H. et al Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos** , v.111, n.1, p.112–118, 2005.
- NEVES, M.P. et al. Trophic plasticity of omnivorous fishes in natural and human-dominated landscapes. **Limnol Oceanogr**, v.69, n.1, p.189-202, 2024.
- ONU- Organização das Nações Unidas. **World Urbanization Prospects 2018**. Nova York: ONU, 2018.
- PAUL, M.J., & MEYER, J. L. . Streams in the urban landscape. **Annu. Rev. Ecol. Syst.** v.32, n.1, p.333-365, 2001.
- PERESSIN A. et al. Physical habitat as predictor of fish trophic structure in Brazilian Atlantic rainforest streams. **Neotrop Ichthyol.** v.18 n.2, p. e190076, 2020.

PEREIRA, L.M.; DUNCK, B.; BENEDITO, E. Human impacts alter the distribution of fish functional diversity in Neotropical stream system. **BioTropica**, v.53, n.1, p.536-547, 2021.

PETCHEY, O.L.; GASTON, K.J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, [S.l.], v. 9, n.8, p.741-758, 2006.

PETCHEY, O.L.; O’GORMAN, E.J.; FLYNN, D.F.B. A functional guide to functional diversity measures. In: NAEEM, S. et al. (ed.). **Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective**. Nova York: Oxford University Press, 2009.

PETSCH, D.K. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. **International Review of Hydrobiology**, Magdeburg, v.101, n. 3-4, p. 113-122, 2016.

PINTO, B.C.T., PEIXOTO, M.G. & ARAÚJO, F.G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the Rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.4, n.2, p.269-278, 2006.

PINTO, L.P. et al. Mata Atlântica Brasileira: os Desafios para Conservação da Biodiversidade de um Hotspot Mundial. In: ROCHA, C.F.D. et al. (ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006, cap. 4, p. 91-118.

Projeto MapBiomias – **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, acessado em 11 jun. 2024 através do link: <https://shorturl.at/veKff>

REIS, A.S.; ALBRECHT, M.P.; BUNN, S.E. Food web pathways for fish communities in small tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 65, n. 5, p. 893-907, 2020.

ROSSO, J. J. et al. Molecular and taxonomic characterisation of introduced specimens of *Poecilia reticulata* in the lower Paraguay River basin. **Neotropical Ichthyology**, v.15,n.1, p. e170046, 2017.  
SAZIMA, I.; MACHADO, F.A. Underwater observations of piranhas in western Brazil. **Environ. Biol. Fish.**, Dordrecht, v. 28, p. 17-31, 2003.

SEMIL – Secretaria de Meio ambiente, Infraestrutura e Logística de SP. **Sub-Bacias do Estado de São Paulo**. Disponível em: <https://semil.sp.gov.br/sma/cessao-de-dados/#1694731220047-41e48114-c9b6>.

SHOCHAT, E. et al. Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. **BioScience**, Oxford, v.60, n.3, p.199-208, 2010.

SILVA, G.R.C.A.; CETRA, M. A stream multimetric fish index in a large-sized city in south-eastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v.33, p. e14, 2021.

SigRH SP- Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hidrográficos do Estado de São Paulo. **UGRHI 10- Sorocaba e Médio Tietê**. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/cbhsmt/apresentacao>

SOUSA, V. et al. Factors affecting the transferability of bioindicators based on stream fish assemblages. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 881, p. e163417, 2023.

SUÁREZ Y.R. et al. Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. **Acta Limnol Bras**. v.23, n.2, p.177–88, 2011.

SUZUKI, H.I. **Variações na morfologia ovariana e no desenvolvimento do folículo de peixes teleósteos da bacia do rio Paraná**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1992.

- STRECKER, A.L. et al. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. **Ecological Applications**, Washington, v.21, n.8, p.3002-3013, 2011.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 75, p. 249-258, 2017.
- TERESA, F.B.; RODRIGUES-FILHO, C.A.S.; LEITÃO, R.P. Diversidade funcional de comunidades de peixes de riacho. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 2, p.415-432, 2021.
- TIBÚRCIO, G. S. et al. Landscape effects on the occurrence of ichthyofauna in first-order streams of southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** v.28, p.e2, 2016.
- TILMAN, G. D. Functional Diversity. In: LEVIN, S.A. (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity**, Second Edition. Cambridge: Academic Press, 2013. p. 587-596.
- UIEDA, V.S. & MOTTA R.L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.19, n.1, p.15-30, 2007.
- UIEDA, V.S., PINTO, T.L.F. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. **Community Ecology**, v.12, p.31–39, 2011.
- VIDOTTO-MAGNONI, A.P. & CARVALHO E.D. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. **Neotropical Ichthyology**, v.7, n.4, p.701-708, 2009.
- VIANA, M.A; CETRA, M. Adaptação de um índice de integridade biótica (IIB) com peixes de riachos do alto rio Sorocaba (sp). **REGA**, Porto Alegre, v. 15, p. e14, 2018.
- VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, Washington, v.89, n. 8, p.2290-2301, 2008.
- VÖRÖSMARTY, C. J. et al. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v.467, p. 555-561, 2010.
- WALSH, C.J. et al. The Urban Stream Syndrome: Current Knowledge and the Search For A Cure. **Journal of the North American Benthological Society**, Chicago, v.24, n. 3, p.706-723, 2005.
- WEBB, P.W. Form and function in fish swimming. **Science**, Washington, D.C., v. 251, p. 58-68, 1984.
- WERNER, E.E. Species packing and niche complementarity in three sunfishes. **Am. Nat.**, Chicago, v. 111, n. 979, p. 553-578, 1977.
- WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical stream ecology**. San Diego: Academic Press, cap.5, p.107-146, 2008.
- ZUUR, A.F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York, NY: Springer Science 2009.

## APENDICE – 1

### Lista de espécies

Ordem	Família	Espécie	Código	Descritor	
CHARACIFORMES	Characidae	<i>Astyanax lacustris</i>	Alac	Lütken (1875)	
		<i>Bryconamericus iheringii</i>	Bihe	Boulenger (1887)	
		<i>Bryconamericus microcephalus</i>	Bmic	Miranda Ribeiro (1908)	
		<i>Piabina argentea</i>	Parg	Reinhardt (1867)	
		<i>Psalidodon anisitsi</i>	Pani	Eigenmann (1907)	
		<i>Psalidodon bockmanni</i>	Pboc	Vari & Castro (2007)	
		<i>Psalidodon fasciatus</i>	Pfas	Cuvier (1819)	
		<i>Psalidodon paranae</i>	Ppar	Eigenmann (1914)	
		<i>Psalidodon biotae</i>	Pbio	Castro & Vari (2004)	
		<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	Menezes & Géry (1983)	
		<i>Serrapinnus notomelas</i>	Snot	Eigenmann (1915)	
		Crenuchidae	<i>Characidium gomesi</i>	Cgom	Travassos (1956)
			<i>Characidium oiticicai</i>	Coit	Travassos (1967)
	<i>Characidium zebra</i>		Czeb	Eigenmann (1909)	
	Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i>	Cmod	Fernández-Yépez (1948)	
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	Bloch (1794)	
	Parodontidae	<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Aibi	Amaral Campos (1944)	
		<i>Parodon nasus</i>	Pnas	Kner (1859)	
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	Plin	Valenciennes (1837)	
	GYMNOTIFORMES	Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i>	Gsil	Albert & Fernandes (1999)
			<i>Gymnotus carapo</i>	Gcar	Linnaeus (1758)
	SILURIFORMES	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Ccal	Linnaeus (1758)
			<i>Hoplosternum littorale</i>	Hlit	Hancock (1828)
		Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Cihe	Schubart & Gomes (1959)
			<i>Imparfinis mirini</i>	Imir	Haseman (1911)
			<i>Imparfinis schubarti</i>	Isch	Gomes (1956)
			<i>Pimelodella avanhandavae</i>	Pava	Eigenmann (1917)
<i>Pimelodella gracilis</i>			Pgra	Valenciennes (1835)	
<i>Pimelodella meeki</i>			Pmee	Eigenmann (1910)	
<i>Rhamdia quelen</i>			Rque	Quoy & Gaimard (1824)	
Loricariidae		<i>Hypostomus ancistroides</i>	Hanc	Ihering (1911)	
		<i>Hypostomus variipictus</i>	Hvar	Ihering (1911)	

	Trichomycteridae	<i>Cambeva iheringi</i>	Caihe	Eigenmann (1917)
CYPRINODONTIFORMES	Poeciliidae	<i>Phalloceros reisi</i> <i>Poecilia reticulata</i>	Prei Pret	Lucinda (2008) Peters (1859)
SYNBRANCHIFORMES	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Smar	Bloch (1795)
CICHLIFORMES	Cichlidae	<i>Australoheros oblongus</i> <i>Geophagus brasiliensis</i> <i>Saxatilia britskii</i> <i>Oreochromis niloticus</i>	Aobl Gbra Sbri Onil	Castelnau (1855) Quoy & Gaimard (1824) Kullander (1982) Linnaeus (1758)