



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de São José do Rio Preto

Bianca Caroline Barbosa

**Abordagens para a avaliação da integridade de riachos:
levantamento de métricas e validação de um protocolo para o
monitoramento participativo**

São José do Rio Preto

2023

Bianca Caroline Barbosa

**Abordagens para a avaliação da integridade de riachos:
levantamento de métricas e validação de um protocolo para o
monitoramento participativo**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES –
Proc. 88887.647664/2021-00

Orientadora: Profa. Dra. Lilian Casatti

São José do Rio Preto

2023

B238a	Barbosa, Bianca Caroline Abordagens para a avaliação da integridade de riachos: levantamento de métricas e validação de um protocolo para o monitoramento participativo / Bianca Caroline Barbosa. -- São José do Rio Preto, 2024 107 p. : il., tabs., fotos, mapas Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto Orientadora: Lilian Casatti 1. Riachos. 2. Degradação ambiental. 3. Índice de Integridade Biótica. 4. Protocolos físicos do habitat. 5. Monitoramento participativo. I. Título.
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Bianca Caroline Barbosa

**Abordagens para a avaliação da integridade de riachos:
levantamento de métricas e validação de um protocolo para o
monitoramento participativo**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Biodiversidade, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES –
Proc. 88887.647664/2021-00

Comissão Avaliadora

Prof^a. Dr^a Lilian Casatti
UNESP - São José do Rio Preto – SP
Orientadora e presidente da banca

Dr^a Carla Natacha Marcolino Polaz
ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Pirassununga – SP

Dr. Piatã Santana Marques
University of Toronto Scarborough - Toronto, Ontario - Canadá

São José do Rio Preto
29 de setembro de 2023



Dedico esse trabalho à memória daqueles que se foram
mas que são ainda parte importante de mim:

Meu avô, **José Alves Barbosa**,
exemplo de amor, cuidado e empatia.
Agradeço por ter tido a oportunidade de ter como avô
uma pessoa tão cheia de luz, que me ensinou que
o amor é encontrado nos pequenos detalhes.

Minha bisavó, **Mercinda Celestrino Rós**,
exemplo de força, cuidado e alegria.
Sou o que sou porque conheci uma ariana
cheia de personalidade e que não se curvou para ninguém.

AGRADECIMENTOS

♦ Agradeço a todos os meus **amigos e camaradas de luta**, por todo o apoio e cumplicidade. Por sempre acreditarem em mim, mesmo quando eu não acredito. E por me dar a força necessária quando me falta. Acima de tudo, por me mostrar que família é aquela que a gente constrói ao longo da vida. Em especial, agradeço aos parceiros *Gustavo Augusto Rodrigues, Paula Aline de Castro e Camila Signorini*, pela convivência, afeto, apoio diário e por tornarem meus dias mais leves e alegres.

♦ Agradeço à minha orientadora, **Lilian Casatti**, por ter me aceitado como sua orientanda e pela delicadeza de construir comigo um projeto que se alinha com aquilo que acredito. Obrigada pelo apoio e paciência ao longo desses anos, e por me dar a confiança que me falta em tantos momentos. Me sinto honrada de poder trabalhar com uma pessoa que admiro tanto. Por fim, e acima de tudo, agradeço por todo o carinho e afeto que teve comigo desde a graduação.

♦ Agradeço a todos do **Laboratório de Ictiologia**, especialmente os companheiros *Wellington, Yullia, Isabel, Poliana, Victoria Santos, Vitória Borba, Vitor, Rosinha, Guilherme, Beatriz e Kiko*, bem como os agregados *Filipe Alisson, André Suzuki, Leticia Molina Hernandez, Daniele Siqueira, Mizael Ferreira e Antonio Carlos Lofego*, por tornarem os meus dias mais leves e por todas as palavras de afeto e apoio nos momentos mais difíceis. Foram meses de muita parceria e boas risadas. Os momentos que passamos juntos estarão para sempre em minha memória.

♦ Agradeço a todos os **participantes da pesquisa**, em especial à *Sandra Zanatta*, que muito me ensinou e tornou este trabalho possível, bem como a todos os trabalhadores e alunos da *Escola Estadual Alzira Valle Rolemberg*. Sem a colaboração de todos, o trabalho não seria possível.

♦ Agradeço às **minhas avós**, *Aparecida de Fátima Rós Barbosa e Maria Suely Corrêa Garcia*, e **minha mãe**, *Angela Maria Corrêa Garcia*. Mulheres que enfrentaram imensos desafios ao longo da vida, mas que me amam e apoiam da maneira que conseguem. Agradeço também a todos os meus **familiares**, que fazem parte da minha história e de quem eu sou.

♦ Agradeço aos meus gatos, **Rita e Pepe**, que tornam os meus dias mais doces e cheios de amor.

♦ Agradeço à minha querida psicóloga, **Cristiane Calvo**, pessoa fundamental para a construção da minha saúde mental e na lida com os desafios diários.

♦ Agradeço a todos os **trabalhadores da UNESP**, em especial aos queridos do *Restaurante Universitário (RU)*, que enchem os nossos dias de afeto e alegria, e às trabalhadoras e trabalhadores que fazem o serviço invisível e pouco reconhecido da limpeza.

♦ A todas as **professoras e professores** que se dedicam à formação crítica e humana dos alunos. Em especial, agradeço às professoras *Eliane Gonçalves de Freitas, Lilian Casatti, Monica Abrantes Galindo, Patricia Simone Leite Vilamaior, Norma Novaes, Ana Lara Casagrande e Iêda Pastre Fertoni* pelos valiosos ensinamentos. Sem vocês, a minha formação não seria a mesma.

♦ Agradeço aos **avaliadores nos processos de Qualificação e Defesa da Dissertação**: *Carla Natacha Marcolino Polaz, Denise de Cerqueira Rossa-Feres, Juliana Silva França e Piatã Santana Marques*. Agradeço também ao *Gabriel Lourenço Brejão* e à *Jaqueline de Oliveira Zeni*, pela disposição em participarem como membros suplente

♦ O presente trabalho foi realizado com apoio da **Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)** - Código de Financiamento 001, à qual agradeço. Por meio da bolsa de mestrado, foi possível permanecer no programa e desenvolver esse projeto. Agradeço também ao **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ)** que, por meio do processo 304403/2021-0, subvencionou as atividades de campo. Por fim, agradeço à **Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP)** que, por meio dos processos 2001/13340-7, 2010/17494-8, 2012/05983-0, 2016/01535-3, subvencionou a aquisição de equipamentos e materiais utilizados na pesquisa.

RESUMO

Os riachos têm sido amplamente ameaçados pelas atividades antrópicas, visto que sofrem influência do ambiente ao qual estão inseridos, o que os torna vulneráveis às alterações ambientais. Tais impactos têm causado a perda da qualidade da água e a diminuição da capacidade do ambiente em sustentar uma comunidade biótica equilibrada. A presente Dissertação foi desenvolvida tendo em vista a necessidade de ações eficientes para a conservação da biodiversidade no noroeste do estado de São Paulo, posto que, nesta região, os ambientes naturais foram quase completamente substituídos por monoculturas, pastagens ou áreas urbanas. O ponto de partida foi a constatação da necessidade de disseminar práticas que envolvam toda a comunidade na conservação dos ecossistemas de riachos através do uso de protocolos que sejam de fácil compreensão e aplicação pela população. Nossa hipótese central é que os atributos do habitat apresentam potencial para serem usados pela população para que ela mesma possa monitorar o estado de conservação dos riachos. A Dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro envolveu uma etapa de desenvolvimento do Índice de Integridade Biótica (IBI) para avaliar os riachos do noroeste do estado de São Paulo, bem como testar e comparar dois protocolos físicos do habitat (Índice do Habitat Físico, PHI; Protocolo de Avaliação do Hábitat Físico, PAHF) como potenciais substitutos para essa finalidade. O segundo capítulo envolveu a caracterização do estado de degradação dos riachos da região de São José do Rio Preto em conjunto com a população e o teste de um protocolo simplificado para o monitoramento participativo como substituto para outros índices mais complexos. Os riachos avaliados demonstraram, na sua maioria, condições muito pobres de integridade biótica, o que corresponde ao histórico de intensa degradação ambiental do noroeste paulista. Houve relação positiva entre o IBI e o PHI e PAHF, o que indica que as melhores condições de integridade biótica estão presentes em riachos com melhores condições de integridade do hábitat físico. Tais resultados indicam que os parâmetros físicos dos riachos interagem diretamente com a comunidade aquática. Além disso, não houve diferenças significativas entre o IBI e os demais índices, o que indica que os índices físicos podem ser utilizados como substitutos para o IBI em contextos envolvendo a comunidade. Notadamente, dada a sua simplicidade, o PAHF mostra-se bastante eficiente para essa finalidade.

Palavras-chave: Riachos; Degradação ambiental; Índice de Integridade Biótica; Protocolos físicos do habitat; Monitoramento participativo.

ABSTRACT

Freshwater systems face widespread threats from human activities and climate change, as they are profoundly influenced by their surrounding environment, rendering them susceptible to environmental changes. Anthropogenic impacts led to deteriorating water quality and a decline in the environment's capacity to support a balanced biotic community. This Dissertation addresses the pressing need for effective conservation measures in the northwest of the São Paulo state where natural habitats have been largely replaced by monocultures, pastures or urban areas. The starting point was the recognition of the need to disseminate practices that involve the entire community in the conservation of stream ecosystems by using protocols that are easy for the population to understand and apply. The central hypothesis posits that habitat attributes can empower the community to assess the conservation status of streams. The Dissertation is organized in two chapters. The first one involves entails developing a Biotic Integrity Index (IBI) to evaluate the streams in the northwest of the state of São Paulo, as well as testing and comparing two physical habitat protocols (Physical Habitat Index, PHI; Physical Habitat Protocol, PAHF) as potential substitutes for this purpose. The second chapter involves characterizing the state of degradation of streams in the São José do Rio Preto region, together with the population, and testing a simplified protocol for participatory monitoring as a proxy for other more complex indices. Mostly of the evaluated streams exhibited very poor conditions of biotic integrity, which corresponds to the history of intense environmental degradation in the northwest São Paulo state. A positive relationship was observed between the IBI, PHI and PAHF, which indicates that the best conditions of biotic integrity are present in streams with better conditions of physical habitat integrity. Such results indicate that streams' physical parameters interact directly with the aquatic community. Additionally, no significant differences were found between IBI and other indices, suggesting that physical indices can serve as effective proxies for IBI when engaging the community. Notably, due to its simplicity, PAHF emerges as particularly efficient for this purpose.

Keywords: Streams; Environmental degradation; Biotic Integrity Index; Physical habitat protocols; Participatory monitoring.

“nós, seres humanos, não somos autossuficientes, nunca fomos. Precisamos do ar, da água, da terra, do alimento; precisamos uns dos outros o tempo todo. Nossa interdependência e cuidado circular fazem a saúde da vida.

[...]

Não há vergonha em precisar dos outros, humanos ou não humanos. Isso é sair do centro do mundo e passar ao lugar de parte.”

(Geni Núñez, 2023, p. 114 e 115)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	13
REFERÊNCIAS.....	16
CAPÍTULO I: Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para avaliação de riachos.....	21
RESUMO.....	22
INTRODUÇÃO.....	23
METODOLOGIA.....	25
Área de estudo.....	25
Obtenção das bases de dados.....	28
Obtenção do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos.....	31
Construção do IBI.....	31
Análises estatísticas.....	34
RESULTADOS.....	35
Caracterização da ictiofauna.....	35
Métricas selecionadas.....	35
Integridade biótica e física do hábitat.....	41
DISCUSSÃO.....	50
REFERÊNCIAS.....	53
CAPÍTULO II: Protocolo para o monitoramento participativo de riachos.....	61
RESUMO.....	62
INTRODUÇÃO.....	63
METODOLOGIA.....	67
Área de estudo.....	67
Coleta das variáveis ambientais.....	68
Amostragem da ictiofauna e cálculo do IBI.....	69
Validação do protocolo pela população.....	69
Análise dos dados.....	70
RESULTADOS.....	72
Caracterização da ictiofauna.....	72

<i>Integridade biótica e do hábitat.....</i>	<i>73</i>
<i>Caracterização dos participantes da pesquisa.....</i>	<i>79</i>
<i>Avaliação realizada pelos participantes.....</i>	<i>79</i>
DISCUSSÃO.....	84
REFERÊNCIAS.....	88
CONCLUSÃO GERAL.....	93
ANEXOS.....	94
<i>Anexo 1: Ficha de campo para a obtenção das variáveis ambientais.....</i>	<i>94</i>
<i>Anexo 2: Classificação do PHI.....</i>	<i>97</i>
<i>Anexo 3: Proporção das categorias de uso e cobertura do solo.....</i>	<i>98</i>
<i>Anexo 4. Análise de Componentes Principais.....</i>	<i>101</i>
<i>Anexo 5: Protocolo de Avaliação de habitats Físicos.....</i>	<i>102</i>
<i>Anexo 6: Classificação do IBI.....</i>	<i>103</i>
<i>Anexo 7: Listas de espécies.....</i>	<i>104</i>

INTRODUÇÃO GERAL

A mercantilização e superexploração da natureza inerentes ao modelo de sociedade capitalista e industrial provocou, ao longo dos séculos, a perda e degradação dos ecossistemas naturais (Marques, 2018c). Nas últimas décadas, foi observado o desmatamento e degradação de florestas inteiras, a exemplo do que ocorreu na Mata Atlântica e Cerrado brasileiros (Marques, 2018b). Tais fatores são responsáveis pela perda e fragmentação de habitats e, conseqüentemente, pela perda de biodiversidade observada nos ecossistemas terrestres e aquáticos (Anderson, 2018). A pressão antrópica sobre os ambientes naturais tem sido tão intensa e causado tantos impactos, que pesquisadores sugerem que vivemos sob uma nova era geológica, chamada de Antropoceno, na qual a maior força modificadora é a humana (Meybeck, 2003). Além disso, vivemos sob a emergência de uma crise climática sem precedentes, o que têm aumentado ainda mais os impactos aos ambientes naturais, situação que deve se agravar nos próximos anos (Marques, 2018a).

Os sistemas de água doce têm sido amplamente ameaçados pelas atividades antrópicas (Vörösmarty et al., 2010; Castilla et al., 2015; Dudgeon, 2019). De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), em 2023, um quarto dos peixes de água doce do mundo já se encontra em risco de extinção devido ao aquecimento global, a poluição, a pesca excessiva e diminuição dos níveis das águas (The Guardian, 2023). Além disso, já foi observado que o declínio das espécies de água doce é maior do que o das espécies terrestres, sobretudo, em razão das mudanças no uso do solo, da poluição, da superexploração, das espécies invasoras, da construção de barragens e das mudanças climáticas (Dudgeon, 2019).

Os rios são ambientes particularmente ameaçados pelas atividades antrópicas, visto que sofrem grande influência do meio que o circunda e da bacia hidrográfica ao qual estão inseridos, o que os torna vulneráveis às alterações ambientais (Dudgeon et al., 2006). Os impactos antrópicos têm causado a perda da qualidade da água e a diminuição da integridade ecossistêmica destes locais, o que interfere na capacidade do ambiente em sustentar uma comunidade biótica equilibrada e íntegra (Karr, 1981; Feio et al., 2021, 2023). Este processo é especialmente preocupante, visto que os rios e as zonas úmidas adjuntas são

essenciais para o funcionamento dos ecossistemas aos quais estão inseridos, além de sustentar importante biodiversidade (Dudgeon et al., 2006; Harrison et al., 2016).

Buscando superar os desafios para conservação, diversos programas e métodos foram criados, tendo como objetivo não somente a avaliação dos impactos antrópicos aos ambientes naturais, mas também a proposição de ações para a mitigação e recuperação ecológica desses locais (vide Ruaro & Gubiani, 2013). Ao longo das últimas décadas, vários protocolos para o monitoramento ambiental foram elaborados, tendo como objetivo o acompanhamento da variação das condições de um determinado local ao longo do tempo, principalmente em contextos que envolvem atividades antrópicas (vide revisão em Casatti & Ortigossa, 2021). Contudo, tais esforços tiveram como foco principal o desenvolvimento de protocolos que consideravam apenas alguns contaminantes (p. ex., pesticidas e metais pesados) ou apenas parâmetros físicos e químicos da água (p. ex., pH, temperatura, condutividade, nitrito e oxigênio dissolvido), desconsiderando parâmetros biológicos desses ambientes e aspectos físicos do entorno (Karr, 1981; Karr & Dudley, 1981).

Karr (1981) apontou limites para a utilização de protocolos que consideram exclusivamente parâmetros físico-químicos, visto que apenas com os parâmetros de qualidade da água não é possível identificar todos os fatores que podem afetar a integridade biótica de um local. Considerando as limitações das características físico-químicas para a análise eficiente das condições ambientais, outros protocolos foram elaborados a partir das condições biológicas e do habitat físico, como é o caso do Índice de Integridade Biótica (*Index of Biotic Integrity*, IBI, Karr, 1981), do *Physical habitat Index* (PHI, Hall et al., 1999; Casatti et al., 2006) e do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de habitats (Callisto et al., 2002). Para a construção do IBI, são usados atributos de um determinado grupo biológico para avaliar e quantificar a integridade biótica de ecossistemas aquáticos (Casatti & Ortigossa, 2021). No caso do *Physical Habitat Index* (PHI, Hall et al., 1999; Casatti et al., 2006) e do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de habitats (Callisto et al., 2002), ambos são adaptações dos protocolos usados em agências ambientais dos Estados Unidos (EPA, 1987; Barbour et al., 1999; Hall et al., 1999), e são construídos a partir de métricas de estrutura física do interior e das adjacências dos riachos, tais como a variedade do substrato, a largura da vegetação do entorno do riacho, a canalização, entre outros, sendo um índice eficaz para avaliar as condições dos riachos *in situ* (Casatti et al., 2006; Callisto et al., 2001; Callisto et al., 2002). No Brasil, esses dois

índices foram adaptados e aplicados para atender situações diferentes. O Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats foi adaptado para riachos montanhosos de Minas Gerais (Callisto et al., 2002). Já o PHI foi adaptado para riachos de baixo gradiente em agroecossistemas do noroeste do estado de São Paulo (Casatti et al., 2006), sendo objeto de estudo neste trabalho.

Embora o IBI e o PHI sejam considerados adequados para analisar as condições ambientais (vide Ferreira & Casatti, 2006), os mesmos exigem elevado conhecimento técnico, o que dificulta o seu uso externo ao meio científico (Casatti & Ortigosa, 2021). Um outro aspecto a ser considerado é que esses índices devem ser calibrados localmente, a exemplo do que Sousa et al. (2023) concluíram a respeito da transferibilidade de indicadores biológicos. Assim, a complexidade desses protocolos, somada à falta de políticas ambientais que considerem as populações locais, dificulta a participação daqueles que residem dentro e no entorno dos locais-alvo. Este processo ocasiona, não raramente, diversos conflitos entre gestores, pesquisadores e populações locais, limitando a eficácia e viabilidade da proposição de planos de manejo e conservação da biodiversidade (Tófoli et al., 2019).

A partir da demanda de projetos que possibilitem ações colaborativas para a conservação da biodiversidade, surgiram as iniciativas de monitoramento participativo, que têm como pressuposto a integração entre diferentes atores e de diferentes pontos de vista para a tomada de decisões: pesquisadores, técnicos, poder público e sociedade civil (Whitelaw et al., 2003; Tófoli et al., 2019). Atualmente, diversos projetos de monitoramento participativo já foram colocados em ação, a exemplo do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (Programa Monitora), desenvolvido pelo ICMBio, do Projeto de Monitoramento participativo de Rios Urbanos por estudantes-cientistas, desenvolvido por França & Callisto (2019) e do Projeto “Observando os rios”, desenvolvido pela fundação SOS Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica, 2021), sendo exemplos reais de que é possível construir um plano de monitoramento que de fato possibilite a integração entre diferentes agentes e pontos de vista, possibilitando a gestão colaborativa de nossas riquezas naturais.

A presente Dissertação foi desenvolvida tendo em vista a necessidade ações eficientes para a conservação da biodiversidade no noroeste do estado de São Paulo, posto que, nesta região, os ambientes naturais foram quase completamente

substituídos por monoculturas, pastagem ou áreas urbanas (Casatti et al., 2006; Marques, 2018b). O ponto de partida foi a constatação da necessidade de disseminar práticas que envolvam toda a comunidade na conservação dos ecossistemas de riachos através do uso de protocolos que sejam cientificamente testados, mas de fácil compreensão e aplicação pela população. Nossa hipótese central é que os atributos do habitat apresentam potencial para serem usados pela população para que ela mesma possa monitorar o estado de conservação dos riachos, conforme observado em experiências anteriores (a exemplo de França & Callisto, 2019).

Esta Dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro, intitulado “Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para avaliação de riachos” envolveu uma etapa de desenvolvimento do IBI para avaliar a integridade biótica de riachos do noroeste do estado de São Paulo, bem como testar e comparar dois protocolos físicos do habitat como potenciais substitutos para essa finalidade. O segundo capítulo, intitulado “Protocolo para o monitoramento participativo de riachos”, envolveu a caracterização do estado de degradação dos riachos da região de São José do Rio Preto e o teste de um protocolo simplificado para o monitoramento participativo como substituto de outros índices mais complexos.

REFERÊNCIAS

- Anderson, C. B. (2018). Biodiversity monitoring, earth observations and the ecology of scale. *Ecology Letters*, 21(10), 1572-1585.
- Barbour, M. T., Jerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860-871.

Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M. & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1), 91-98.

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M. & Castro, R. M. C. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 681-696.

Casatti, L. & Ortigossa, C. (2021). Avaliação da integridade biótica de riachos a partir da ictiofauna. *Oecologia Australis*, 25(2), 531-545.

Castilla, E. P., Cunha, D. G. F., Lee, F. W. F., Loiselle, S., Ho, K. C. & Hall, C. (2015). Quantification of phytoplankton bloom dynamics by citizen scientists in urban and peri-urban environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 690.

Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960-R967.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182.

EPA (Environmental Protection Agency). (1987). Biological criteria for the protection of aquatic life. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Columbus, V I-III, 120 p.

Feio, M. J., Hughes, R. M., Callisto, M., Nichols, S. J., Odume, O. N., Quintella, B. R., Kuemmerlen, M., Aguiar, F.C., Almeida, S.F.P., Alonso-EguíaLis, P., Arimoro, F. O., Dyer, F. J., Harding, J. S., Jang, S., Kaufmann, P. R., Lee, S., Li, J., Macedo, D. R., Mendes, A., Mercado-Silva, N., Monk, W., Nakamura, K., Ndiritu, G. G., Ogden, R., Peat, M., Reynoldson, T. B., Rios-Touma, B., Segurado, P. & Yates, A. G. (2021). The

biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: An overview. *Water*, 13(3), 371.

Feio, M. J., Hughes, R. M., Serra, S. R., Nichols, S. J., Kefford, B. J., Lintermans, M., Robinson, W., Odume, O. N., Callisto, M., Macedo, D. R., Harding, J. S., Yates, A. G., Monk, W., Nakamura, K., Mori, T., Sueyoshi, M., Mercado-Silva, N., Chen, K., Baek, M. J., Bae, Y. J., Tachamo-Shah, R. D., Shah, D. N., Campbell, I., Moya, N., Arimoro, F. O., Keke, U. N., Martins, R. T., Alves, C. B. M., Pompeu, P. S. & Sharma, S. (2023). Fish and macroinvertebrate assemblages reveal extensive degradation of the world's rivers. *Global Change Biology*, 29(2), 355-374.

Ferdinand, M. (2022). *Uma ecologia decolonial: pensar a partir do mundo caribenho*. São Paulo, Ubu Editora, 320 p.

Ferreira, C. P. & Casatti, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3).

França, J. S. & Callisto, M. (2019). Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas. *UFMG, Belo Horizonte*, 284 p.

Hall, L. W. Jr., Morgan, R. P., Perry, E. S. & Waltz, A. (1999). Development of a provisional physical habitat index for Maryland freshwater streams. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.

Harrison, I. J., Green, P. A., Farrell, T. A., Juffe-Bignoli, D., Sáenz, L. & Vörösmarty, C. J. (2016). Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 103-120.

Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27.

Karr, J. R. & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.

Karr, J. R., Larson, E. R. & Chu, E. W. (2022). Ecological integrity is both real and valuable. *Conservation Science and Practice*, 4(2), e583.

Marques, L. (2018a). Água, solos e insegurança alimentar. In: *Capitalismo e colapso ambiental*. Editora da UNICAMP, p. 147-193.

Marques, L. (2018b). Diminuição e degradação das florestas. In: *Capitalismo e colapso ambiental*. Editora da UNICAMP, p. 85-146.

Marques, L. (2018c). Introdução. In: *Capitalismo e colapso ambiental*. Editora da UNICAMP, p. 29-82.

Meybeck, M. (2003). Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 358(1440), 1935-1955.

Ruaro, R. & Gubiani, E. A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29, 105-110.

SOS Mata Atlântica. (2021). Observando os Rios 2021 - O Retrato da Qualidade da Água nas Bacias Hidrográficas da Mata Atlântica, 61 p.

Sousa, V., Dala-Corte, R. B., Benedito, E., Brejão, G. L., Carvalho, F. R., Casatti, L., Cetra, M., Pompeu, P. S., Suárez, Y. R., Tejerina-Garro, F. L., Borges, P. P. & Teresa, F. B. (2023). Factors affecting the transferability of bioindicators based on stream fish assemblages. *Science of the Total Environment*, 881, 163417.

The Guardian. (2023). Quarter of world's freshwater fish at risk of extinction, according to assessment. Disponível em:

<https://www.theguardian.com/environment/2023/dec/11/quarter-of-worlds-freshwater-fish-at-risk-of-extinction-age-of-extinction-aoe>. Acesso: 13 de dezembro de 202.

Tófoli, C. F., Lemos, P. F. & Chiaravalloti, R. M. (orgs.). (2019). Monitoramento participativo da biodiversidade: aprendizados em evolução. São Paulo, IPÊ: Instituto de pesquisas ecológicas / MEMNON, 2ª ed., 31-103.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Reidy Liermann, C. & Davies, P. M. (2010). Rivers in crisis: Global water insecurity for humans and biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561.

Whitelaw, G., Vaughan, H., Craig, B. & Atkinson, D. (2003). Establishing the Canadian community monitoring network. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, 409-418.

CAPÍTULO I

Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para avaliação de riachos

RESUMO

Os riachos são ambientes amplamente ameaçados pelas ações antrópicas, visto que sofrem grande influência do ambiente que o circunda e da bacia hidrográfica ao qual estão inseridos, o que os torna vulneráveis às mudanças ambientais. O Índice de Integridade Biótica (IBI) é uma das ferramentas para a caracterização da condição ambiental de riachos, sobretudo a partir da ictiofauna. Neste estudo, desenvolvemos o IBI para avaliar a integridade biótica de riachos do noroeste do estado de São Paulo, bem como compará-lo a dois índices do habitat (o Índice Físico do Habitat, PHI, e o Protocolo para o Monitoramento Participativo, PAHF). Para isso, foram utilizadas informações sobre a ictiofauna e variáveis ambientais de 86 riachos em microbacias com predominância de quatro tipos de uso do solo (floresta nativa, pasto, cana-de-açúcar e usos mistos) e de quatro riachos referência. Da literatura, foram selecionadas 22 métricas com potencial para compor o IBI, abrangendo riqueza de espécies, abundância, uso do habitat, hábitos alimentares e tolerância à hipóxia da ictiofauna. Cada métrica foi calculada e, posteriormente, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis para avaliar se elas diferiam quanto aos usos do solo ($p < 0,05$ e post-hoc de Dunn). Foi realizada a correlação de Spearman para excluir métricas redundantes. Ao final, nove métricas foram selecionadas e para cada uma delas foram atribuídos os escores 5, 3 ou 1 em comparação com a condição referência. O IBI foi calculado a partir da média dos escores dos atributos, sendo que 3 riachos foram classificados como bons (IBI entre 4,0 e 5,0), 6 como regulares (3,0 e 3,9), 4 como pobres (2,0 e 2,9) e 73 como muito pobres (0 e 1,9). A comparação entre o IBI e os índices do habitat foi realizada através de Modelos Lineares Generalizados, sendo que o IBI esteve positivamente relacionado às condições físicas do habitat, porém teve melhor ajuste ao PAHF ($G = 9,986$ e $p = 0,002$) do que ao PHI ($G = 3,804$, $p = 0,05$). Os riachos avaliados demonstraram condições muito pobres de integridade biótica. Quando comparadas com a condição referência, os resultados indicam que a maioria dos riachos não são aptos a sustentar uma ictiofauna equilibrada. Além disso, a relação positiva entre o IBI e os índices físicos indica que os parâmetros físicos de um riacho interagem diretamente com a comunidade aquática. Por fim, observamos uma correlação entre Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos e IBI, o que nos indica que o mesmo pode ser utilizado em contextos de monitoramento envolvendo a comunidade.

INTRODUÇÃO

As transformações ambientais provocadas pelas atividades antrópicas afetam diretamente os ecossistemas de água doce, alterando a capacidade desses ambientes em manter a sua integridade e impactando as comunidades aquáticas de múltiplas formas (Dudgeon et al., 2006). As mudanças do regime dos fluxos d'água, das fontes de energia, da estrutura dos habitats e da qualidade da água são alguns dos fatores que provocam mudanças na composição das comunidades e nos processos ecológicos, causando a perda de biodiversidade (Hooper et al., 2005). Neste contexto, os riachos são ambientes especialmente vulneráveis, visto que, além de possuírem uma menor dimensão, sofrem grande influência do ambiente que o circunda e da bacia hidrográfica ao qual estão inseridos (Dudgeon et al., 2006).

A produção agropecuária, urbanização e industrialização são as principais atividades responsáveis pela degradação de riachos (Akhtar et al., 2021), processo que tem causado a diminuição da complexidade dos ecossistemas e a homogeneização ambiental (Zeni & Casatti, 2014). A homogeneização dos habitats está relacionada com a dominância de espécies generalistas e tolerantes, bem como a eliminação de espécies sensíveis, como as reofilicas, e de hábitos especialistas (Ferreira & Casatti, 2006b). Além disso, em locais impactados e que sofreram uma homogeneização ambiental pode ser observado a perda de biomassa (Casatti et al., 2006) e o aumento do potencial invasivo de espécies não-nativas (Hooper et al., 2005; Kennard et al., 2005; Dudgeon et al., 2006).

Nos riachos, os peixes representam um grupo notadamente sensível às alterações ambientais. Por exemplo, em um estudo de larga escala na Amazônia Ocidental, Brejão et al. (2018) observaram que a ictiofauna de riachos em microbacias com menos de 20% de desmatamento das florestas nativas já demonstrou perda significativa de espécies sensíveis à diminuição da qualidade de habitat. A vulnerabilidade deste grupo em virtude das alterações ambientais, o extenso conhecimento sobre a história de vida dos peixes, a grande variedade de nichos ecológicos e a facilidade de identificação em comparação a outros grupos biológicos colocam-os como bons bioindicadores de mudanças ambientais (Karr, 1981).

Considerando a necessidade de aprimoramento das formas de avaliar os impactos em ecossistemas aquáticos, Karr (1981) propôs o Índice de Integridade

Biótica (IBI) baseado em múltiplas características biológicas (chamados de atributos biológicos) da ictiofauna, tendo em vista que os métodos usuais utilizavam apenas parâmetros físicos e químicos (Oliveira et al., 2008). Como um índice multimétrico, o IBI utiliza um conjunto de atributos e os traduz em um único valor que seja capaz de representar a condição geral de um local (Oliveira et al., 2008). A partir do IBI, é possível identificar se determinado ambiente possui capacidade de auto sustentação e manutenção de uma comunidade íntegra e com características semelhantes às daquelas dos locais minimamente impactados (Karr & Dudley, 1981).

Oliveira et al. (2008), Ruaro & Gubiani (2013) e, mais recentemente, Casatti & Ortigossa (2021) mostraram a versatilidade do IBI, visto que já foi adaptado com sucesso para diversos grupos biológicos, diferentes corpos d'água e para todos os continentes, a exemplo de Bryce et al. (2002), Weisberg et al. (1997), Weigel et al. (2002), Whittier (2007) e Wu et al. (2012). A adaptabilidade destes índices mostra a sensibilidade em apontar a integridade dos ecossistemas aquáticos.

Ainda que haja um grande número de métricas que já tenham sido testadas para a construção dos IBIs, há uma imensa dificuldade em encontrar atributos que possam ser aplicadas em ampla escala, o que implica que haja uma regionalidade do índice que até o momento não pôde ser superada (Casatti & Ortigossa, 2021). Além disso, o índice apresenta outros desafios, relacionados à necessidade de um conhecimento prévio sobre a história natural, biologia e ecologia do grupo modelo utilizado, bem como dos impactos das atividades humanas em seus padrões e das características da região escolhida para a elaboração do IBI (Casatti et al., 2006; Casatti & Ortigossa, 2021). Devido a essas dificuldades, Casatti et al. (2006) mostraram que o declínio da qualidade da água e do habitat físico é mais facilmente detectável do que o declínio da integridade biótica.

Conforme explicitado anteriormente, o elevado nível técnico requerido para a aplicação de do IBI dificulta a sua aplicação com a população não especialista, o que pode gerar a exclusão da comunidade dos processos de gestão da biodiversidade e gerar conflitos de diferentes naturezas (Tófoli et al., 2019). Neste contexto, protocolos simplificados são alternativas viáveis para a disseminação e popularização das atividades de monitoramento, a exemplo do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, proposto por França & Callisto (2019). Este protocolo foi elaborado como uma simplificação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de habitats (Callisto et al., 2002) e teve como objetivo a elaboração de

um protocolo que apresentasse linguagem acessível e métricas que fossem facilmente obtidas no ambiente. O Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos é um exemplo de que através de métodos científicos bem fundamentados, mas adaptados à ciência cidadã, a comunidade pode realizar o monitoramento e avaliação ambiental de riachos (França & Callisto, 2019).

De acordo com exposto, neste capítulo caracterizamos a ictiofauna e desenvolvemos, a partir de métricas existentes, um Índice de Integridade Biótica (IBI) para avaliar a integridade biótica de riachos do noroeste do estado de São Paulo. Além disso, testamos e comparamos o desempenho do Índice do Habitat Físico (PHI, cf. Casatti *et al.*, 2006) e do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (cf. França & Callisto, 2019) como potenciais substitutos do IBI. Nossa hipótese é que os protocolos físicos são eficazes como substitutos para o IBI para a avaliação da integridade de riachos.

METODOLOGIA

Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em 86 riachos inseridos nas microbacias do Turvo-Grande e São José dos Dourados, pertencentes à bacia do Alto Rio Paraná, região noroeste do estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Além destes, considerando-se o conceito de “distúrbio mínimo” (Hughes, 1995), quatro riachos inseridos em fragmentos florestais da região foram considerados como referências (doravante REF) para o desenvolvimento do IBI, totalizando 90 riachos.

O noroeste paulista apresenta clima tropical e quente, com duas estações bem definidas: estação seca e de baixas temperaturas, ocorrendo de maio a setembro; e estação chuvosa e de altas temperaturas ocorrendo entre novembro e março (IPT, 1999). A região está localizada na formação geológica da Serra Geral, que se caracteriza pela presença de basaltos e rochas sedimentares, o que faz com que o solo possua elevado potencial erosivo (Silva *et al.*, 2007a). A formação vegetal da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual em transição com Cerrado, o que a classifica como área de ecótono (Instituto Florestal, 2021).

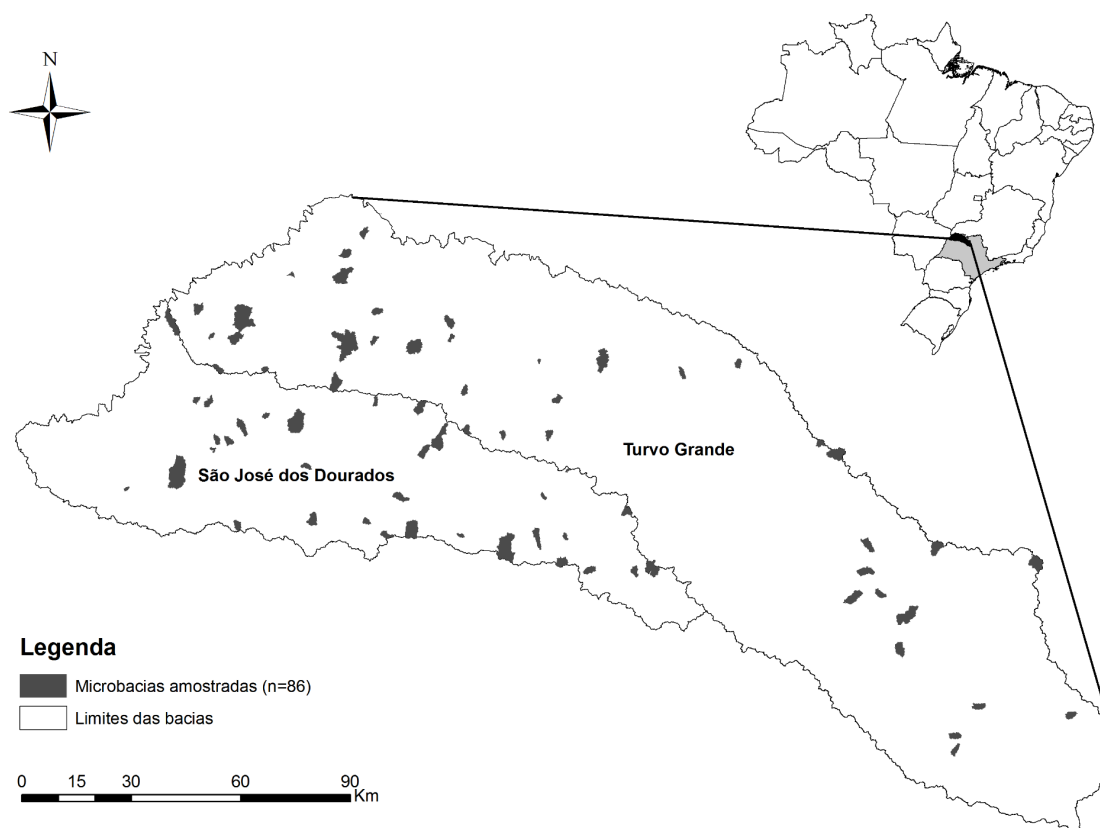


Figura 1. Localização das microbacias amostradas. Acervo do Laboratório de Ictiologia, IBILCE/UNESP.

A região possui histórico de intenso desmatamento e degradação ambiental devido a monoculturas agrícolas, à pastagem para a agropecuária e à urbanização, apresentando poucas áreas protegidas sob forma de Unidade de Conservação (Silva et al., 2007b; Rodrigues & Bononi, 2008). Atualmente, há o predomínio de cana-de-açúcar nesta região (Figura 2), cenário que faz com que restem menos de 13% de cobertura de vegetação nativa na região (Instituto Florestal, 2020). A vegetação natural, neste caso, encontra-se separada em pequenas manchas desconectadas, geralmente menores que 10 hectares. Além disso, a ausência de cobertura vegetal e a característica arenosa do solo faz com que o assoreamento dos riachos dessa região seja elevado (Silva et al., 2007b).

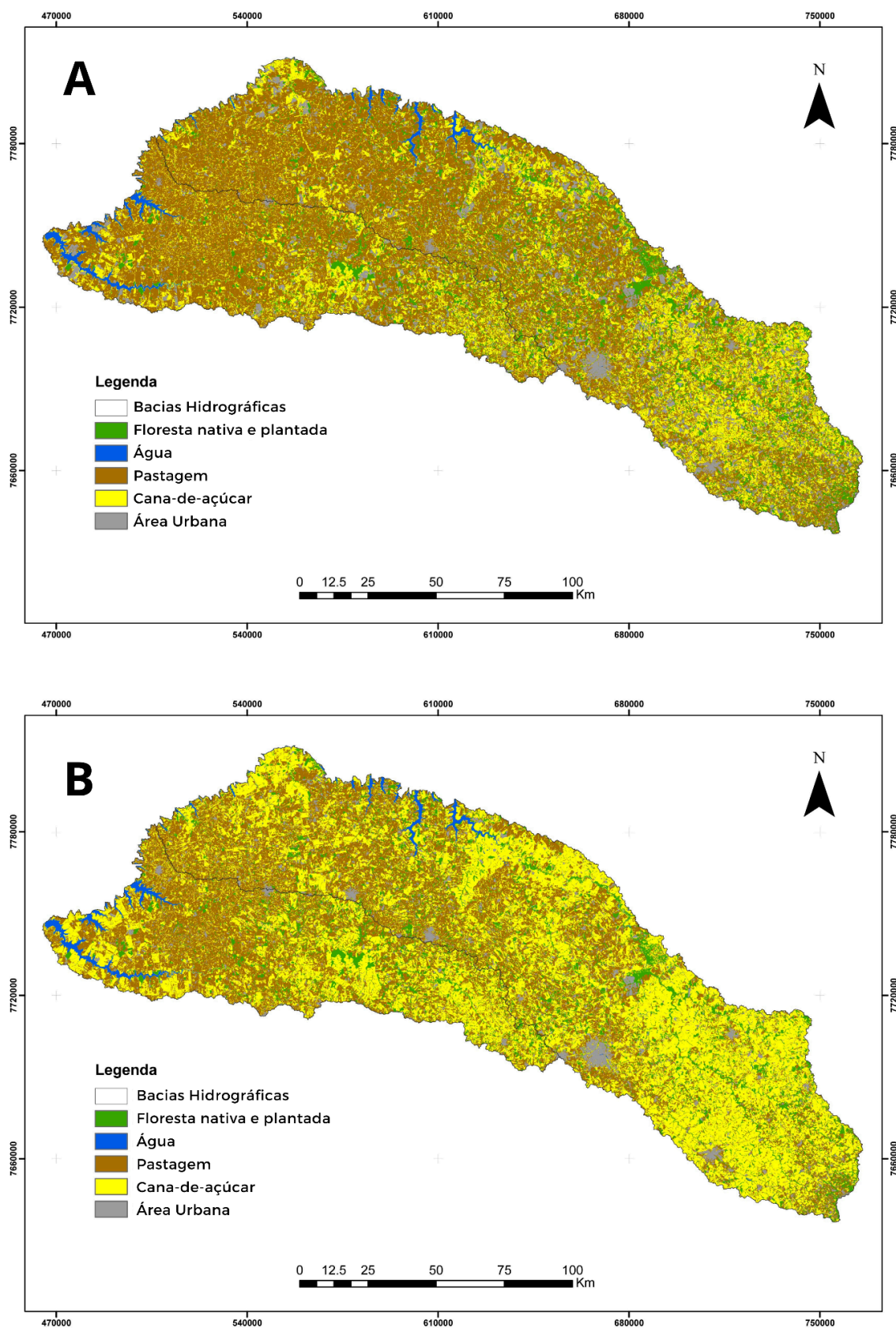


Figura 2. Uso do solo nas bacias dos rios São José dos Dourados e Turvo-Grande em 2007 (A) e em 2011 (B). Fonte: Acervo do Laboratório de Ictiologia, IBILCE/UNESP.

Obtenção das bases de dados

O estudo foi realizado a partir das bases de dados obtidas por Ferreira & Casatti (2012), Roa-Fuentes (2016) e Zeni (2017), que estudaram trechos de 80 m de extensão em riachos na região noroeste do estado de São Paulo.

Ferreira & Casatti (2012) amostraram os peixes em quatro riachos associados a fragmentos florestais por meio de duas passagens de eletropesca, durante uma hora, com um gerador (AC, 220 V, 50–60 Hz, 3.4–4.1 A, 1.000 W) em trechos fechados por redes de bloqueio (malha de 5 mm). Deste conjunto de riachos, quatro foram selecionados pois, embora inseridos em matriz agrícola, apresentavam as melhores condições para a região.

Roa-Fuentes (2016) amostrou 43 riachos inseridos em áreas agropastoris, por meio de uma passagem de eletropesca, durante uma hora, com equipamento *backpack* Smith-Root L64, utilizando corrente contínua, que estimula a galvanotaxia e minimiza a necessidade de uso de redes de bloqueio.

Zeni (2017) amostrou 43 riachos, também inseridos em áreas agropastoris, por meio de duas passagens de eletropesca, durante uma hora, por meio de um gerador (AC, 220 V, 50–60 Hz, 3.4–4.1 A, 1.000 W) em trechos fechados por redes de bloqueio (malha de 5 mm).

Embora as amostragens tenham sido conduzidas com equipamentos diferentes, os esforços de coleta são comparáveis, uma vez que a riqueza de espécies e abundância por local não foram afetados em razão dos equipamentos utilizados (C. A. Roa-Fuentes, dados não publicados). Após a captura, todos os peixes foram eutanasiados em solução de eugenol (Lucena et al., 2013) e, em seguida, fixados em solução de formalina a 10%. Após uma semana fixados no formol, os peixes foram lavados em água corrente e conservados em solução de etanol a 70%, quando foram identificados, contados e pesados, para a determinação da abundância e biomassa total por espécie. Exemplares-testemunho das espécies coletadas foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual Paulista (DZSJRP), São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

Todas as variáveis abióticas foram obtidas na mesma ocasião das amostragens dos peixes. Para a mensuração da porcentagem de oxigênio

dissolvido, condutividade, pH e temperatura foi utilizada uma sonda multiparâmetros portátil (YSI 556). Para a obtenção do volume de habitat, foram tomadas várias medidas de largura e profundidade que, após calculadas as suas médias, foram multiplicadas pelo comprimento do trecho. A correnteza média foi obtida com correntômetro digital Swoffer, três vezes em cada meso-habitat (poços, corredores e corredeiras). As demais variáveis (substrato, matéria vegetal no leito e vegetação marginal) foram obtidas através de estimativa visual ao longo dos 80 m amostrados em cada riacho .

Para cada riacho, em campo foram levantadas as métricas para o cálculo do Índice do Habitat Físico (PHI), que é uma adaptação local feita por Casatti et al. (2006) a partir da proposta original de Hall et al. (1999). O PHI leva em consideração nove métricas físicas, sendo elas: estabilidade do substrato, variabilidade de velocidade e profundidade, estabilidade de fluxo, deposição de sedimentos finos, variabilidade de poços e corredores, alterações artificiais no canal, cobertura lateral, estabilidade vegetativa dos barrancos e estabilidade geral dos barrancos (Anexo 1). Os atributos recebem pontuações que variam de 0 a 20. A partir da soma das pontuações dadas, o riacho pode ser classificado em uma das quatro categorias: bom, regular, pobre ou muito pobre (Anexo 2). Quanto maior a nota obtida, melhor a integridade física do local.

Com a finalidade de verificar se poderiam ser ordenados ao longo do gradiente de uso e cobertura do solo na microbacia (Anexo 3), foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). Essa PCA sugeriu uma classificação preliminar dos riachos em três grupos (Anexo 4). Em uma segunda etapa, foi aplicada uma Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP), com 9.999 permutações, para refinar a classificação, que foi refeita várias vezes, até que 100% dos riachos estivessem corretamente classificados ($\Delta = 0,7621$; $P = 0,0001$), sendo que a classificação definitiva de cada riacho é apresentada na última coluna do Anexo 4. A partir da PCA, foi possível observar que o uso e cobertura do solo na microbacia da faixa ripária segue o mesmo uso na microbacia. Com isso, foi possível definir três grupos de riachos que representam os principais tipos de riachos da região: 14 riachos com uma combinação de florestas nativas, secundárias e diferentes formas de silvicultura ou citricultura (daqui para a frente denominados MIX); 21 riachos com predomínio de cana-de-açúcar (daqui para a frente denominados CAN); 51 riachos com predomínio de pastagem (daqui para a frente

denominados PAS). Para exemplos da fisionomia de riachos pertencentes a cada um desses grupos, ver Figura 3. Os grupos foram comparados com os quatro riachos referência (REF), associados a fragmentos florestais e amostrados por Ferreira & Casatti (2012).

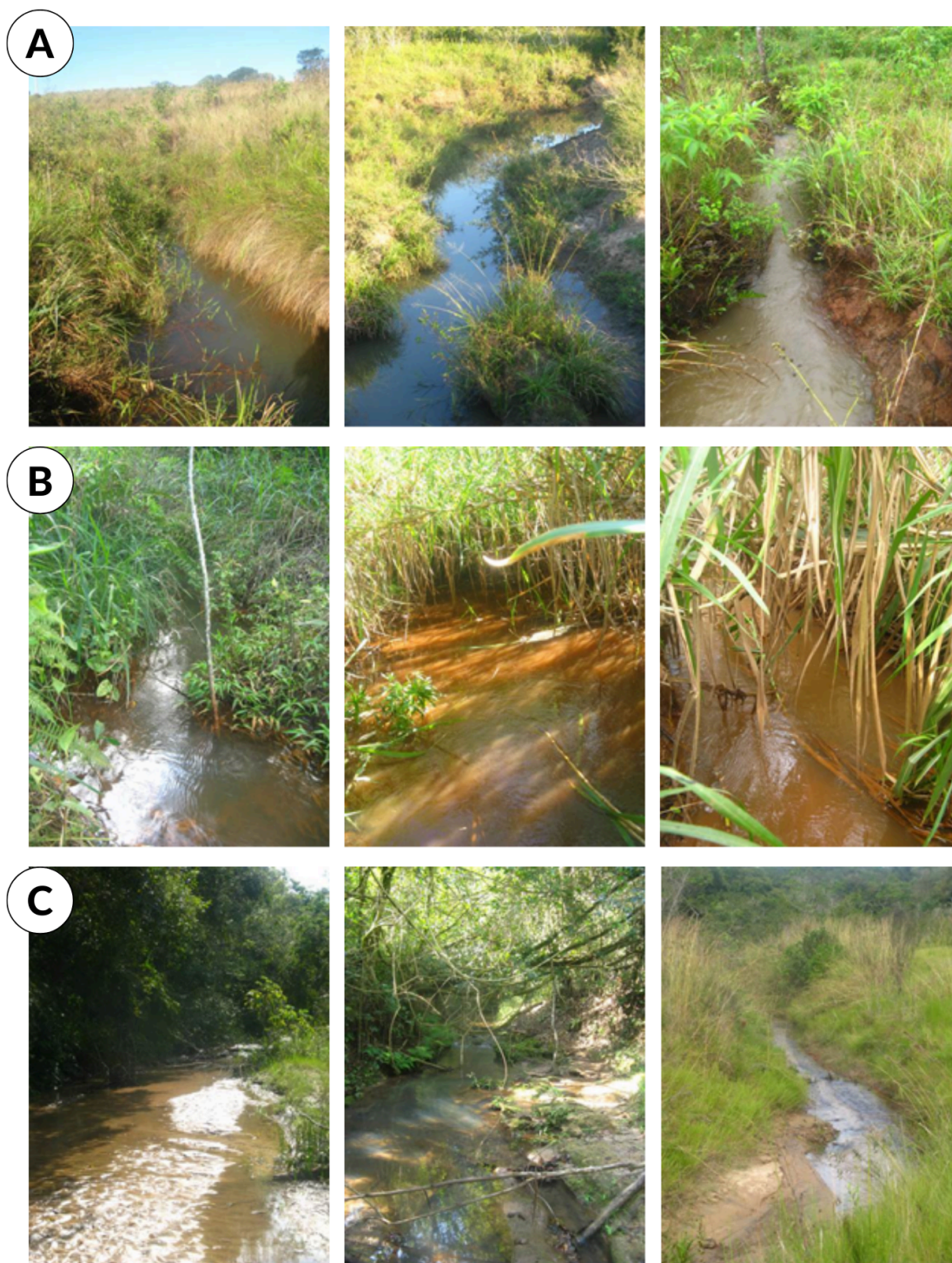


Figura 3. Exemplos de riachos amostrados, onde: (A) grupo PAS, (B) grupo CAN; e (c) grupo MIX.

Fotos: Camilo Andrés Roa Fuentes.

Obtenção do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos

A partir de anotações em campo e das métricas levantadas para o cálculo do PHI, foi possível aplicar o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (cf. França & Callisto, 2019, Anexo 5) para cada riacho. Este protocolo é formado por 10 métricas, sendo que cada uma delas apresenta três alternativas possíveis. Em cada métrica, é possível dar uma nota de 0 a 10. Ao final, as pontuações são somadas e o riacho pode ser classificado em uma das três categorias: mínima perturbação (nota maior que 68 pontos); moderada perturbação (40 a 68 pontos); e alta perturbação (menor que 40 pontos).

Construção do IBI

Para a construção do índice, fizemos uma pré-seleção de 22 métricas com base na literatura (Tabela 1), sobretudo a partir de Ferreira & Casatti (2006b), Casatti et al. (2009) e Ortigossa (2020, dados não publicados), que desenvolveram o índice para o estado de São Paulo. As espécies foram caracterizadas quanto à origem, grupo taxonômico, hábitos alimentares, uso do habitat, reofilia e tolerância a distúrbios ambientais e a hipóxia, a partir da literatura.

Após o cálculo de cada métrica, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis (H) para amostras independentes ($p < 0,05$), para avaliar se houve diferenças quanto aos tipos de uso do solo. As métricas que apresentaram diferenças significativas foram testadas com o teste post-hoc de Dunn, para comparações entre grupos (par a par). Seguindo a metodologia proposta por Baptista et al. (2007), foi realizado o teste de sensibilidade a partir da correlação de Spearman, de modo a excluir métricas redundantes e simplificar o índice. Para cada par de métricas redundantes (Spearman $r > 0,75$ e $P < 0,005$), a métrica mais simples foi escolhida para compor o IBI. Ainda, foram obtidos os gráficos Box-and-Whisker de cada métrica, de modo a julgar a sensibilidade de cada uma através do grau de sobreposição interquartil, conforme Baptista et al. (2007). Os gráficos Box-and-Whisker permitem a visualização da variação dos dados entre os locais de referência e os degradados, conforme exemplo (Figura 4).

Tabela 1. Métricas testadas no estudo, autores que propuseram e resposta esperada para cada uma (Ortigossa, 2020).

Atributos	Autores	Resposta esperada
Número de espécies na amostra	Karr, 1981	Decréscimo
Número de indivíduos na amostra	Karr, 1981	Decréscimo
Número de espécies não-nativas	Modificado de Moyle et al., 1986	Aumento
Porcentagem de espécies não-nativas	Modificado de Moyle et al., 1986	Aumento
Porcentagem de indivíduos não-nativos	Modificado de Moyle et al., 1986	Aumento
Número de espécies de Characiformes e Siluriformes	Modificado de Ferreira & Casatti, 2006	Decréscimo
Porcentagem de espécies de Characiformes e Siluriformes	Ferreira & Casatti, 2006b	Decréscimo
Porcentagem de indivíduos de Characiformes e Siluriformes	Casatti et al., 2009b	Decréscimo
Número de espécies de vegetação marginal	Modificado de Hay et al., 1996	Aumento
Porcentagem de espécies de vegetação marginal	Modificado de Hay et al., 1996	Aumento
Porcentagem de indivíduos de vegetação marginal	Hay et al., 1996	Aumento
Número de espécies nectônicas	Karr, 1981; Casatti et al., 2009b	Decréscimo
Porcentagem de espécies nectônicas	Casatti et al., 2009b	Decréscimo
Porcentagem de indivíduos nectônicos	Casatti et al., 2009b	Decréscimo
Número de espécies reofílicas	Harris, 1995	Decréscimo
Porcentagem de espécies reofílicas	Ferreira & Casatti, 2006b	Decréscimo
Porcentagem de indivíduos reofílicos	Hay et al., 1996	Decréscimo
Número de espécies que compõe 90% da abundância	Araujo et al., 2003	Aumento
Porcentagem de <i>Poecilia reticulata</i>	Ferreira & Casatti, 2006b	Aumento
Número de espécies tolerantes	Oberdorff et al., 2002	Aumento
Porcentagem de espécies tolerantes	Toham & Teugels, 1999	Aumento
Porcentagem de indivíduos tolerantes	Dionne & Karr, 1992	Aumento

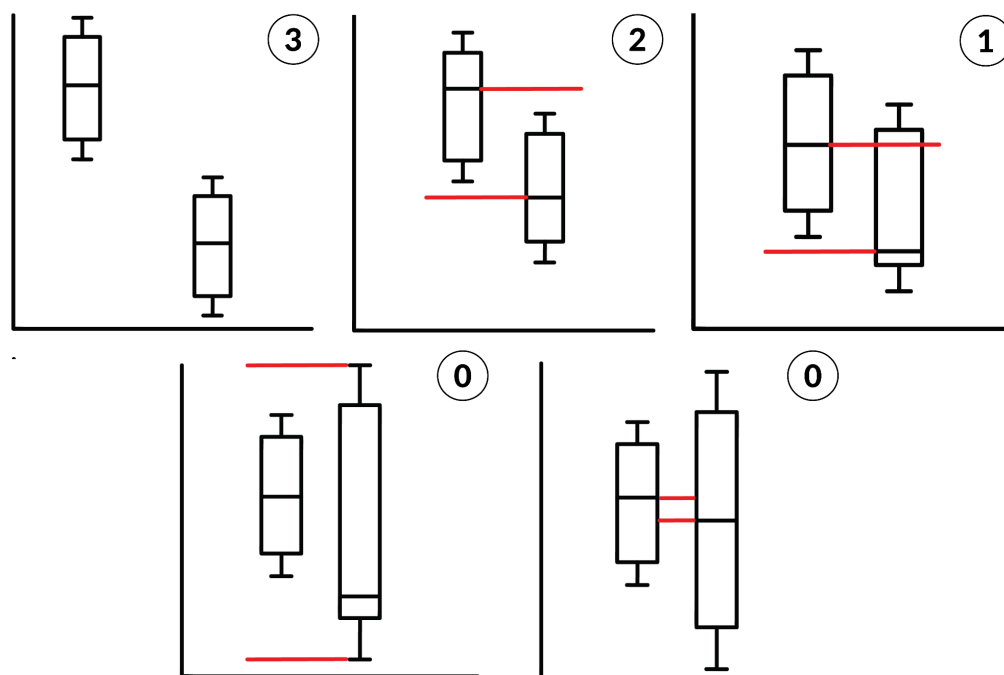


Figura 4. Ilustração do método utilizado para a avaliação da sensibilidade de cada métrica. As caixas representam a distribuição interquartil das métricas (25-75%). As linhas pretas dentro das caixas representam as medianas e as linhas pretas fora das caixas representam os valores máximo e mínimo para cada variação de dados. Valores no canto superior direito indicam o escore de sensibilidade atribuído para as diferenças obtidas entre os grupos (grupo referência e grupo degradado), sendo que as linhas vermelhas ilustram os graus de sobreposição usados como critério para cada score. Modificado de Baptista et al. (2007).

Para as métricas selecionadas, foram atribuídos os escores 5, 3 ou 1 (conforme método original de Karr, 1981), para cada riacho, de acordo com o estado da métrica em relação à condição referência. A partir dos escores, é possível padronizar as escalas dos valores de cada métrica em um único índice. Para a obtenção das notas, foram determinadas, a partir dos gráficos Box-and-Whisker, as distribuições inter-quantílicas dos valores dos grupos referência, conforme exemplo da Figura 5. Para métricas que aumentam com o distúrbio (Figura 5a): os valores abaixo do terceiro quartil (até 75%) recebem o escore 5; os valores compreendidos no intervalo do terceiro quartil e o limite máximo (75% - 100%) recebem o escore 3; e todos os pontos que estiverem acima do maior valor do grupo referência recebe o escore 1. Para métricas que decrescem com o aumento do distúrbio (Figura 5b): o escore 5 foi atribuído para todos os valores acima do primeiro quartil (>25%); o

escore 3 para os valores compreendidos no primeiro quartil (até 25%), e os valores que estiverem abaixo desse intervalo recebem o escore 1 (Baptista et al., 2007).

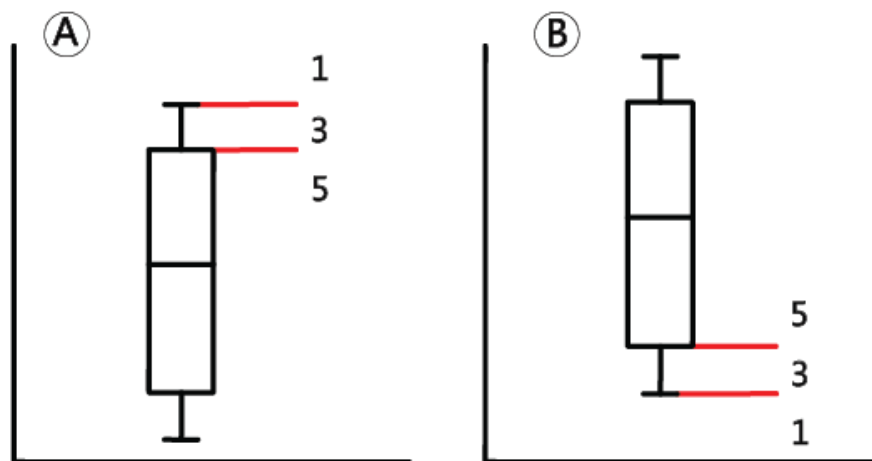


Figura 5. Ilustração do método utilizado para a definição dos escores do IBI. (A) para métricas que aumentam com a degradação e (B) para métricas que diminuem com a degradação. As linhas vermelhas representam o intervalo de cada escore. Modificado de Baptista et al. (2007).

O IBI foi calculado a partir da média dos escores dos atributos. A partir das médias, os riachos puderam ser incluídos em uma das quatro categorias (Anexo 6): riachos com condições comparáveis à referência foram classificados como bons (IBI entre 4,0 e 5,0); riachos com número baixo de espécies intolerantes, mas com mudanças nos padrões da estrutura trófica foram classificados como regulares (IBI entre 3,0 e 3,9); riachos com poucos indivíduos presentes nas amostras, sendo a maioria tolerantes ou não-nativas foram classificados como pobres (IBI entre 2,0 e 2,9); e riachos com quantidade muito baixa de indivíduos nas amostras e alta representatividade de espécies tolerantes ou não-nativas foram classificados como muito pobres (IBI até 1,9).

Análises estatísticas

Os três protocolos foram testados estatisticamente através do teste de Mann-Whitney (U) para cada uso do solo. Além disso, foi testada a relação do IBI com o PHI e com o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (daqui em diante foi

utilizada a sigla PAHF) através de Modelos Lineares Generalizados (GLM), sendo que o IBI foi a variável resposta e o PHI e PAHF, as variáveis explanatórias.

Por fim, foi realizada uma comparação entre a variabilidade dos protocolos. Uma vez que os resultados de cada índice compreendem escalas distintas, eles foram padronizados de modo a ficarem com média = 0 e desvio-padrão = 1. Posteriormente, foi realizado o teste Anova Two-Way com os três índices juntos, uma vez que os dados atendem às premissas de homocedasticidade e normalidade. Para a melhor visualização, apresentamos os resultados através de gráficos Box-and-Whisker.

RESULTADOS

Caracterização da ictiofauna

A base de dados contou com 63 espécies coletadas, pertencentes a seis ordens, 28 famílias e cinco subfamílias, com abundância total de 11.739 indivíduos (Anexo 7). *Poecilia reticulata* Peters, 1859 foi a espécie mais abundante, com 3.733 indivíduos coletados, sendo seguida por *Astyanax lacustris* (Lütken, 1875), com 1.609 indivíduos, *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy, 1903), com 1.517 indivíduos e *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976, com 788 indivíduos. Estas quatro espécies representam 65,14% da abundância total de indivíduos coletados.

Métricas selecionadas

Das 22 métricas testadas, 18 mostraram diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis e post-hoc de Dunn (Tabela 2). A partir dos resultados obtidos nos gráficos Box-and-Whisker, nove métricas foram selecionadas para compor o IBI, sendo elas: número de espécies; número de indivíduos; porcentagem de espécies não-nativas; porcentagem de indivíduos não-nativos; número de espécies Characiformes e Siluriformes; número de espécies reofilicas; número de espécies que compõe 90% da abundância; porcentagem de espécies tolerantes; e porcentagem de indivíduos tolerantes (Figura 6).

Foi observada redundância significativa ($r_s > 0,75$, $p < 0,05$) entre as duplas de métricas (Tabela 3): número de espécies vs. número de espécies Characiformes e Siluriformes ($r_s = 0.91$, $p < 0.0001$); número de espécies vs. número de espécies que contribuem com até 90% da abundância ($r_s = 0.82$, $p < 0.0001$); e número de espécies Characiformes e Siluriformes vs. número de espécies que compõem 90% da abundância ($r_s = 0.85$, $p < 0.0001$). Contudo, como são métricas que traduzem informações distintas, todas foram mantidas.

As métricas “número de espécies”, “número de indivíduos”, “número de espécies Characiformes e Siluriformes”, “número de espécies reofílicas” e “número de espécies que compõe 90% da abundância” diminuíram conforme o aumento da degradação ambiental. Já as métricas “porcentagem de espécies não-nativas”, “porcentagem de indivíduos não-nativos”, “porcentagem de espécies tolerantes” e “porcentagem de indivíduos tolerantes” aumentaram conforme a degradação do ambiente. Em seguida, os escores dos riachos para cada métrica foram obtidos (Tabela 4).

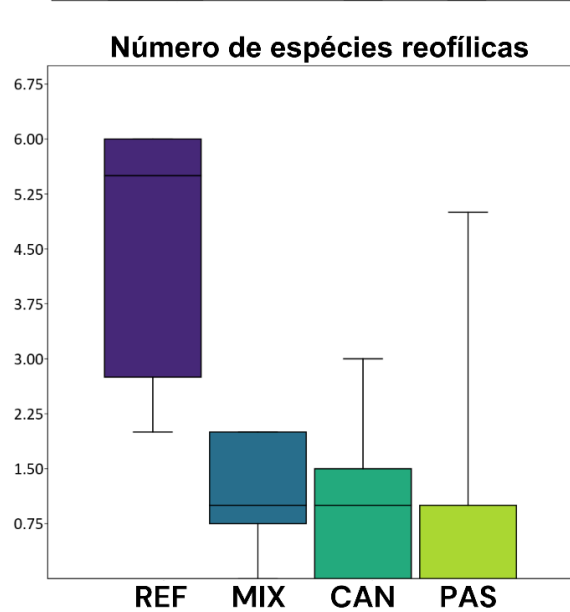
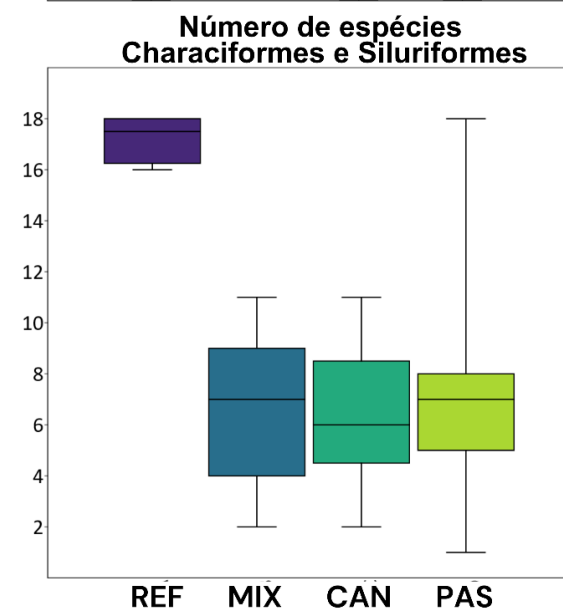
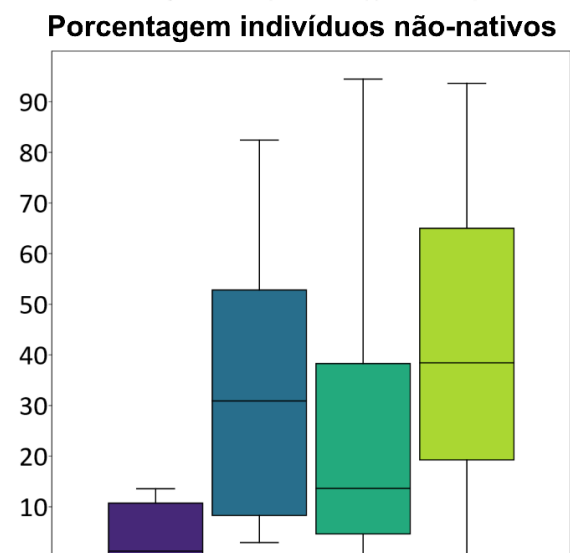
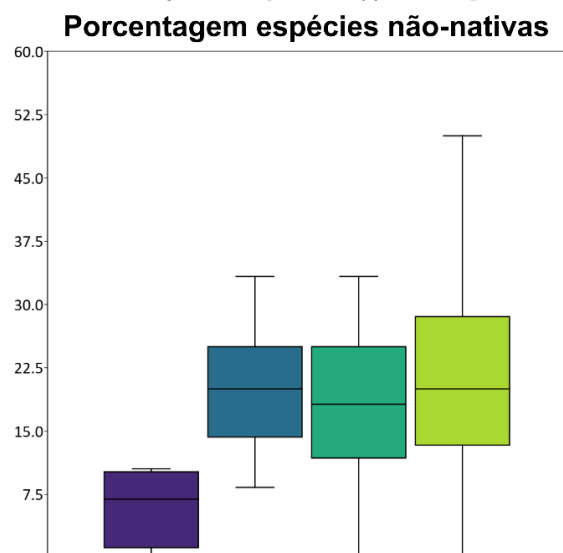
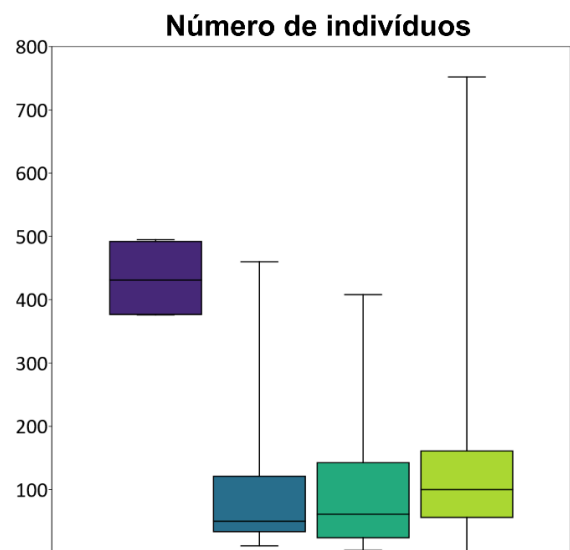
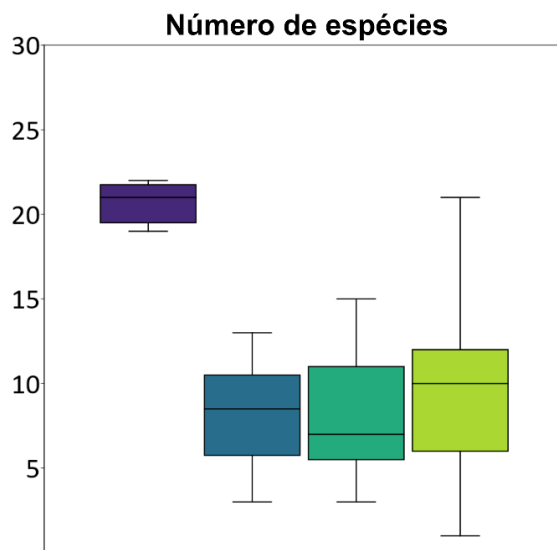
Tabela 2. Valores obtidos no teste Kruskal-Wallis (H) e método post-hoc de Dunn, para as 22 métricas testadas, onde as colunas 3 a 7 representam valores de p obtidos. Os resultados significativos ($p < 0,05$) estão marcados em negrito. Os traços indicam testes não realizados por não apresentarem variação significativa.

Atributos	H	p	REF x MIX	REF x CAN	REF x PAS	MIX x CAN	MIX x PAS	CAN x PAS
Número de espécies na amostra	13,44	0,004	0,003	0,002	0,001	0,73	0,30	0,16
Número de indivíduos na amostra	14,03	0,003	0,01	0,003	0,004	0,88	0,09	0,06
Porcentagem de espécies não-nativas	9,63	0,02	0,01	0,04	0,003	0,6	0,67	0,22
Porcentagem de indivíduos não-nativos	12,97	0,005	0,01	0,08	0,005	0,21	0,47	0,01
Número de espécies de Characiformes e Siluriformes	11,47	0,01	0,003	0,002	0,001	0,72	0,9	0,5
Porcentagem de espécies Characiformes e Siluriformes	4,37	0,22	-	-	-	-	-	-
Porcentagem de indivíduos Characiformes e Siluriformes	32,04	< 0,0001	0,03	0,31	0,001	0,22	0,001	< 0,0001
Número de espécies de vegetação marginal	12,37	0,01	0,02	0,01	0,13	0,02	0,03	0,02
Porcentagem de espécies de vegetação marginal	12,44	0,01	0,59	0,53	0,03	0,88	0,02	0,01
Porcentagem de indivíduos de vegetação marginal	8,52	0,03	0,03	0,2	0,01	0,34	0,53	0,06
Número de espécies nectônicas	12,44	0,01	0,01	0,01	0,052	0,39	0,02	0,06
Porcentagem de espécies nectônicas	7,92	0,048	0,67	0,48	0,23	0,07	0,01	0,54
Porcentagem de indivíduos nectônicos	25,33	< 0,0001	0,24	0,02	0,46	0,0001	0,01	< 0,0001
Número de espécies reofílicas	13,22	0,004	0,01	0,004	0,002	0,29	0,07	0,42
Porcentagem de espécies reofílicas	9,13	0,03	0,11	0,09	0,02	0,34	0,04	0,24
Porcentagem de indivíduos reofílicos	13,19	0,004	0,049	0,06	0,005	0,87	0,03	0,053
Número de espécies que compõe 90% da abundância	10,19	0,02	0,003	0,004	0,002	0,69	0,8	0,9
Porcentagem de <i>Poecilia reticulata</i>	7,47	0,06	-	-	-	-	-	-
Número de espécies tolerantes	7,48	0,06	-	-	-	-	-	-
Porcentagem de espécies tolerantes	9,96	0,02	0,02	0,01	0,002	0,34	0,07	0,74

Porcentagem de indivíduos tolerantes	11,15	0,01	0,02	0,01	0,002	0.92	0,1	0,11
--------------------------------------	-------	-------------	-------------	-------------	--------------	------	-----	------

Tabela 3. Valores obtidos no teste de Correlação de Spearman. Métrica 1: Número de espécies. Métrica 2: Número de indivíduos. Métrica 3: Porcentagem de espécies não nativas. Métrica 4: Porcentagem de indivíduos não-nativos. Métrica 5: Número de espécies Characiformes e Siluriformes. Métrica 6: Número de espécies reofilicas. Métrica 7: Número de espécies que compõem 90% da abundância. Métrica 8: Porcentagem de espécies tolerantes. Métrica 9: Porcentagem de indivíduos tolerantes.

	Métrica 1	Métrica 2	Métrica 3	Métrica 4	Métrica 5	Métrica 6	Métrica 7	Métrica 8
Métrica 2	0,47	-	-	-	-	-	-	-
Métrica 3	-0.24	-0.028	-	-	-	-	-	-
Métrica 4	-0.11	0.22	0.61	-	-	-	-	-
Métrica 5	0.91 (p < 0.0001)	0.33	-0.43	-0.24	-	-	-	-
Métrica 6	0.41	-0.006	-0.24	-0.24	0.56	-	-	-
Métrica 7	0.82 (p < 0.0001)	-0.006	-0.35	-0.34	0.85 (p < 0.0001)	0.54	-	-
Métrica 8	-0.33	0.012	0.58	0.47	-0.52	-0.61	-0.47	-
Métrica 9	-0.40	-0,11	0,50	0,67	-0,53	-0,50	-0,51	0,71



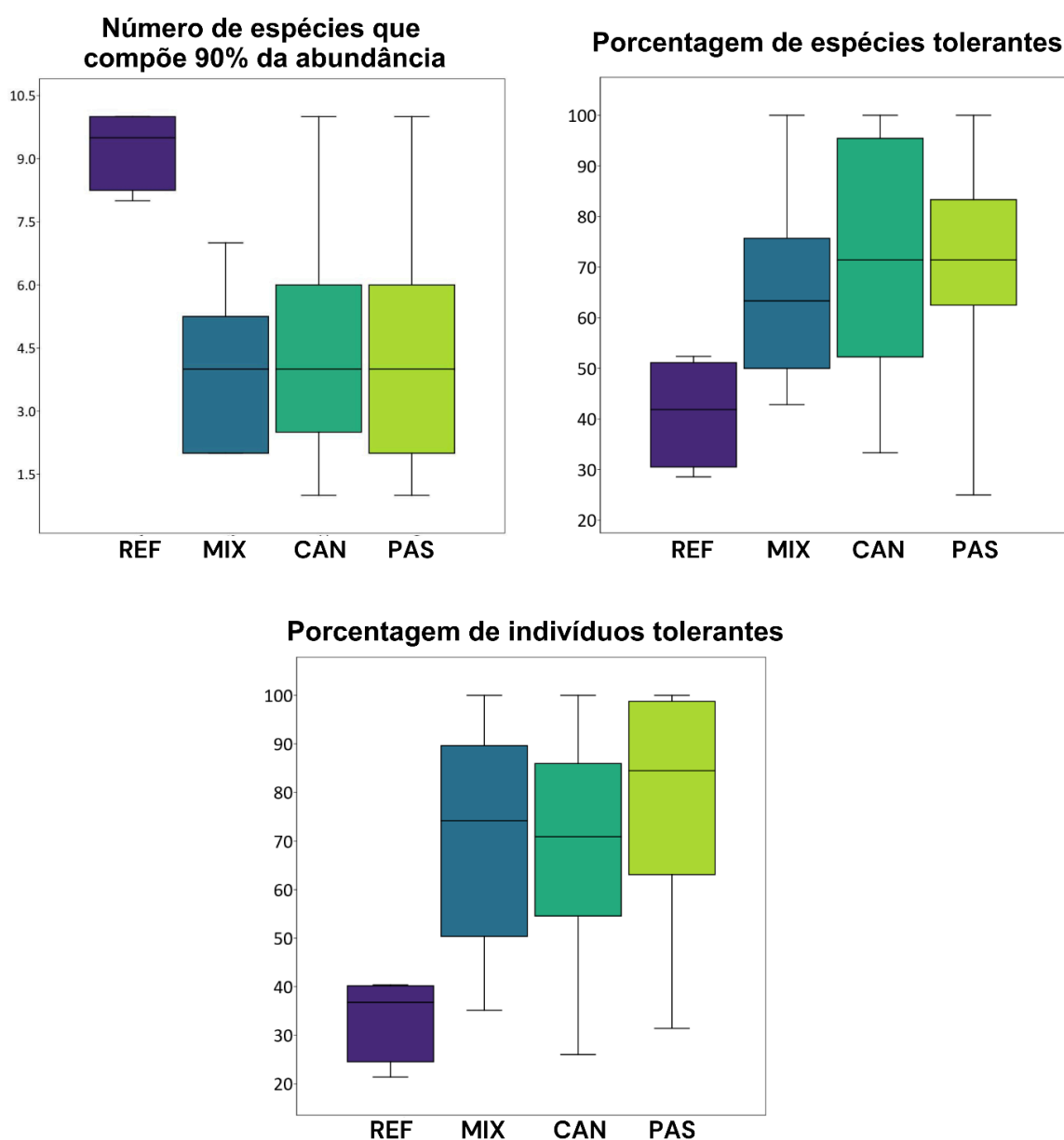


Figura 6. Gráficos Box-and-Whisker dos valores das nove métricas selecionadas para compor o IBI conforme cada grupo de riacho definido conforme a predominância do uso e cobertura do solo na região noroeste do estado de São Paulo (REF, referência; MIX, uso misto; CAN, cana-de-açúcar; PAS, pastagem). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

Tabela 4. Valores de cada escore para as métricas selecionadas para compor o IBI.

Atributo	5	3	1
Número de espécies	> 21	19 - 21	< 19
Número de indivíduos	> 375	375	< 375
Porcentagem de espécies não nativas	< 8	9 - 10	> 10
Porcentagem de indivíduos não nativos	< 5	5 - 13	> 13
Número de espécies Characiformes e Siluriformes	> 17	16 - 17	< 16
Número de espécies reofilicas	> 5	2 - 4	< 2
Número de espécies que compõe 90% da abundância	> 9	8 - 9	< 8
Porcentagem de espécies tolerantes	< 43	43 - 47	> 47
Porcentagem de indivíduos tolerantes	< 25	25 - 30	> 30

Integridade biótica e física do hábitat

Dos 86 riachos amostrados, cinco foram caracterizados como regulares, quatro como pobres e 77 como muito pobres (Tabela 5). Os riachos de pastagem apresentaram as piores condições (Figura 7), com IBI médio de 1,32. Os riachos de usos mistos apresentaram IBI médio de 1,41 e os riachos de cana-de-açúcar apresentaram IBI médio de 1,75. Regionalmente, o IBI médio foi de 1,57, classificando os riachos como muito pobres. De acordo com o teste de Mann-Whitney (U), foi observado diferença significativa entre o grupo referência e os três grupos avaliados (Tabela 6). Já entre os três grupos, não foi observado diferença significativa em nenhuma das comparações.

De acordo com o PHI, 20 riachos foram classificados como muito pobres, 34 como pobres, 25 como regulares e 7 como bons (Tabela 5, Figura 8). O grupo MIX teve média de 102,43, sendo classificados como regulares. O grupo CAN teve média de 91,57, sendo classificados como regulares. O grupo PAS teve média de 70,57, apresentando as piores condições e sendo classificados como pobres. De acordo com o teste de Mann-Whitney (U), os resultados só foram significativos nas comparações entre os grupos REF e PAS e entre os grupos MIX e PAS (Tabela 7).

No Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, 60 riachos foram classificados como moderadamente perturbados, 25 como minimamente perturbados e apenas 1 como altamente perturbado (Tabela 5, Figura 9). O grupo MIX teve média de 66,79,

o grupo CAN teve média de 62,14 e o grupo PAS teve média de 56,37, sendo classificados como moderadamente perturbados. De acordo com o teste de Mann-Whitney (U), os resultados não foram significativos nas comparações entre os grupos MIX e CAN e entre os grupos CAN e PAS (Tabela 8).

De acordo com a análise de GLM, o IBI esteve positivamente relacionado às condições físicas do hábitat, porém teve melhor ajuste ao PAHF ($G = 9,986$ e $p = 0,002$) do que ao PHI ($G = 3,804$, $p = 0,05$). Além disso, não houve diferença significativa entre os índices obtidos pelos três protocolos, mesmo após a sua padronização ($F = 0,0012$, $df = 178$, $p = 0,9989$), conforme Figura 10.

Tabela 5. Valores do IBI e classe em que cada riacho foi classificado, onde: REF = riachos referência, MIX = riachos de usos mistos; CAN = riachos de cana-de-açúcar; e PAS = riachos de pastagem.

Riacho	IBI	Classe do IBI ¹	PHI	Classe do PHI ²	PAHF	Perturbação
REF 1	4,33	bom	103	regular	85	mínima
REF 2	3,89	regular	143	bom	95	mínima
REF 3	4,56	bom	156	bom	100	mínima
REF 4	5	bom	152	bom	100	mínima
MIX 1	1,2	muito pobre	40	muito pobre	50	moderada
MIX 2	2,6	pobre	78	pobre	60	moderada
MIX 3	1,2	muito pobre	141	bom	65	moderada
MIX 4	1,4	muito pobre	106	regular	80	mínima
MIX 5	1	muito pobre	68	pobre	55	moderada
MIX 6	2,1	pobre	81	pobre	60	moderada
MIX 7	1,2	muito pobre	104	regular	70	mínima
MIX 8	1	muito pobre	151	bom	80	mínima
MIX 9	1,7	muito pobre	120	regular	75	mínima
MIX 10	1	muito pobre	127	regular	80	mínima
MIX 11	1,7	muito pobre	146	bom	80	mínima
MIX 12	1	muito pobre	86	pobre	55	moderada
MIX 13	1,4	muito pobre	103	regular	65	moderada
MIX 14	1,2	muito pobre	83	pobre	60	moderada
CAN 1	1,4	muito pobre	123	regular	70	mínima
CAN 2	1	muito pobre	42	muito pobre	55	moderada
CAN 3	1	muito pobre	117	regular	80	mínima
CAN 4	1,89	muito pobre	60	pobre	65	moderada

CAN 5	1,7	muito pobre	82	pobre	50	moderada
CAN 6	3,2	regular	149	bom	75	mínima
CAN 7	1	muito pobre	89	pobre	55	moderada
CAN 8	2,8	pobre	98	regular	60	moderada
CAN 9	1	muito pobre	33	muito pobre	55	moderada
CAN 10	1,89	muito pobre	65	pobre	55	moderada
CAN 11	1	muito pobre	45	muito pobre	50	moderada
CAN 12	3	regular	143	bom	75	mínima
CAN 13	1,89	muito pobre	100	regular	65	moderada
CAN 14	1,89	muito pobre	146	bom	70	mínima
CAN 15	2,3	pobre	98	regular	60	moderada
CAN 16	3,2	regular	113	regular	75	mínima
CAN 17	1	muito pobre	71	pobre	45	moderada
CAN 18	1	muito pobre	45	muito pobre	50	moderada
CAN 19	1,7	muito pobre	42	muito pobre	45	moderada
CAN 20	1,89	muito pobre	139	bom	75	mínima
CAN 21	1	muito pobre	123	regular	75	mínima
PAS 1	1,4	muito pobre	79	pobre	55	moderada
PAS 2	1	muito pobre	28	muito pobre	50	moderada
PAS 3	1,89	muito pobre	104	regular	70	mínima
PAS 4	1	muito pobre	132	regular	75	mínima
PAS 5	1,2	muito pobre	81	pobre	55	moderada
PAS 6	1,89	muito pobre	92	regular	70	mínima
PAS 7	1,4	muito pobre	130	regular	80	mínima
PAS 8	1	muito pobre	112	regular	70	mínima
PAS 9	1,7	muito pobre	102	regular	70	mínima
PAS 10	1,2	muito pobre	90	pobre	60	moderada
PAS 11	1,2	muito pobre	134	regular	80	mínima
PAS 12	1	muito pobre	41	muito pobre	50	moderada
PAS 13	1	muito pobre	27	muito pobre	50	moderada
PAS 14	1	muito pobre	32	muito pobre	50	moderada
PAS 15	1	muito pobre	90	pobre	65	moderada
PAS 16	1,89	muito pobre	99	regular	65	moderada
PAS 17	1,7	muito pobre	102	regular	60	moderada
PAS 18	1,89	muito pobre	8	muito pobre	45	moderada
PAS 19	1	muito pobre	93	regular	70	mínima
PAS 20	3,89	regular	107	regular	70	mínima

PAS 21	1,4	muito pobre	48	pobre	50	moderada
PAS 22	1,4	muito pobre	44	muito pobre	20	alta
PAS 23	1	muito pobre	52	pobre	55	moderada
PAS 24	1	muito pobre	44	muito pobre	55	moderada
PAS 25	1	muito pobre	99	regular	70	mínima
PAS 26	1,2	muito pobre	71	pobre	55	moderada
PAS 27	1	muito pobre	47	pobre	50	moderada
PAS 28	1	muito pobre	37	muito pobre	45	moderada
PAS 29	1	muito pobre	44	muito pobre	55	moderada
PAS 30	1	muito pobre	25	muito pobre	50	moderada
PAS 31	1,2	muito pobre	35	muito pobre	40	moderada
PAS 32	1,7	muito pobre	43	muito pobre	40	moderada
PAS 33	1,2	muito pobre	58	pobre	50	moderada
PAS 34	1	muito pobre	86	pobre	40	moderada
PAS 35	3,2	regular	78	pobre	60	moderada
PAS 36	1	muito pobre	78	pobre	75	mínima
PAS 37	1	muito pobre	90	pobre	60	moderada
PAS 39	1	muito pobre	43	muito pobre	50	moderada
PAS 40	1,4	muito pobre	85	pobre	45	moderada
PAS 41	1	muito pobre	104	regular	65	moderada
PAS 42	1,2	muito pobre	52	pobre	50	moderada
PAS 43	1	muito pobre	81	pobre	60	moderada
PAS 44	1	muito pobre	69	pobre	60	moderada
PAS 45	1,4	muito pobre	57	pobre	50	moderada
PAS 46	1,7	muito pobre	57	pobre	50	moderada
PAS 47	1,2	muito pobre	62	pobre	50	moderada
PAS 48	1	muito pobre	82	pobre	60	moderada
PAS 49	1	muito pobre	63	pobre	45	moderada
PAS 50	1	muito pobre	43	muito pobre	50	moderada
PAS 51	1	muito pobre	86	pobre	55	moderada
PAS 52	1,4	muito pobre	53	pobre	55	moderada

Legenda: ¹ classificação segundo Karr (1981). ² classificação segundo Casatti et al. (2006).

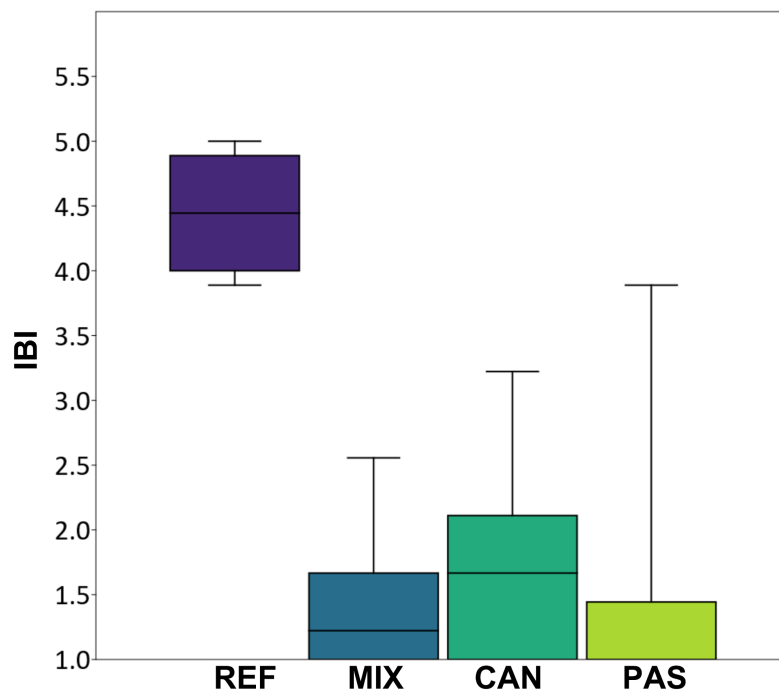


Figura 7. Gráficos Box-and-Whisker dos valores de IBI obtido de cada grupo de riacho definido conforme a predominância do uso e cobertura do solo na região noroeste do estado de São Paulo (REF, referência; MIX, uso misto; CAN, cana-de-açúcar; PAS, pastagem). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

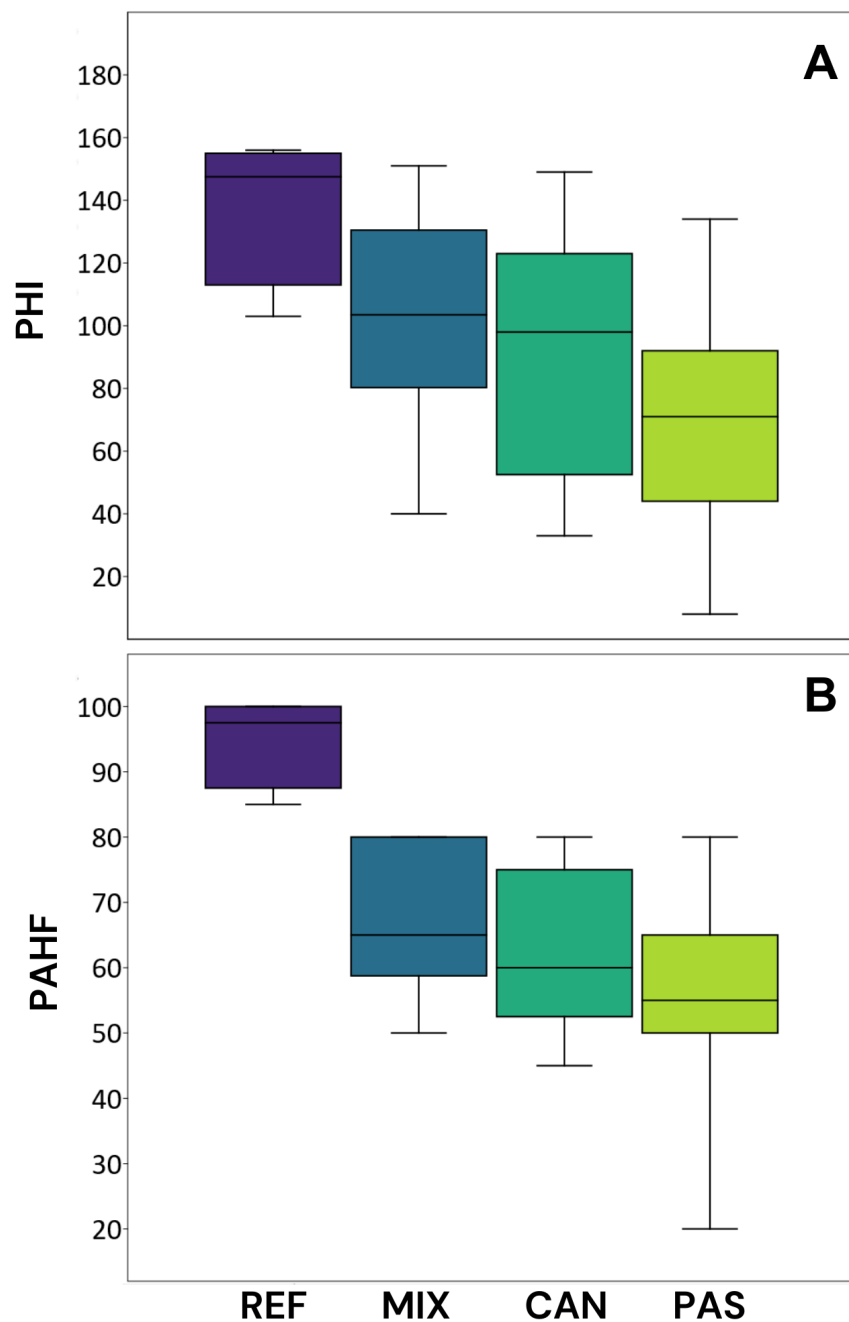


Figura 8. Gráficos Box-and-Whisker dos valores de PHI (A) e PAHF (B) de cada grupo de riacho definido conforme a predominância do uso e cobertura do solo na região noroeste do estado de São Paulo (REF = referência; MIX = uso misto; CAN = cana-de-açúcar; PAS = pastagem). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

Tabela 6. Valores obtidos no teste Kruskal-Wallis (H) e método post-hoc de Dunn para o Índice de Integridade Biótica (IBI) em cada uso do solo.

	REF	MIX	CAN	PAS
REF	-	-	-	-
MIX	U = 0 p = 0,002	-	-	-
CAN	U = 1,5 p = 0,001	U = 130 p = 0,28	-	-
PAS	U = 1 p = 0,0005	U = 322 p = 0,29	U = 431 p = 0,1	-

Tabela 7. Valores obtidos no teste Kruskal-Wallis (H) e método post-hoc de Dunn para o Índice do Habitat Físico (PHI) em cada uso do solo.

	REF	MIX	CAN	PAS
REF	-	-	-	-
MIX	U = 9,5 p = 0,025	-	-	-
CAN	U = 10,5 p = 0,01	U = 122,5 p = 0,2	-	-
PAS	U = 7 p = 0,001	U = 176 p = 0,002	U = 366 p = 0,018	-

Tabela 8. Valores obtidos no teste Kruskal-Wallis (H) e método post-hoc de Dunn para o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF) em cada uso do solo.

	REF	MIX	CAN	PAS
REF	-	-	-	-
MIX	U = 0 p = 0,002	-	-	-
CAN	U = 0 p = 0,001	U = 109 p = 0,1	-	-
PAS	U = 0 p = 0,0005	U = 178 p = 0,002	U = 389 p = 0,035	-

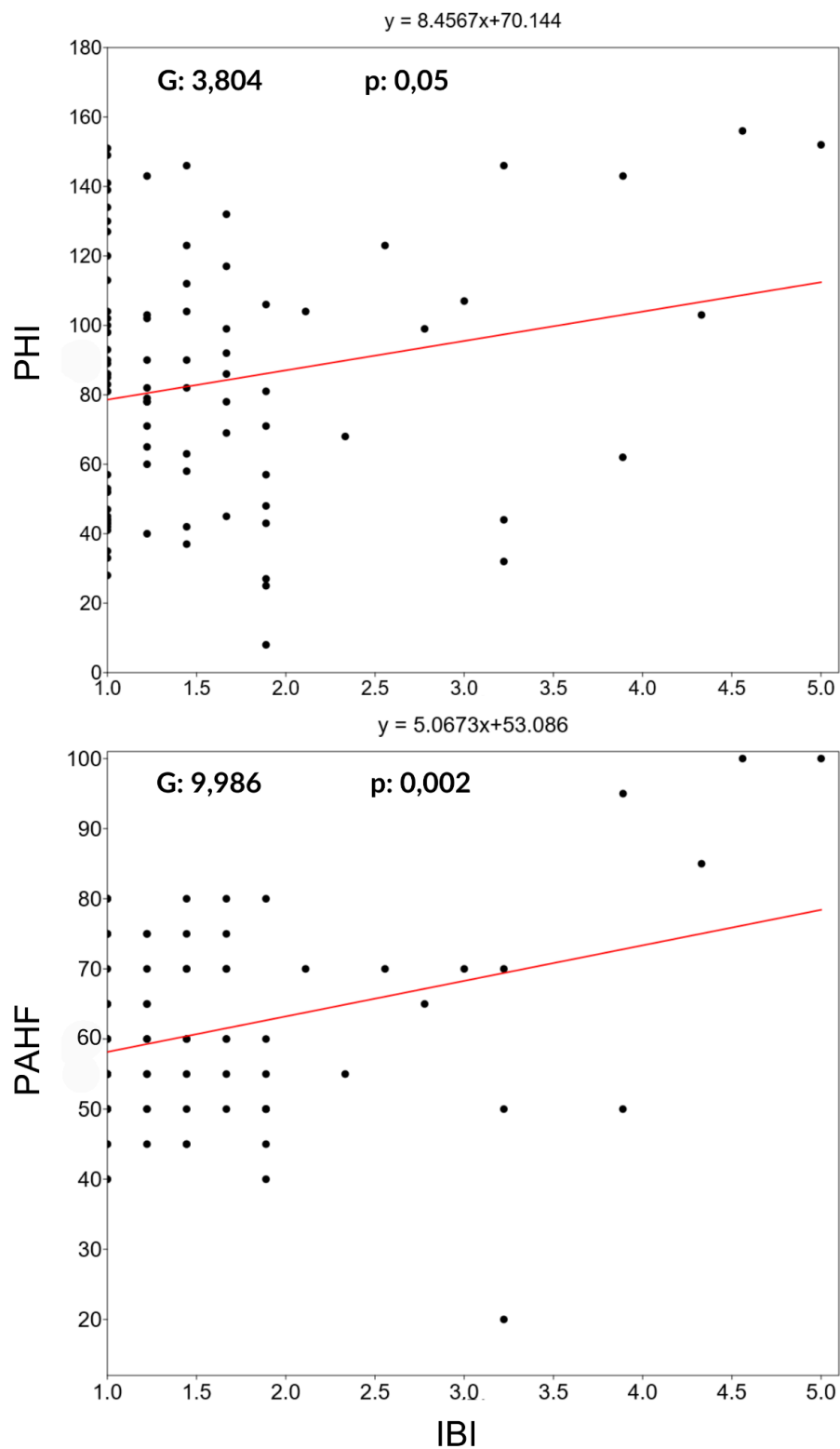


Figura 9. Modelos Lineares Generalizados (GLM) entre o Índice de Integridade Biótica (IBI) e os índices de habitat: Índice do Habitat Físico (PHI) e o resultante do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF).

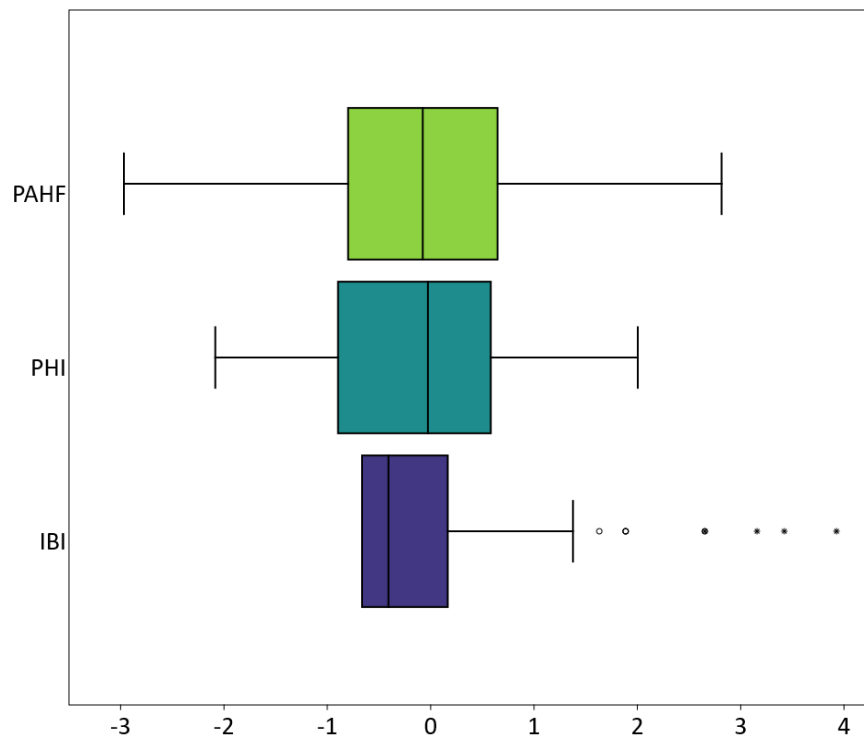


Figura 10. Gráficos Box-and-Whisker indicando a variação dos valores transformados (valores padronizados para média = 0, desvio-padrão = 1) dos três protocolos (IBI, PHI e PAHF) em cada riacho.

DISCUSSÃO

A maioria dos riachos amostrados apresentou baixa riqueza de espécies e de indivíduos quando comparados com o grupo referência. Foi observada também uma dominância de espécies, o que pode ser constatado através dos valores do atributo “número de espécies que compõem 90% da abundância”, bem como uma elevada presença de espécies tolerantes. A dominância de poucas espécies é característica de ambientes degradados, sendo que, não raramente, as espécies dominantes são também as mais tolerantes às alterações ambientais (Ferreira & Casatti, 2006b; Casatti et al., 2012). De fato, as quatro espécies (*P. reticulata*, *A. lacustris*, *K. moenkhausii* e *A. fuscoguttatus*) que contribuíram com mais da metade da abundância total, são também tolerantes à degradação ambiental (Casatti et al., 2009b).

De maneira geral, foi verificado um menor número de espécies das ordens Characiformes e Siluriformes. A predominância dessas ordens é observada em ambientes com condições preservadas, enquanto em ambientes degradados pode ocorrer predomínio de Cyprinodontiformes ou Cichliformes (Casatti et al., 2009b). Além disso, quando comparado com os riachos referência, foi observada elevada porcentagem de espécies não-nativas nos riachos. *Poecilia reticulata*, espécie de Cyprinodontiformes altamente tolerante à degradação ambiental e não-nativa da região, foi dominante em grande parte dos riachos amostrados. Em condições de elevados níveis de perturbação humana, as espécies não-nativas têm maior potencial para se tornarem invasoras bem sucedidas, independentemente da biota já presente (Hobbs et al., 1992; Moyle & Light, 1996). Ainda, foi observado um baixo número de espécies reofilicas nos três grupos avaliados. Isto pode ser explicado pela baixa tolerância dessas espécies à perda de substratos consolidados e heterogêneos, o que é comum em riachos cujos arredores já foram desmatados, o que implica em maior assoreamento do canal e, conseqüentemente, homogeneização do hábitat (Toham & Teugels, 1999).

A partir dos resultados do IBI, foi observado que os riachos avaliados demonstraram condições muito pobres de integridade biótica. Quando comparadas com a condição referência, os resultados apontam para o fato que nenhum dos modelos de usos do solo avaliadas são aptos a sustentar uma assembleia de peixes

equilibrada. Os resultados observados são esperados ao considerar o histórico de cobertura territorial do Estado de São Paulo que, devido a processos socioeconômicos, sofreu ocupação cada vez maior de áreas para fins agropecuários, com um evidente domínio de pastagens e cana-de-açúcar (Silva et al., 2007b). Tais mudanças no uso do solo impactam drasticamente os ambientes de riacho, manifestando-se através da erosão do solo, instabilidade das margens, aumento da sedimentação, alterações nas características físicas e estruturais da água, bem como a sua contaminação, com consequente perda de biodiversidade (Silva et al., 2007b; França et al., 2013).

A maioria dos riachos amostrados estavam inseridos em matriz de pastagem, sendo que o grupo apresentou os piores valores de integridade biótica e de integridade física. Os riachos inseridos em pastagem têm como fitofisionomia prevalente a dominância de gramíneas, sobretudo Poaceae, nas margens dos riachos (Casatti et al., 2009a). Estudos anteriores demonstraram que os riachos dominados por gramíneas têm faunas de peixes mais simplificadas do que as não gramíneas (a exemplo de Casatti et al., 2009a). Isto porque a vegetação marginal desempenha um papel importante na sustentabilidade das populações de peixes dos rios, porque afeta a luz, a temperatura, o habitat, a qualidade da água e os alimentos disponíveis para estes organismos (Pusey & Arthington, 2003). A perda da vegetação marginal e dominância de gramíneas no ambiente está relacionada à diminuição da complexidade e qualidade das estruturas de habitats nos riachos, bem como a diminuição de microhabitats para organismos aquáticos (Casatti et al., 2009a). Além disso, a dominância do grupo provoca a diminuição do provimento de matéria orgânica e material lenhoso para o ambiente, assim como a redução da proteção nos corpos d'água e aumento de temperatura e luminosidade nos mesmos (Pusey & Arthington, 2003).

O grupo CAN apresentou maior valor de IBI entre os grupos analisados. Além disso, foi majoritariamente classificado como regular de acordo com o PHI e como moderadamente perturbado de acordo com o PAHF. O resultado pode sugerir que esse tipo de uso do solo oferece maior proteção, micro-habitats e matéria orgânica aos ambientes de riachos quando comparado às pastagens e usos mistos. No entanto, o mesmo ainda apresenta condições muito pobres de integridade biótica. Além disso, os valores obtidos no Mann-Whitney indicam que os riachos em meio à cana-de-açúcar não apresentam resultados que divergem significativamente dos

outros grupos para além do grupo referência, o que indica que os mesmos não são aptos a manter a integridade do ambiente.

Monoculturas de cana-de-açúcar causam inúmeros impactos negativos aos ambientes aquáticos (Santos et al., 2015; França et al., 2023). Tais impactos estão relacionados com o desmatamento, a degradação do solo e a contaminação e esgotamento dos corpos d'água (Santos et al., 2015). Em estudo sobre os impactos do cultivo de cana-de-açúcar nos riachos de cabeceira, França et al. (2023) observaram que em bacias hidrográficas cobertas por plantações de cana-de-açúcar, os riachos apresentam condições estruturais e de habitat mais pobres do que aqueles que possuem vegetação nativa, devido, principalmente, à homogeneização estrutural causada pelas plantações. De fato, os efeitos negativos que monoculturas de cana-de-açúcar causam sobre diferentes aspectos das comunidades de peixes de riachos vêm sendo bem documentados nos últimos anos (Santos et al., 2015; Carvalho et al., 2017; Zeni et al., 2017; Gonino et al., 2019).

Quanto aos riachos do grupo MIX, as pontuações recebidas nos protocolos físicos foram as mais elevadas, o que é esperado em uma matriz que apresenta maior heterogeneidade estrutural e uma proporção maior de vegetação nativa. No entanto, a classificação final é semelhante a dos riachos do grupo CAN, ou seja, os riachos foram classificados como regulares de acordo com o PHI e como moderadamente perturbados de acordo com o PAHF. Além disso, o valor médio de IBI deste grupo foi menor do que o do grupo CAN. Segundo Shen et al. (2015), somente a presença de árvores de maior porte em uma estreita faixa ripária e maior diversificação do uso do solo não assegura a integridade biótica, pois a função ecológica dessa vegetação pode ser limitada.

Os baixos valores de IBI indicam cenários regionais preocupantes e corroboram com estudos anteriores sobre a perda de biodiversidade nos riachos do noroeste paulista. Casatti et al. (2006), já naquele período, demonstraram que os riachos localizados na região nordeste do Estado de São Paulo estão sujeitos a impactos ambientais que podem afetar negativamente a integridade biótica dos peixes. Posteriormente, Casatti et al. (2009) identificou, como resultado do longo histórico de degradação ambiental no noroeste paulista, a perda de espécies nativas na região. Esta perda está relacionada à influência dos habitats físicos na disponibilidade de locais para abrigo, reprodução e alimentos (Casatti et al., 2006). A partir dos resultados obtidos, constatamos a importância da vegetação ribeirinha em

torno dos cursos de água para redução dos efeitos negativos das atividades antrópicas nos ecossistemas de água doce e para a manutenção da integridade biótica, o que já foi apontado em estudos anteriores, a exemplo de Ferreira & Casatti (2006a), Casatti et al. (2006; 2009a), Santos et al. (2015) e Sousa al. (2020).

Foi observada relação positiva entre o IBI e os índices físicos, o que indica que as melhores condições de integridade biótica estão presentes em riachos com melhores condições de integridade do hábitat físico, o que já foi observado em estudos anteriores (a exemplo de Ferreira & Casatti, 2006a, 2006b e Kovalenko et al., 2012). Com isso, constata-se que os parâmetros físicos do hábitat interagem diretamente com a comunidade aquática, mediando as interações dos organismos com a complexidade do habitat (Kovalenko et al., 2012). Contudo, o baixo ajuste dos dados indica que há um limite para o uso destes protocolos físicos como substitutos para o IBI. Neste contexto, o melhor ajuste entre Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos e IBI indica que o mesmo pode ser um potencial substituto para o IBI e pode ser uma ferramenta viável em contextos de monitoramento ambiental envolvendo a comunidade. No entanto, constata-se a necessidade de futuros ajustes, de modo que o protocolo possibilite uma análise da integridade física que tenha melhor ajuste à análise da integridade biótica.

De acordo com os resultados, observamos a importância da utilização de protocolos que associam informações sobre a integridade física e biótica de ambientes aquáticos, de modo que o monitoramento desses ambientes seja mais preciso e produza informações confiáveis acerca das condições ambientais. Por fim, reforçamos a importância do desenvolvimento e incentivos em projetos de monitoramento de ambientes aquáticos para a ampla compreensão desses locais e proposição de medidas eficazes para a conservação e restauração dos ambientes afetados pelas atividades humanas.

REFERÊNCIAS

Akhtar, N., Syakir Ishak, M. I., Bhawani, S. A. & Umar, K. (2021). Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water*, 13(19), 2660.

Araújo, F. G., Fichberg, I., Pinto, B. C. T. & Peixoto, M. G. (2003). A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4), 516-526.

Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P. & Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575, 83-94.

Belletti, B., Rinaldi, M., Buijse, A. D., Gurnell, A. M., & Mosselman, E. (2015). A review of assessment methods for river hydromorphology. *Environmental Earth Sciences*, 73, 2079-2100.

Brejão, G. L., Hoeinghaus, D. J., Pérez-Mayorga, M. A., Ferraz, S. F. & Casatti, L. (2018). Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. *Conservation Biology*, 32(4), 860-871.

Bryce, S. A., Hughes, R. M. & Kaufmann, P. R. (2002). Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management*, 30, 294-310.

Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M. & Petrucio, M. (2002). Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividade de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1), 91-98.

Casatti, L., Ferreira, C. P. & Carvalho, F. R. (2009a). Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632, 273-283.

Casatti, L., Ferreira, C. P. & Langeani, F. (2009b). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623, 173-189.

Casatti, L., Langeani, F. & Ferreira, C. P. (2006). Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38, 974-982.

Casatti, L. & Ortigossa, C. (2021). Avaliação da integridade biótica de riachos a partir da ictiofauna. *Oecologia Australis*, 25(2), 531-545.

Casatti, L., Teresa, F. B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A. R., Gonçalves, C. D. S. & Zeni, J. O. (2012). From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish?. *Neotropical Ichthyology*, 10, 205-214.

Carvalho, D. R., Castro, D. M. P., Callisto, M., Moreira, M. Z. & Pompeu, P. S. (2017). The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. *Hydrobiologia*, 795, 199-217.

Dionne, M., & Karr, J. R. (1992). Ecological monitoring of fish assemblages in Tennessee River reservoirs. In: McKenzie D. H., Hyatt D. E. & McDonald V. J. (Eds.). *Ecological Indicators*. Boston: Springer, 259-281.

Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163-182.

Ferreira, C. P. & Casatti, L. (2006a). Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3), 642-651.

Ferreira, C. P. & Casatti, L. (2006b). Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, 6(3).

França, J. S., Solar, R., Hughes, R. M. & Callisto, M. (2019). Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio*, 48, 867-878.

<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutoflorestal/areas-protegidas/florestas-estaduais/noroeste-paulista/> Acesso em: 16/10/21.

IPT. (1999). Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados - minuta. Comitê da Bacia Hidrográfica do São José dos Dourados e Fundo Estadual de Recursos Hídricos.

Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6), 21-27.

Karr, J. R. & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.

Kennard, M. J., Arthington, A. H., Pusey, B. J. & Harch, B. D. (2005) Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50, 174-193.

Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M. & Warfe, D. M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685, 1-17.

Lucena, C. A. S., Calegari, B. B., Pereira, E. H. L. & Dallegrave, E. (2013). O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 105, 20-24.

Moyle, P. B., Brown, L. R. & Herbold, B. (1986). Final report on development and preliminary tests of indices of biotic integrity for California. Final Project Report to Environmental Protection Agency. Corvallis: Environmental Research Laboratory.

Moyle, P. B. & Light, T. 1996. Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78(1-2), 149-161.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., & Porcher, J. P. (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of rivers "health" in France. *Freshwater Biology*, 47(9), 1720-1735.

Oliveira, R. B. S., Castro, C. M. & Baptista, D. F. (2008). Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 487-505.

Ortigossa, C. (2020). Escala espacial e histórico do desmatamento: respostas do índice de integridade biótica da ictiofauna em riachos amazônicos. Dissertação de mestrado. UNESP, Universidade Estadual “Júlio de Mesquita Filho”, São Paulo.

Roa-Fuentes, C. A. (2016). Stream fishes in a tropical agricultural landscape: influence of environmental features at different spatial scales on multiple facets of biodiversity. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas.

Roa-Fuentes, C. A. & Casatti, L. (2016). Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region. *Journal of Freshwater Ecology*, 32(1), 281-295.

Rodrigues, R. R. & Bononi, V. L. R. (orgs.). (2008). Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. São Paulo, Instituto de Botânica, 248 p.

Ruaro, R. & Gubiani, E. A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29, 105-110.

Santos, F. B., Ferreira, F. C. & Esteves, K. E. (2015). Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 98, 1895-1912.

Silva, A. M., Casatti, L., Alvares, C. A., Leite, A. M., Martinelli, L. A. & Durrant, S. F. (2007a). Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. *Scientia Agricola*, 64(4), 336-343.

Silva, A. M., Nalon, M. A., Kronka, F. J. D. N., Alvares, C. A., Camargo, P. B. D., & Martinelli, L. A. (2007b). Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64, 325-335.

Silva, J. M., Rauch, C. L., Hepp, L. U., Decian, V. S. & Restello, R. M. (2020). Protocolo de análise rápida: alternativa para avaliar qualidade ambiental em riachos de cabeceira em Mata Atlântica, Sul do Brasil. *Revista Perspectiva*, 44(165), 47-60.

Toham, A. K. & Teugels, G. G. (1999). First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical west African river system. *Hydrobiologia*, 397, 29-38.

Weigel, B. M., Henne, L. J. & Martinez-Rivera, L. M. (2002). Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(4), 686-700.

Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz, R. J. & Frithsen, J. B. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158.

Whittier, T. R., Hughes, R. M., Stoddard, J. L., Lomnický, G. A., Peck, D. V., & Herlihy, A. T. (2007). A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the western USA. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136(3), 718-735.

Wu, N., Schmalz, B. & Fohrer, N. (2012). Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators*, 13(1), 158-167.

Zeni, J. O. (2017). A decade later: the effects of land use changes in biodiversity patterns of stream fish assemblages from a tropical agroecosystem. Tese (Doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas - UNESP.

Zeni, J. O. & Casatti, L. (2014). The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, 726, 259-270.

Zeni, J. O., Hoeinghaus, D. J. & Casatti, L. (2017). Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuel production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. *Freshwater Biology*, 62(12), 2026-2038.

CAPÍTULO II

Protocolo para o monitoramento participativo de riachos

RESUMO

O monitoramento participativo é um movimento que integra os cidadãos não especialistas nas atividades de monitoramento ambiental e na conservação e manejo da biodiversidade. Para que seja efetivo e traga resultados confiáveis, no entanto, é essencial que os participantes conheçam a forma como as atividades humanas estão afetando os ambientes naturais e as questões relacionadas à recuperação e manejo dos ecossistemas. Além disso, é necessário que sejam utilizados protocolos que possuem métricas simples e que possam ser facilmente compreendidas pela população não especialista, de modo que a prática não incorra em erros ou em análises imprecisas. Tendo em vista o exposto, neste capítulo investigamos se seria possível validar um protocolo simples (Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, cf. França & Callisto, 2019), de fácil compreensão, para avaliar a qualidade ambiental de riachos do noroeste paulista. Foram amostrados cinco riachos urbanos da região de São José do Rio Preto, inseridos nas bacias do Turvo-Grande e Tietê-Batalha, no noroeste do estado de São Paulo. Os riachos selecionados foram aqueles em que foi possível aplicar os protocolos com a comunidade. Em campo, foi realizada a amostragem dos peixes, por meio de esforço padronizado de coleta, e a mensuração das variáveis físicas e químicas da água em trechos de 80 m de cada riacho. Além disso, foram determinadas as variáveis físicas de cada riacho para o cálculo do Índice Físico do Habitat (PHI) e para a obtenção do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos. Para a aplicação dos protocolos foram contatados representantes de instituições e pessoas não vinculadas à nenhuma instituição. No total, a pesquisa contou com 62 participantes. Os riachos amostrados foram classificados nas categorias mais baixas de integridade biótica, a partir do IBI, e, de acordo com o PHI, foram caracterizados como pobres. Pelo Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, três riachos foram classificados como altamente perturbados e dois como moderadamente perturbados. As avaliações dos participantes e da pesquisadora convergiram para conclusões similares, sendo que não foram observadas diferenças estatísticas significativas. Tais resultados demonstram que o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos pode ser utilizado para o monitoramento participativo de riachos.

INTRODUÇÃO

A ciência cidadã é um movimento que tem como pressuposto o envolvimento da comunidade na pesquisa científica e na produção de novos conhecimentos para a ciência e sociedade (Vohland et al., 2021). A partir desta perspectiva, surgiu o monitoramento participativo, que é uma iniciativa que integra os cidadãos não especialistas nas atividades de monitoramento ambiental e na conservação e manejo da biodiversidade (Whitelaw et al., 2003; Tófoli et al., 2019). O monitoramento participativo pode ser nomeado também como monitoramento comunitário ou de base comunitária, monitoramento colaborativo ou pesquisa colaborativa (Tófoli et al., 2019).

Diferentes pontos de partida embasam as práticas de monitoramento participativo. Um deles está relacionado com as dificuldades operacionais apresentadas pelos órgãos e institutos responsáveis pelas atividades de monitoramento, que se encontram em um número reduzido de pessoas e contam com poucos recursos para toda a demanda necessária nessas atividades (Tófoli et al., 2019). A partir de estudos como os de Lovett et al. (2007) e Chandler et al. (2017), foi constatado que projetos de monitoramento envolvendo a comunidade são uma alternativa econômica para aquisição de dados e podem oferecer informações de qualidade para a formulação de políticas ambientais. Exemplos disso são abordagens em que cidadãos treinados fizeram observações efetivas e forneceram dados para complementar os programas de monitoramento ambiental (a exemplo de García & Brown, 2009; Castilla et al., 2015; Cunha et al., 2017; França et al., 2019; Perevochtchikova et al., 2020).

Além da abordagem que emprega uma visão puramente econômica sobre os benefícios das práticas de monitoramento participativo, há a constatação de que o monitoramento que desconsidera a população tem pouco impacto para o manejo e para a conservação da biodiversidade, conforme observado por Tófoli et al. (2019). As experiências passadas demonstraram ser necessário considerar, além do conhecimento obtido na academia, os saberes locais e tradicionais, visto que os conhecimentos populares podem trazer informações que são desconhecidas pela ciência (Hanazaki, 2003; García & Brown, 2009; França et al., 2019; Tófoli et al., 2019). Além disso, a integração com a população é importante não somente pelos

benefícios que ela pode trazer para a ciência, mas para que a própria comunidade possa se engajar em ações que visem a conservação da biodiversidade e melhorias nas políticas ambientais e sanitárias (García & Brown, 2009).

O monitoramento da biodiversidade é realizado através de etapas relacionadas à identificação do problema ou situação de interesse, à concepção de metodologias, coleta dos dados, análise de dados e à utilização dos resultados, podendo variar a depender da abordagem utilizada. Neste contexto, a participação da população pode se dar apenas durante as etapas de coleta de dados em campo, mas as experiências em que a participação se deu em todas as etapas do monitoramento se mostraram mais efetivas (García & Brown, 2009; Tófoli et al., 2019). Contudo, sem as informações necessárias, a população tem a sua capacidade de cobrança muito limitada, visto que não pode demonstrar as causas e consequências dos impactos ambientais (García & Brown, 2009). Portanto, para que os projetos de monitoramento participativo tragam resultados confiáveis, é essencial que os participantes conheçam a forma como as atividades humanas estão afetando os ambientes naturais e a complexidade das questões relacionadas à recuperação e manejo dos ecossistemas (García & Brown, 2009). Além disso, é necessário que sejam utilizados protocolos que possuem métricas simples e que possam ser facilmente compreendidas pela população não especialista, a exemplo dos protocolos propostos por França & Callisto (2019) e Silva et al. (2020), de modo que a prática não incorra em erros ou em análises imprecisas.

Alguns estudos trazem tópicos essenciais para as práticas que envolvem a comunicação científica e para as atividades de monitoramento participativo, como a importância de traduzir conceitos científicos complexos em uma linguagem de fácil compreensão e a importância de conhecer o público-alvo dessas atividades (a exemplo García & Brown, 2009; Pidgeon & Fischhof, 2011; Scoarize et al., 2020). Outro ponto importante levantado por Scoarize et al. (2020) é a necessidade de utilizar uma abordagem interdisciplinar, envolvendo profissionais de diversas áreas do saber (como artes cênicas, educação e psicologia). Deve-se, contudo, fugir das práticas paternalistas que consideram que somente os conhecimentos produzidos na universidade devem ser valorizados e que as interações com a comunidade tem como objetivo único a passagem de conhecimento do cientista para a população. Pidgeon & Fischhof (2011) fazem um apontamento importante ao colocar a importância da escuta nos processos, afirmando que “não há como saber quais

informações as pessoas precisam sem fazer uma pesquisa que comece por ouvi-las”. Problemas complexos exigem soluções rebuscadas, portanto, a escuta tem papel essencial em nos proteger contra soluções simplistas (Pidgeon & Fischhof, 2011). Desta forma, a ciência cidadã e as práticas de monitoramento participativo podem auxiliar na democratização da ciência, através do compartilhamento de informações entre cientistas e não cientistas (Conrad & Hilchey, 2011).

Na ciência cidadã, um desafio é tirar a centralidade do monitoramento participativo que tem como foco principal a diminuição de custos econômicos, pois a conservação da natureza não tem importância somente para os cientistas, mas para toda a sociedade. Na verdade, a maior parte da população é altamente impactada devido aos problemas ambientais. Por exemplo, Vörösmarty et al. (2010) e Castilla et al. (2015) identificaram que a maior parte da população mundial (4,8 bilhões de pessoas) vivia em áreas de alto risco para a segurança hídrica e a biodiversidade. De fato, termos emergentes como “racismo ambiental” e “refugiados do clima” nos mostram que a população racializada e das classes sociais mais baixas é a principal atingida pelos impactos ambientais e pelas mudanças climáticas (Ferdinand, 2022). Portanto, as práticas de monitoramento participativo devem ter como foco as reais necessidades da população e as ações devem ser construídas de forma conjunta e levando em consideração os diferentes pontos de vista.

Sob outra perspectiva, é possível observar que as comunidades têm se organizado de diversas maneiras para fazer frente à crise socioambiental e climática, bem como garantir melhores condições de vida. Há, no Brasil, inúmeros exemplos de como as comunidades se arranjam para fazer frente aos problemas socioambientais. Moraes et al. (2023) observaram através de seis comunidades distintas, que as populações, frente a problemas ambientais de diversas ordens, se auto-organizaram de maneiras similares para gerar soluções para seus problemas. Os autores observaram que, nestes casos, alguns elementos se repetem, como o uso do capital humano e social (relacionado aos conhecimentos de cada membro da comunidade e às relações estabelecidas entre os membros de uma população), parcerias com atores externos (como ONGs, universidades, pesquisadores e turistas), espaços que favorecem a interação social, geração de oportunidades (importante tanto para que os indivíduos pudessem se reestruturar financeiramente, como para que tivessem seus direitos garantidos) e ação de lideranças que agiram como catalisadores do interesse coletivo.

Considerando o cenário do noroeste paulista, que apresenta inúmeros problemas socioambientais advindos do predomínio de monoculturas e pastagem, bem como das áreas urbanas, é possível observar manifestações e iniciativas da população na defesa dos ecossistemas naturais. Um exemplo é do projeto desenvolvido pela E.E. Alzira Valle Rolemberg, chamado “Salve o Córrego Piedadinha”(<https://www.educacao.sp.gov.br/professora-da-nova-vida-corrego-de-rio-preto/>), no qual professores, estudantes e a comunidade local, ao observarem a situação crítica de um córrego localizado no bairro ao qual estão inseridos, têm se organizado para garantir a revitalização do local e a proposição de políticas para a conservação do mesmo.

Tendo em vista o exposto, neste capítulo investigamos se é possível validar um protocolo simples (Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, cf. França & Callisto, 2019), de fácil compreensão, para avaliar a qualidade ambiental de riachos do noroeste paulista. A região de São José do Rio Preto foi usada como modelo para esse estudo, pois: (i) já conta com ações ambientais que facilitariam a mediação com participantes da pesquisa; (ii) possui riachos onde seria possível levantar os atributos para a construção de índices que serviriam para a validação do protocolo; (iii) está inserida em uma região onde esses índices já foram validados regionalmente (capítulo I desta Dissertação).

METODOLOGIA

Área de estudo

Foram amostrados cinco riachos urbanos da região de São José do Rio Preto, inseridos nas microbacias do Turvo-Grande e Tietê-Batalha, no noroeste do estado de São Paulo (tabela 1, figura 1). Os riachos selecionados foram aqueles em que foi possível realizar os protocolos com a comunidade.

Tabela 1. Riachos amostrados e suas respectivas localizações e coordenadas.

Riachos	Cidade	Coordenada dos pontos amostrados
Córrego Cobertinho	São José do Rio Preto, SP	20°47'27.0"S 49°24'33.5"W
Córrego Tiago	São José do Rio Preto, SP	20°50'59.1"S 49°22'04.1"W
Córrego Piedadinha	São José do Rio Preto, SP	20°46'24.0"S 49°24'25.0"W
Córrego do Cervinho	Irapuã, SP	21°16'57.6"S 49°24'15.3"W
Córrego Felicidade	São José do Rio Preto, SP	20°46'23.10"S 49°21'18.83"W

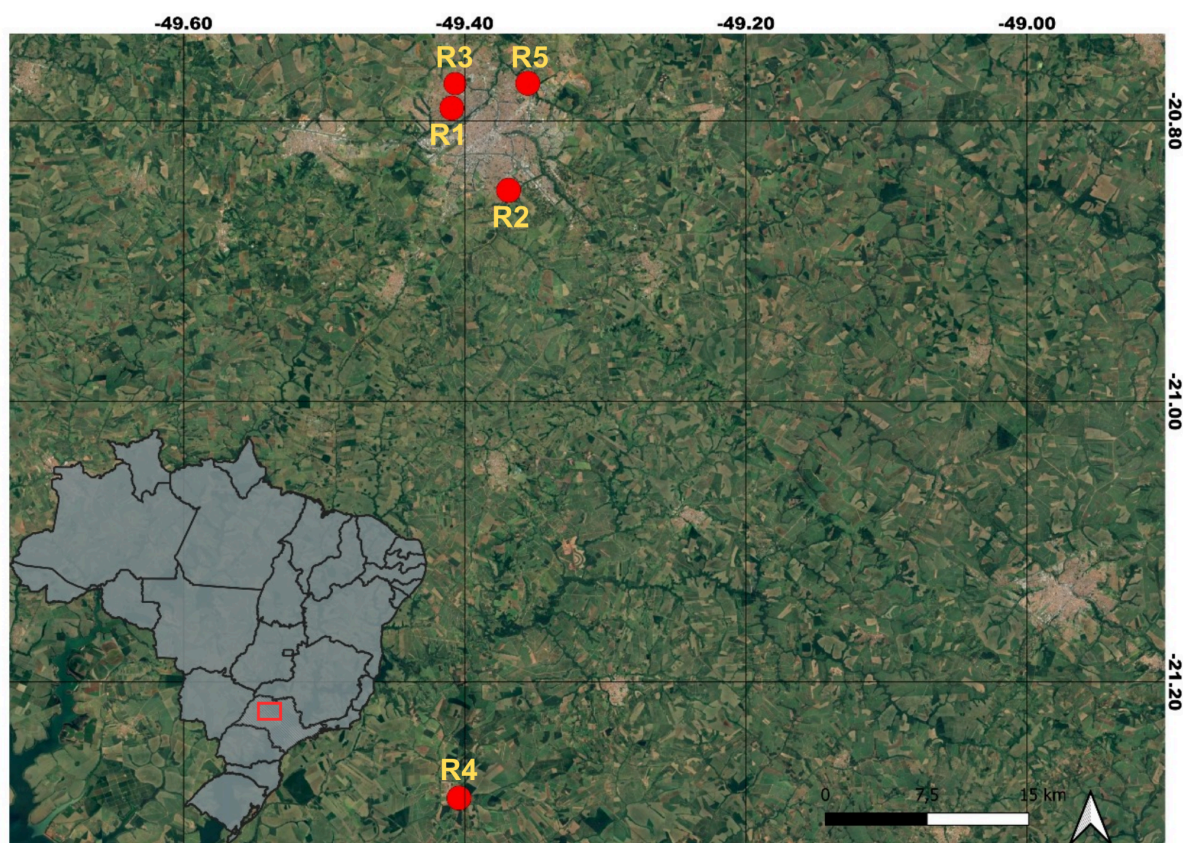


Figura 1. Imagem de satélite da região de São José do Rio Preto, noroeste do estado de São Paulo. Em verde estão as áreas rurais e marrom as áreas urbanas. As bolas vermelhas representam os locais amostrados, onde: R1 = Córrego Cobertinho, R2 = Córrego Tiago, R3 = Córrego Piedadinha, R4 = Córrego do Cervinho e R5 = Córrego Felicidade.

Coleta das variáveis ambientais

As amostragens em campo foram realizadas de agosto a novembro de 2022, sob coordenação da Mestranda, que foi auxiliada por membros da equipe do Laboratório de Ictiologia do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (IBILCE/UNESP), José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

Em campo, foi realizada a mensuração das variáveis físicas e químicas da água (oxigênio dissolvido, pH, condutividade, temperatura, nitrato, ortofosfato e amônia), avaliadas em trechos de 80 m de cada riacho. Além disso, foram determinadas as variáveis físicas de cada riacho para o cálculo do Índice Físico do Habitat (PHI, cf. Casatti et al., 2006), e para a obtenção do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (cf. França & Callisto, 2019, Anexo 5), sendo elas: temperatura, condutividade, pH,

oxigênio dissolvido, correnteza, profundidade, largura do riacho, substrato, matéria vegetal no leito e vegetação marginal.

Amostragem da ictiofauna e cálculo do IBI

Os peixes foram amostrados por meio de esforço padronizado de coleta, que consistiu na amostragem de 80 metros de extensão do riacho por 3 horas, com a utilização de rede de arrasto de 2 metros com malha de 5 mm e peneira. Após a captura, todos os indivíduos foram eutanasiados em solução anestésica de eugenol (Lucena et al., 2013) e, em seguida, fixados em solução de formalina a 10%. Após uma semana fixados no formol, os peixes foram lavados em água corrente e conservados em solução de etanol a 70%, quando foram identificados, contados e pesados, para a obtenção da abundância e biomassa total por espécie.

As coletas de peixes receberam autorização do MMA-ICMBio-SISBIO (registros de expedição 73812 e 73942). Os espécimes coletados foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. Após a obtenção dos dados da ictiofauna para cada riacho, foi determinado o Índice Físico do Habitat (PHI, cf. Casatti et al., 2006) e aplicado o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (França & Callisto, 2019, Anexo 5), seguindo os métodos descritos no capítulo I desta Dissertação.

Validação do protocolo pela população

A pesquisa teve como público-alvo estudantes do ensino básico com idade superior a 12 anos e população com idade superior a 15 anos que residiam, estudavam ou trabalhavam em áreas próximas aos córregos amostrados. Por envolver seres humanos, essa etapa da pesquisa foi submetida à avaliação pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos (CAAE 60858722.9.0000.5466) da UNESP, câmpus de São José do Rio Preto.

Para mediar a aproximação com os possíveis participantes da pesquisa, previamente foram contatados professores de escolas públicas, organizações de

moradores, organizações ambientalistas, um grupo escoteiro, uma liderança de ocupação e pessoas não vinculadas às instituições. Os participantes tiveram que concordar com o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) ou Termo de Assentimento Livre e Esclarecido (TALE), antes da realização das atividades. Após um contato inicial com os participantes, quando foi feito o convite para a participação na pesquisa, foi disponibilizado o TCLE e o TALE para menores de 18 anos, para que pudesse ser obtida a anuência de participação junto dos responsáveis. Para os maiores de 18 anos, foi disponibilizado o TCLE. Após a obtenção dos termos assinados, foi iniciada a visita a cada riacho.

Para a realização das atividades nos riachos, foram disponibilizadas perneiras, repelentes e pranchetas com os protocolos impressos a todos os participantes. Foram formados grupos de até 10 participantes para evitar aglomerações. Cada atividade em campo se iniciou com a exposição feita pela pesquisadora. Os assuntos abordados abrangeram as características gerais dos riachos, uma breve explicação sobre o monitoramento ambiental e a diferença entre os protocolos biológicos e físicos utilizados para o monitoramento. De modo que a avaliação de cada participante não fosse enviesada pela pesquisadora, foi feita apenas uma explicação geral sobre o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (França & Callisto, 2019), sem que fosse tratado sobre as características dos riachos avaliados antes da finalização de todos os protocolos. A exposição variou de acordo com cada grupo trabalhado, devido às limitações na disponibilidade dos participantes. De forma geral, no entanto, a exposição foi feita no mesmo dia em que o protocolo foi realizado e as informações passadas sofreram pouca variação. Após essa etapa expositiva, os participantes foram convidados a individualmente avaliarem os atributos físicos do habitat, com a finalidade de realizar as suas próprias avaliações.

Análise dos dados

Foi obtida a média e desvio-padrão das avaliações feitas pelos participantes em cada riacho. Além disso, foi feita uma comparação entre os valores dos riachos referência e os valores obtidos pela pesquisadora e pelos participantes dos riachos degradados, através de gráficos “Box-and-Whisker”. Após a obtenção dos gráficos, foi realizado o teste de Mann-Whitney (U) para duas amostras independentes ($p <$

0,05), para avaliar se houve diferenças entre a avaliação da pesquisadora e dos participantes da pesquisa.

RESULTADOS

Caracterização da ictiofauna

Foram coletadas cinco espécies, pertencentes a três ordens e quatro famílias, com abundância total de 1.928 indivíduos (Anexo 7, Figura 2). *Poecilia reticulata* Peters, 1859 foi a espécie mais abundante, com 1.873 indivíduos coletados, o que representa 97,15% da abundância.

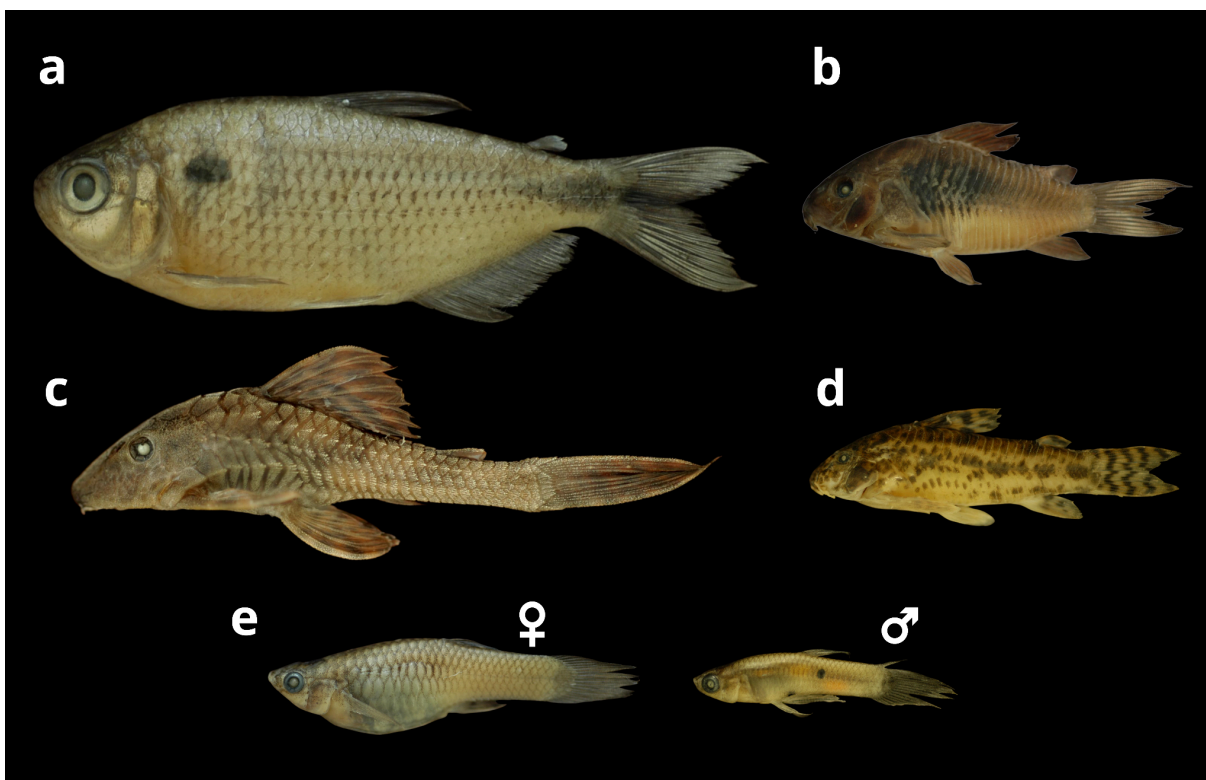
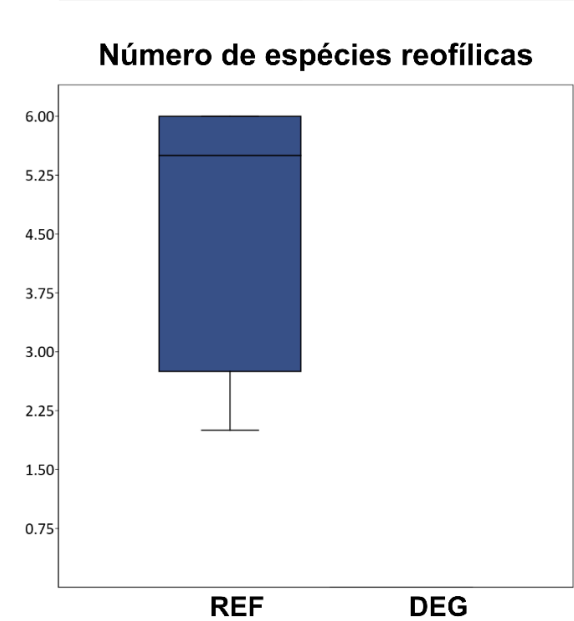
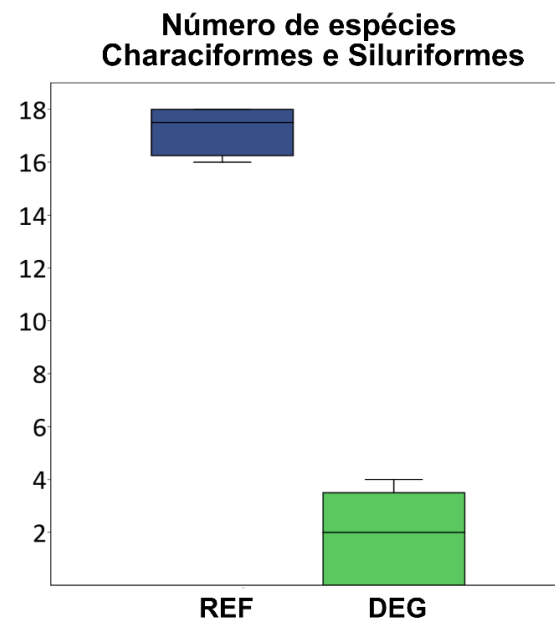
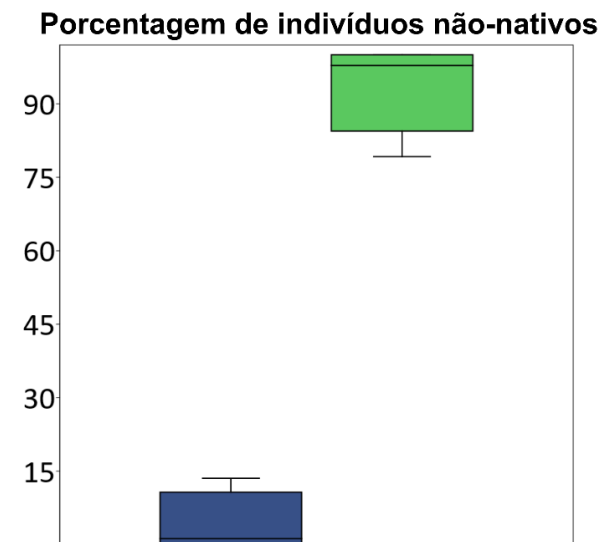
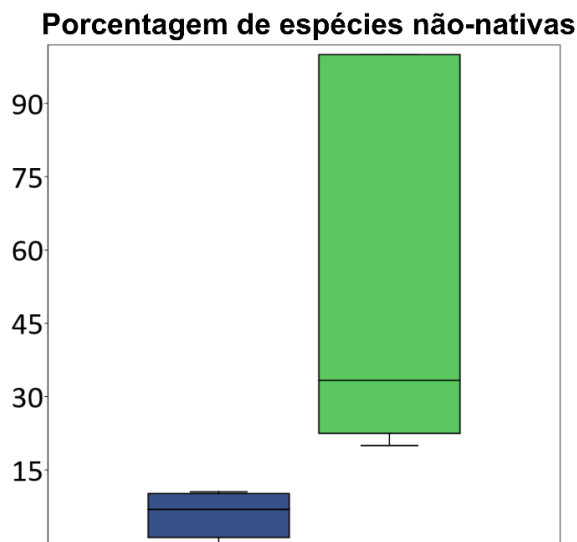
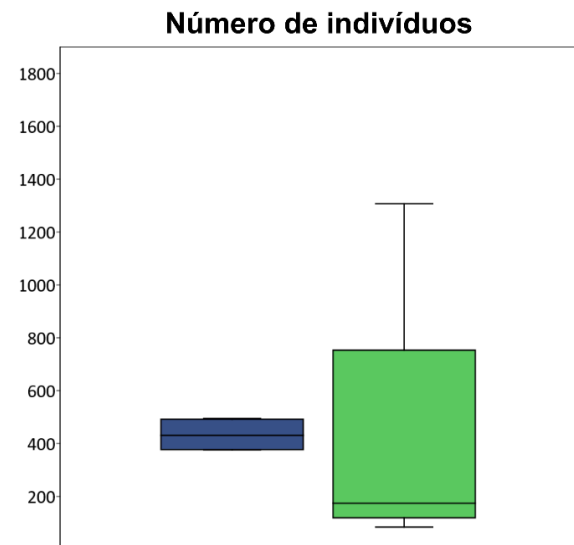
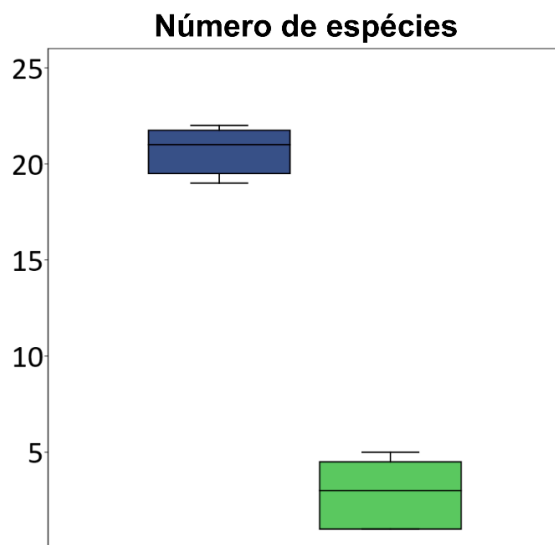


Figura 2. Exemplos das espécies coletadas. (a) *Astyanax lacustris* (CP = 60,2 mm). (b) *Corydoras aeneus* (34,43 mm SL). (c) *Hypostomus ancistroides* (CP = 54,04 mm). (d): *Aspidoras fuscoguttatus* (CP = 31,17 mm). (e) *Poecilia reticulata* (CP= 31,14 mm fêmea, 15,82 mm macho). Fotos: Yullia Kaory Shimizu Alves.

Integridade biótica e do hábitat

Foi realizada uma comparação entre os valores dos riachos referência e os riachos analisados para cada uma das nove métricas do IBI, através de gráficos “Box-and-Whisker” (Figura 3). O IBI variou de 1,0 a 1,4, indicando condição de integridade biótica muito pobre (Tabela 2, Figura 4), sendo que o valor médio foi de 1,08. A partir do teste de Mann-Whitney (U), foi observado que as diferenças entre os riachos avaliados e o grupo referência foram significativas (Tabela 3)

De acordo com o PHI, os riachos foram caracterizados como pobres, sendo que a pontuação variou de 67 a 90 (Tabela 2, Figura 5). Pelo Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos, três riachos foram classificados como altamente perturbados e dois como moderadamente perturbados, sendo que a pontuação variou de 20 a 50 (Tabela 2, Figura 5) e tais diferenças são significativas com relação aos riachos referência (Tabela 3).



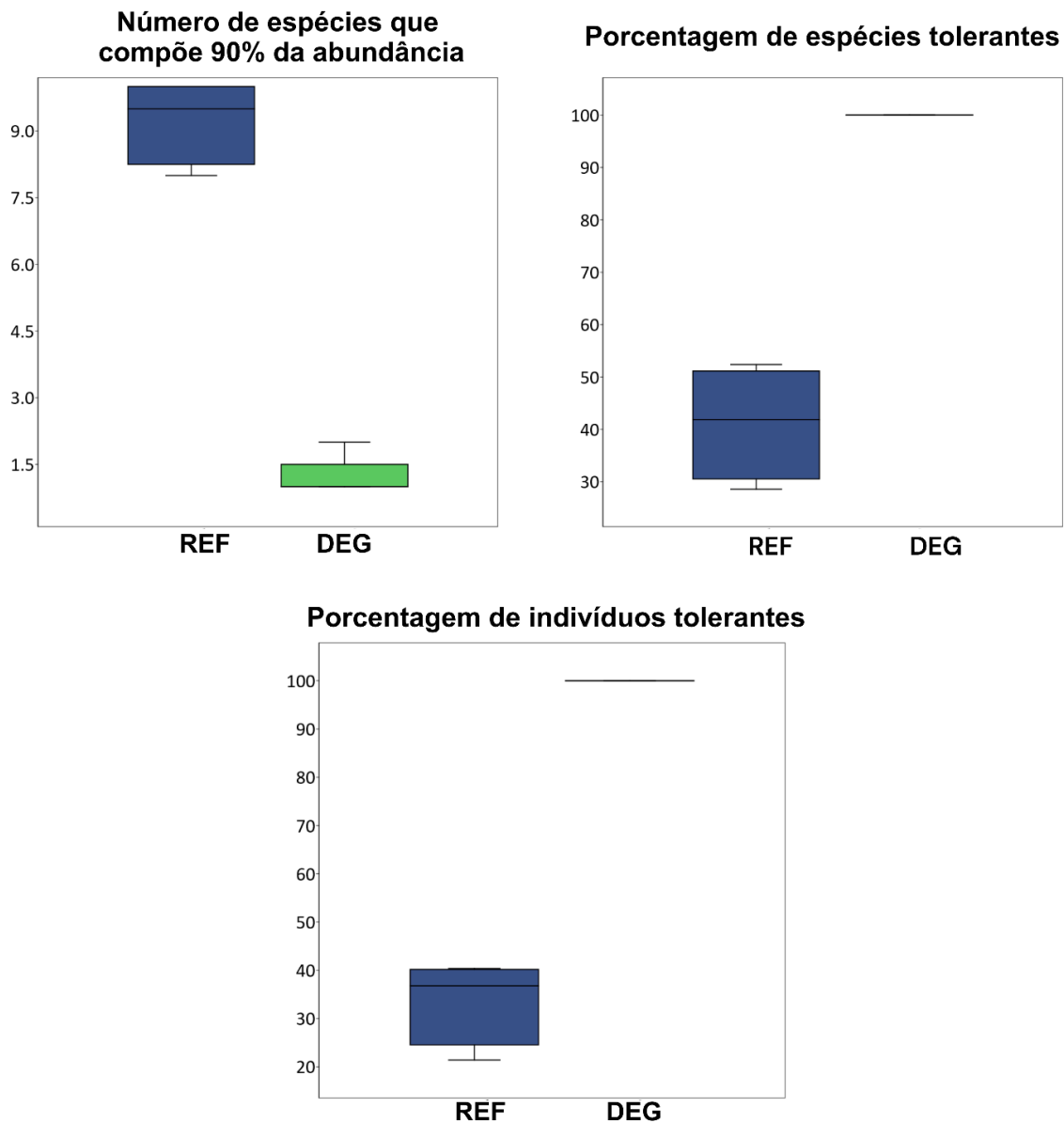


Figura 3. Gráficos Box-and-Whisker dos valores dos nove atributos biológicos nos riachos referência (REF) e nos riachos estudados nesta pesquisa (DEG = degradados). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

Tabela 2. Índice de Integridade Biótica (IBI), Índice Físico do Habitat (PHI) e Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF) para os riachos amostrados, bem como a classe de avaliação de acordo com cada índice. REF = riachos referência; R = riachos analisados.

Riacho	IBI	Classe do IBI ¹	PHI	Classe do PHI ²	PAHF	Perturbação
REF 1	4,33	bom	103	regular	85	mínima
REF 2	3,89	regular	143	bom	95	mínima
REF 3	4,56	bom	156	bom	100	mínima
REF 4	5,00	bom	152	bom	100	mínima
R1	1	muito pobre	77	pobre	40	alta
R2	1	muito pobre	90	pobre	35	alta
R3	1	muito pobre	67	pobre	20	alta
R4	1	muito pobre	73	pobre	50	moderada
R5	1	muito pobre	76	pobre	30	alta

Legenda: ¹ Classificação segundo Karr (1981).

² Classificação segundo Casatti et al. (2006).

Tabela 3. Valores obtidos no teste de Mann-Whitney (U) para os três protocolos. IBI = Índice de Integridade Biótica; PHI = Índice Físico do Habitat; PAHF = Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos; REF = riachos referência; e DEG = riachos degradados.

	IBI	PHI	PAHF
REF x DEG	U = 0 p = 0,007	U = 0 p = 0,007	U = 0 p = 0,007

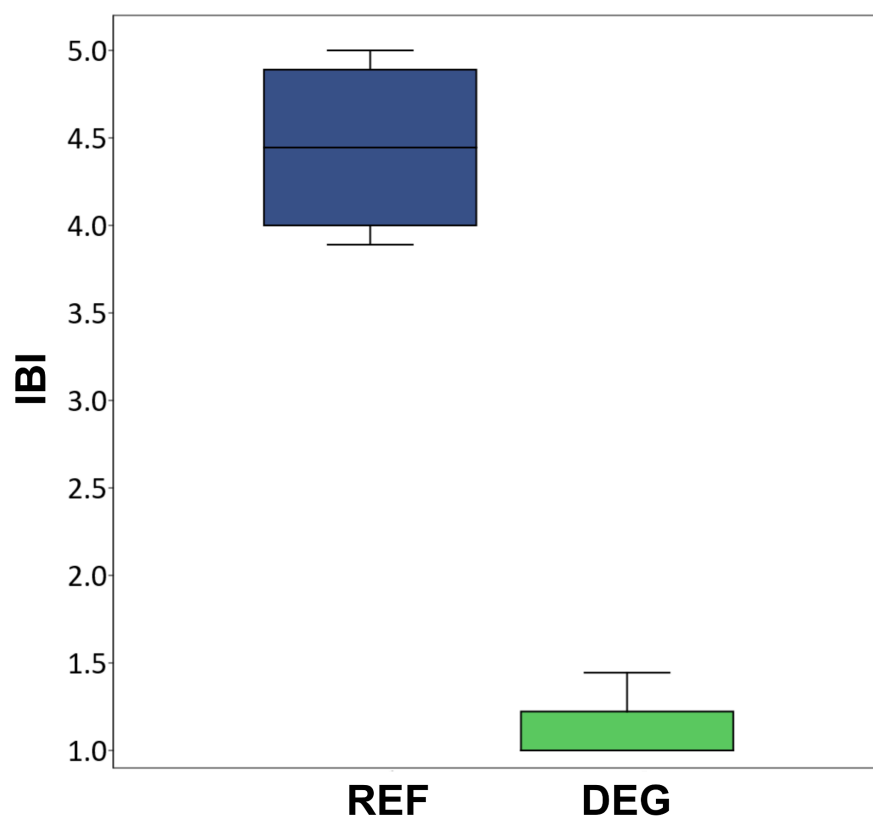


Figura 4. Gráfico Box-and-Whisker dos valores do Índice de Integridade Biótica (IBI) obtido nos riachos referência e nos riachos avaliados (DEG = degradados). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

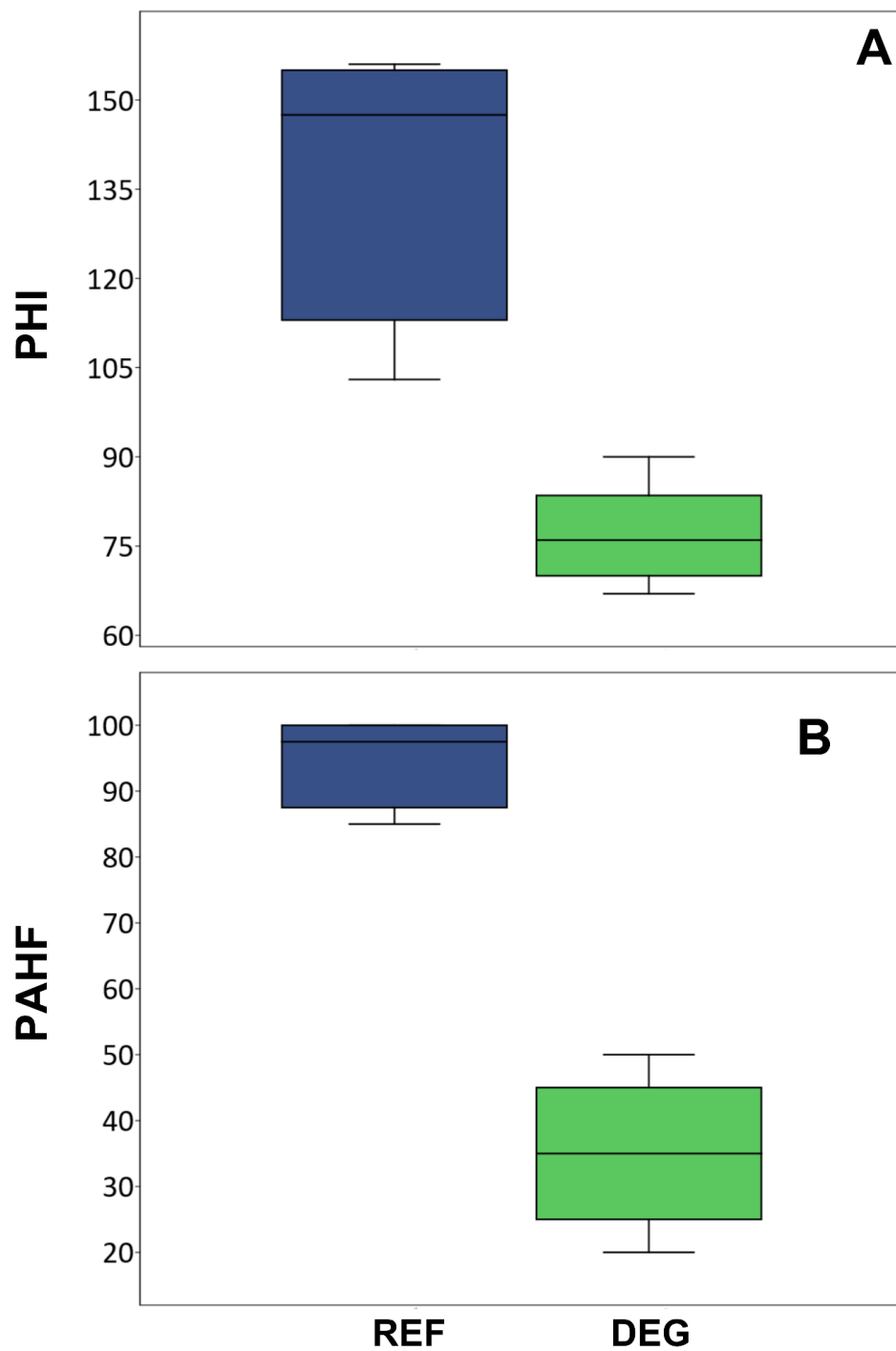


Figura 5. Gráficos Box-and-Whisker dos valores do Índice Físico do Habitat (PHI, A) e do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF, B) obtidos nos riachos referência e nos riachos avaliados (DEG = degradados). Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

Caracterização dos participantes da pesquisa

A pesquisa contou com 62 participantes dentro do perfil desejado, representados por 45 pessoas do sexo feminino (72,6%) e 17 do sexo masculino (27,4%). Do total de participantes, 15 eram moradores que residiam próximos aos córregos (24,2%), 21 eram estudantes do Ensino Fundamental e Médio (33,9%) e 26 eram estudantes dos primeiros anos do Ensino Superior (41,9%), conforme Figura 6.

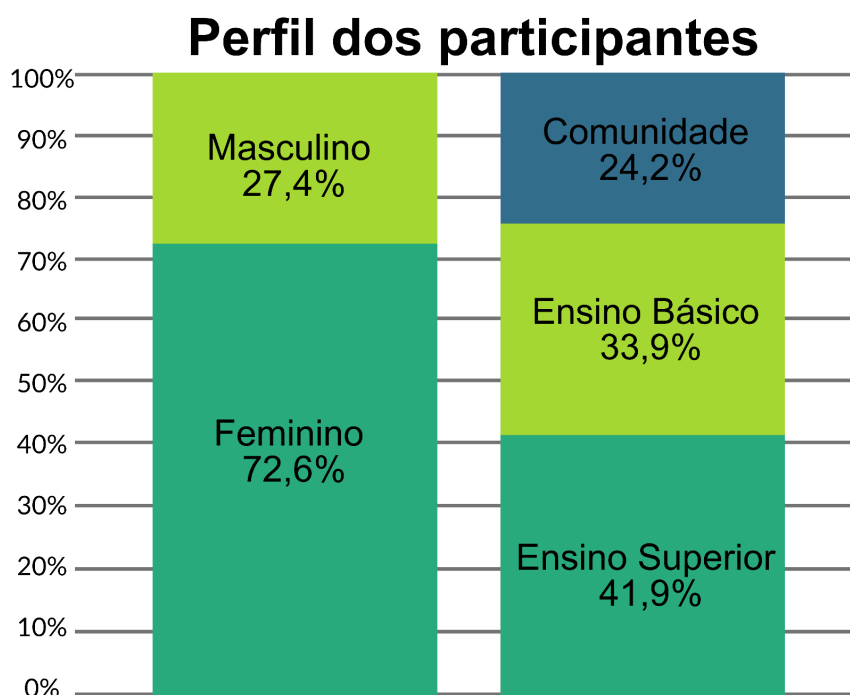


Figura 6. Perfil dos participantes da pesquisa quanto ao sexo e grau de escolaridade.

Avaliação realizada pelos participantes

Das instituições e organizações previamente contatadas, foi possível aplicar o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos em parceria com duas escolas públicas. Dentre os protocolos que foram aplicados pelos participantes da pesquisa, 21 foram no Córrego Piedadinha, com moradores e estudantes da E. E. Alzira Valle Rolemberg, especificamente em parceria com a Profa. Sandra Zanatta, que está coordenando o projeto “Salve o Córrego Piedadinha”. Oito protocolos foram aplicados no Córrego Cobertinho, com estudantes e professores da E. E. Celso

Abbate Mourão. Seis foram aplicados com moradores que residiam próximos ao Córrego Cervinho. Por fim, 17 protocolos foram aplicados no Córrego Felicidade e 10 no Córrego Tiago, com estudantes dos primeiros anos de Ciências Biológicas da UNESP/IBILCE (Figura 7).

De acordo com análise realizada pelos participantes, os córregos Tiago, Coberinho, Piedadinha e Felicidade foram caracterizados como altamente perturbados, enquanto que o córrego Cervinho foram caracterizados como moderadamente perturbados (Tabela 4). De acordo com o teste de Mann-Whitney ($U = 154$, $p = 0,4985$), não houve diferença significativa entre a análise realizada pela pesquisadora e a realizada pelos participantes, indicando que o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos é pouco sensível ao avaliador, o que pode ser observado nas Figuras 8 e 9.



Figura 7. Atividades de aplicação do protocolo de monitoramento participativo pelos participantes, onde A = Córrego Cobertinho, B = Córrego Tiago, C = Córrego Piedadinha, D = Córrego do Cervinho e E = Córrego Felicidade.

Tabela 4. Média das notas obtidas com o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (cf. França & Callisto, 2019) emitidas pelos participantes, desvios-padrão e caracterização de cada riacho conforme o grau de perturbação.

Riacho	Número de participantes	Média	Desvio-padrão	Perturbação
Cobertinho (R1)	8	48,125	10,33	Moderada
Tiago (R2)	10	39	9,37	Alta
Piedadinha (R3)	21	30,71	8,11	Alta
Cervinho (R4)	6	63,33	11,69	Moderada
Felicidade (R5)	17	27,94	9,20	Alta
VALOR FINAL	62	36,69	14,20	Alta

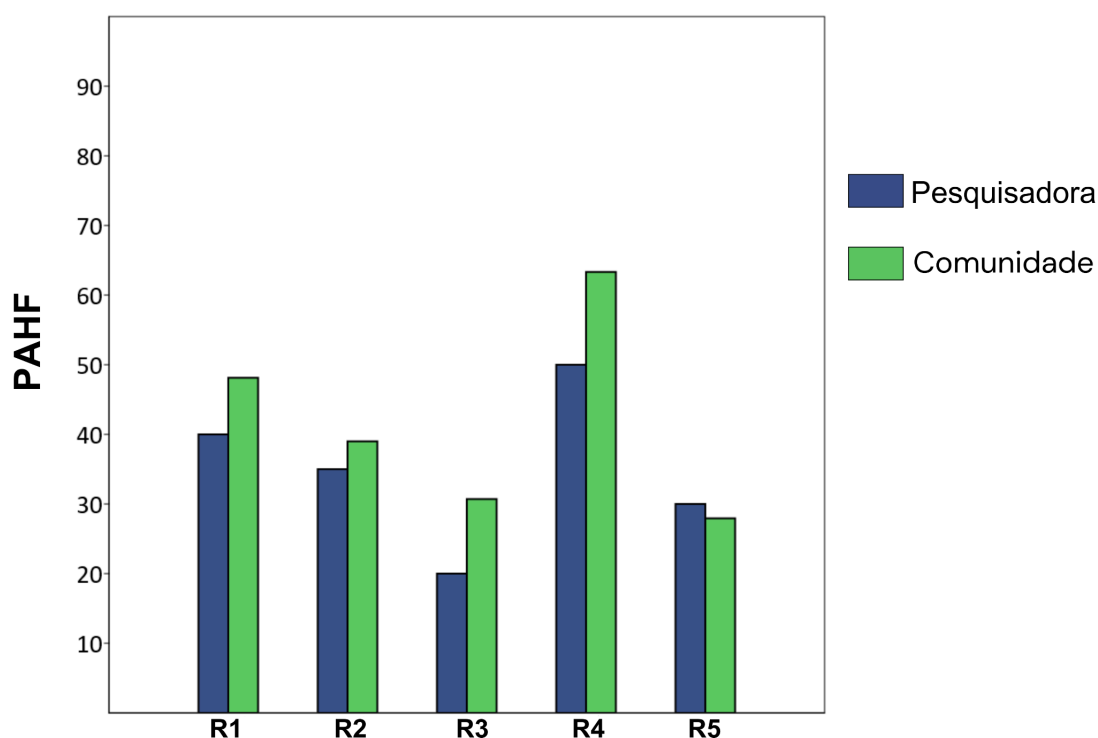


Figura 8. Respostas ao Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF) fornecidas pela pesquisadora (azul) e pela comunidade (vermelho). Eixo y = média das notas; eixo x = riachos amostrados, onde R1 = Córrego Cobertinho, R2 = Córrego Tiago, R3 = Córrego Piedadinha, R4 = Córrego do Cervinho e R5 = Córrego Felicidade.

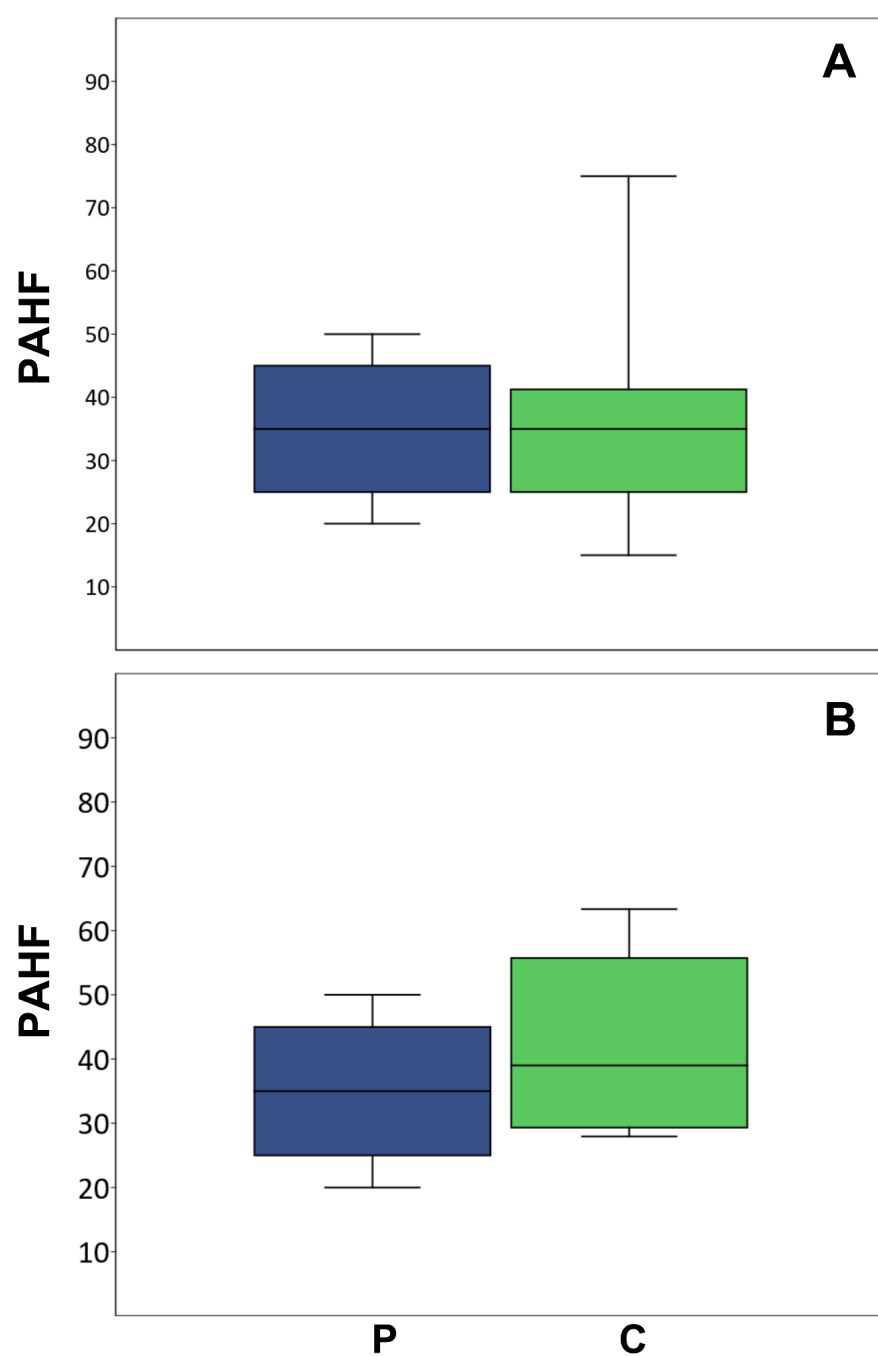


Figura 9. Gráficos Box-and-Whisker, com os valores do Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos (PAHF) obtidos pela pesquisadora (P) e pelos participantes (C). A = valores de todos os participantes da comunidade; B = valores com a média da comunidade. Barras nas caixas = mediana, caixa = quartis, barras verticais = valores máximos e mínimos.

DISCUSSÃO

Os riachos estudados apresentaram condições muito pobres de integridade biótica e condições pobres de integridade física, de acordo com o PHI. Foi notável a baixa riqueza de espécies nesses riachos, sendo que o máximo de espécies encontradas em um riacho foram cinco. Tais resultados são esperados para riachos urbanos (a exemplo do estudo desenvolvido por Pinto et al., 2006), visto que estas áreas apresentam modificações estruturais que afetam o funcionamento dos ecossistemas e as estruturas das comunidades aquáticas (Wu, 2014). Devido aos elevados distúrbios que a urbanização provoca aos recursos hídricos, em riachos urbanos é comum que as espécies sensíveis sejam totalmente eliminadas, enquanto as espécies tolerantes sejam favorecidas (Wang & Lyons, 2003). Tais processos acarretam na homogeneização biótica das comunidades aquáticas de riachos urbanos (McKinney, 2006).

A urbanização pode aumentar a possibilidade da entrada de espécies não-nativas às cidades, devido ao maior fluxo de pessoas e materiais, que oferecem oportunidade de organismos serem transportados para os riachos dentro das cidades (Padayachee et al., 2017). Além disso, o maior aporte de recursos para dentro dos riachos aumenta o potencial invasivo de espécies não nativas (Marques et al., 2020). *Poecilia reticulata*, também conhecida como guaru, barrigudinho ou *guppy*, foi dominante em todos os riachos, sendo que em dois foi a única espécie encontrada. Trata-se de uma espécie que tem sido favorecida em riachos urbanos, por apresentar ciclo de vida curto, rápida reprodução, elevada tolerância à contaminação e hábitos alimentares onívoros, alimentando-se inclusive de nutrientes advindos do esgoto (Marques & Cunico, 2021). Tais características garantem a sobrevivência de algumas espécies em ambientes que apresentam condições desfavoráveis, como é o caso das espécies da família Poeciliidae, que tem sido dominante em riachos urbanos ao redor do mundo (Marques & Cunico, 2021). Um estudo desenvolvido por Marques et al. (2020) sugere que o aumento da quantidade e qualidade de alimentos em córregos urbanos, sobretudo larvas de quironomídeos, permite que os indivíduos da espécie consigam atingir melhores condições de sobrevivência. Os autores observaram ainda que as populações de *guppy* de riachos urbanos têm densidade maior e tamanhos corporais maiores do que as

populações não urbanas. Este processo pode explicar a dominância deste grupo nos córregos estudados, sobretudo naqueles que possuem despejo de esgoto.

Dos cinco córregos avaliados, quatro foram classificados como altamente perturbados, isto porque apresentam impactos ambientais mais visíveis, como a extensa presença de lixo, contaminação visível de esgoto, assoreamento e extensas áreas erodidas. Um destes riachos, o Córrego Tiago, apresenta uma extensão maior de vegetação ripária devido a um plantio realizado por moradores e ambientalistas há alguns anos. No entanto, esta vegetação não resultou em melhores condições para a integridade física do córrego. Já o Córrego do Cervinho foi o único a ser caracterizado como moderadamente perturbado. O córrego está localizado em uma cidade de pequeno porte e que sofre maior influência de áreas rurais, com isso, pôde-se observar uma menor presença de estruturas impermeáveis e lixo, bem como uma presença relativamente maior de vegetação ripária.

De modo geral, as avaliações dos participantes e da pesquisadora convergiram para conclusões similares, sendo que não foram observadas diferenças estatísticas significativas. Tais resultados, aliados aos resultados do capítulo 1 (referentes à correspondência do PAHF com o IBI), demonstram que o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos pode ser utilizado para o monitoramento participativo de riachos. Este resultado corrobora com estudos que apontaram que cidadãos treinados podem realizar avaliações efetivas em atividades de monitoramento ambiental (vide García & Brown, 2009; Castilla et al., 2015; Cunha et al., 2017; França et al., 2019; Perevochtchikova et al., 2020). Os resultados obtidos reforçam a concepção de que a participação de cidadãos não especialistas é viável e pode possibilitar o compartilhamento de informações confiáveis entre cientistas e “não cientistas”.

Embora as atividades de monitoramento participativo tenham proporcionado trocas positivas obtidas entre os pesquisadores do laboratório e a comunidade, alguns pontos precisam ser levantados. Durante o desenvolvimento do projeto, ocorreram inúmeras dificuldades em conseguir o engajamento de participantes para a pesquisa. Uma das razões para a dificuldade pode estar relacionada à falta de inserção dos pesquisadores com a comunidade, causando uma desconfiança por parte das pessoas contactadas acerca das motivações do projeto. Além disso, a participação da comunidade se deu, na maioria dos casos, de forma pontual,

ocorrendo durante o treinamento e a avaliação propriamente dita dos córregos, o que pode ter dificultado o engajamento de maior número de pessoas.

A necessidade de uma integração maior entre diferentes atores foi observada através dos retornos positivos da parceria com a E.E. Alzira Valle Rolemberg. A escola já desenvolve um projeto de revitalização do Córrego Piedadinha, sob a liderança de uma professora, o que possibilitou uma parceria mais intensa entre os pesquisadores e a comunidade escolar. García & Brown (2009) e Tófoli et al. (2019) já fizeram afirmações sobre a importância da participação da população em todas as etapas do monitoramento, pois estas se mostraram mais efetivas em comparação àquelas em que a participação se dá de forma pontual. Ainda, Sterling et al. (2019) apontaram a relevância de lideranças para o sucesso das pesquisas com as comunidades, visto que os mesmos podem aumentar o envolvimento dos participantes. Nos outros riachos, a ausência de uma liderança mediadora pode ter sido mais uma circunstância que dificultou o engajamento dos participantes.

Reed et al. (2019) indicaram alguns pontos que são essenciais para o engajamento de todas as partes em projetos participativos, como a construção de fóruns de diálogo multissetoriais, a inclusão de comunidades locais e formuladores de políticas na construção do projeto, bem como a incorporação dos saberes indígenas e populares, sendo que ambos devem ter tanto valor quanto os saberes acadêmicos. Além disso, um estudo elaborado por Sterling et al. (2019) apontou a importância de envolver os participantes o mais cedo possível nos projetos e a necessidade de reconhecer que os participantes terão diferentes motivações para participar de um programa. Por isso, é essencial que haja a escuta ativa de ambas as partes, bem como confiança, respeito e transparência em todos os processos (Sterling et al., 2019).

Ao longo das atividades, foi perceptível a contribuição da comunidade para o conhecimento sobre a formação histórica dos córregos, bem como a partilha dos conhecimentos populares que foram valiosos para o desenvolvimento do projeto. Os participantes relataram a presença, no passado, de maior diversidade e abundância de peixes, bem como uma maior qualidade dos riachos. Além disso, muitas fontes de impactos aos riachos foram possíveis de serem identificadas através da consulta aos participantes. Ainda, foi observado que grande parte dos córregos conta com hortas comunitárias, mutirões de limpeza e movimentos de bairro para a cobrança de melhorias nos riachos. Isto reforça a importância de programas de monitoramento

que sejam horizontais e que dêem voz a todas as partes envolvidas. Uma vez que a concepção de grande parte dos programas de monitoramento é organizada de cima para baixo, centrando-se em dados e ignorando o contexto sociocultural das partes envolvidas, programas com diversidade de pessoas e organizações, bem como diversidade de motivações e conhecimentos, leva à complementaridade nas atividades (Kürl et al., 2020).

Em estudo sobre o uso e a qualidade da água por meio de pesquisas participativas, Garcia & Brown (2009) observaram que a participação da comunidade em todas as partes do estudo foi um fator determinante para um maior engajamento da comunidade na gestão dos corpos d'água. Ainda, de acordo com os autores, o envolvimento da população nas fases de criação e avaliação do projeto facilitou o ajuste das abordagens científicas ao contexto local, além de propiciar o conhecimento local sobre as características ambientais da região para a equipe do projeto (Garcia & Brown, 2009).

O foco principal deste estudo foi a validação de um protocolo já existente para o monitoramento ambiental participativo para o noroeste paulista, o que explica a participação da comunidade em apenas uma parte do projeto. No entanto, constatamos a importância da população de forma mais efetiva nos projetos de monitoramento participativo. Para isso, é necessário o emprego de uma visão global dos problemas enfrentados e o distanciamento de visões individualistas, de modo a evitar soluções simplistas.

Ao longo deste estudo, percebemos alguns dos principais desafios apresentados para a gestão colaborativa da biodiversidade. Um dos pontos é relativo à origem dos protocolos de monitoramento que, conforme citado anteriormente, são majoritariamente concebidos nas universidades, o que faz com que os mesmos nem sempre sejam aplicáveis com a comunidade (Buss et al., 2008). Além disso, mesmo que a relação entre as universidades e a comunidade tenham se estreitado nas últimas décadas, ela ainda não é orgânica, visto que há ainda pouca abertura para a integração dos saberes populares nas produções de conhecimento e para que as demandas da população sejam consideradas nas pesquisas (vide discussão sobre “práticas paternalistas” presente neste capítulo). Portanto, a aplicação deste protocolo pode ser uma importante ferramenta para o monitoramento da biodiversidade, mas a sua eficácia dependerá de ações que tenham o compromisso de construir soluções conjuntas com os diversos atores

afetados pelos problemas ambientais e que sejam organizadas de maneira horizontal, dando voz aos diferentes saberes e pontos de vista, de modo que ações tenham foco nas reais necessidades da população.

Em resumo, os riachos estudados apresentaram condições muito pobres de integridade biótica, de acordo com o IBI, e condições pobres de integridade física, de acordo com o PHI. Em relação ao PAHF, três dos cinco córregos avaliados foram classificados como altamente perturbados e dois foram caracterizados como moderadamente perturbados. Além disso, as avaliações dos participantes e da pesquisadora convergiram para conclusões similares, demonstrando que o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos pode ser utilizado para o monitoramento participativo de riachos. Os resultados obtidos reforçam a concepção de que a participação de cidadãos não especialistas é viável e pode possibilitar o compartilhamento de informações confiáveis entre cientistas e “não cientistas”, bem como a integração entre diferentes agentes e pontos de vista, proporcionando a gestão colaborativa da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- Buss, D. F., Oliveira, R. B. & Baptista, D. F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3), 1.
- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M. & Castro, R. M. C. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 681-696.
- Castilla, E.P., Cunha, D.G.F., Lee, F.W.F., Loiselle, S., Ho, K.C. & Hall, C. (2015). Quantification of phytoplankton bloom dynamics by citizen scientists in urban and peri-urban environments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 690.
- Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A. M., López, B. C., Danielsen, F., Legend, J. K., Masinde, S., Miller-Rushing, A. J., Newman, G., Rosemartin, A. & Turak, E. (2017). Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological conservation*, 213, 280-294.

Conrad, C. C., & Hilchey, K. G. (2011). A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environmental monitoring and assessment*, 176, 273-291.

Cunha, D. G. F., Casali, S. P., De Falco, P. B., Thornhill, I. & Loiselle, S. A. (2017). The contribution of volunteer-based monitoring data to the assessment of harmful phytoplankton blooms in Brazilian urban streams. *Science of the Total Environment*, 584, 586-594.

Ferdinand, M. (2022). *Uma ecologia decolonial: pensar a partir do mundo caribenho*. São Paulo: Ubu Editora, 320p.

França, J. S. & Callisto, M. (2019). *Monitoramento participativo de rios urbanos por estudantes-cientistas*. UFMG, Belo Horizonte.

França, J. S., Solar, R., Hughes, R. M. & Callisto, M. (2019). Student monitoring of the ecological quality of neotropical urban streams. *Ambio*, 48, 867-878.

García, C. R., & Brown, S. (2009). Assessing water use and quality through youth participatory research in a rural Andean watershed. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 3040-3047.

Hanazaki, N. (2003). Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico local. *Biotemas*, 16(1), 23-47.

Kühl, H. S., Bowler, D. E., Bösch, L., Bruelheide, H., Dauber, J., Eichenberg, D., Eisenhauer, N., Fernández, N., Guerra, C. A., Henle, K., Herbing, I., Isaac, N. J. B., Jansen, F., König-Ries, B., Kuhn, I., Nilsen, E. B., Pe'er, G., Richter, A., Schulte, R., Settele, J., van Dam, N. M., Voigt, M., Wägele, W. J., Wirth, C. & Bonn, A. (2020). Effective biodiversity monitoring needs a culture of integration. *One Earth*, 3(4), 462-474.

Lemos, M. C., Wolske, K. S., Rasmussen, L. V., Arnott, J. C., Kalcic, M. & Kirchhoff, C. J. (2019). The closer, the better? Untangling scientist–practitioner engagement, interaction, and knowledge use. *Weather, Climate, and Society*, 11(3), 535-548.

Lovett, G. M, Burns, D. A, Driscoll, C. T, Jenkins, J. C., Mitchell, M. J., Rustad, L., Shanley, J. B., Likens, G. E. & Haeuber, R. (2007). Who needs environmental monitoring?. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(5), 253-260.

Lucena, C. A. S., Calegari, B. B., Pereira, E. H. L. & Dallegrave, E. (2013). O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 105, 20-24.

Marques, P. S., Manna, L. R., Frauendorf, T. C., Zandonà, E., Mazzoni, R. & El-Sabaawi, R. (2020). Urbanization can increase the invasive potential of alien species. *Journal of Animal Ecology*, 89(10), 2345-2355.

Marques, P. & Cunico, A. M. (2021). Ecologia de peixes em riachos urbanos. *Oecologia Australis*, 25(2), 588-604.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.

Moraes, A., Farinaci, J., Prado, D., Araujo, L., Dias, A. C., Ummus, R. & Seixas, C. (2023). What comes after crises? Key elements and insights into feedback amplifying community self-organization. *Ecology and Society*, 28(1): 7.

Padayachee, A. L., Irlich, U. M., Faulkner, K. T., Gaertner, M., Procheş, Ş., Wilson, J. R. & Rouget, M. (2017). How do invasive species travel to and through urban environments?. *Biological invasions*, 19, 3557-3570.

Pinto, B. C. T., Araujo, F. G., & Hughes, R. M. (2006). Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556, 69-83.

Perevochtchikova, M. & Sandoval-Romero, G. E. (2020). Monitoreo comunitario participativo del agua en la periferia suroeste de la Ciudad de México. *Investigaciones Geográficas*, 103, e60063.

Pidgeon, N., & Fischhoff, B. (2011). The role of social and decision sciences in communicating uncertain climate risks. *Nature Climate Change*, 1(1), 35-41.

Reed, J., Barlow, J., Carmenta, R., van Vianen, J. & Sunderland, T. (2019). Engaging multiple stakeholders to reconcile climate, conservation and development objectives in tropical landscapes. *Biological Conservation*, 238, 108229.

Scoarize, M. M. R., Benedito, E., Contieri, B. B., Zanco, B. F. & Oliveira, L. H. (2020). Projeto “SOS Riachos”: ciência como ferramenta para a sensibilização ambiental. *Revista Bioika*, 5.

Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, 60(3), 199-208.

Silva, J.M., Rauch, C.L., Hepp, L.U., Decian, V.S. & Restello, R.M. (2020). Protocolo de análise rápida: alternativa para avaliar qualidade ambiental em riachos de cabeceira em Mata Atlântica, Sul do Brasil. *Revista Perspectiva*, 44(165), 47-60.

SOS Mata Atlântica. (2021). Observando os Rios 2021 - O Retrato da Qualidade da Água nas Bacias Hidrográficas da Mata Atlântica. 61 p.

Sterling, E. J.; Betley, E.; Sigouin, A.; Gomez, A.; Toomey, A.; Cullman, G.; Malone, C.; Pekor, A.; Arengo, F.; Blair, M.; Filardi, C.; Landrigan, K. & Porzecanski, A. L. (2017). Assessing the evidence for stakeholder engagement in biodiversity conservation. *Biological conservation*, 209, 159-171.

Tófoli, C. F., Lemos, P. F & Chiaravalloti, R. M. (orgs.). (2019). Monitoramento participativo da biodiversidade: aprendizados em evolução. São Paulo, IPÊ: Instituto de pesquisas ecológicas / MEMNON, 2ªed, 31-103.

Vohland, K, Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., R. Samson, R. & Wagenknecht, K (eds.). (2021). The Science of Citizen Science Evolves. Springer Nature, 1-13. In: Vohland, K, Land-Zandstra, A., Ceccaroni, L., Lemmens, R., Perelló, J., Ponti, M., R. Samson, R. & Wagenknecht, K. (2021). The Science of Citizen Science. Springer Nature, 529p.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Reidy Liermann, C. & Davies, P. M. (2010). Rivers in crisis: Global water insecurity for humans and biodiversity. *Nature*, 467(7315), 555-561

Wang, L. & Lyons, J. (2003). Fish and benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of stream degradation in urbanizing watersheds. Biological response signatures: indicator patterns using aquatic communities, 227-249. In: Simon, T. P. (editor). Biological response signatures. Indicator patterns using aquatic communities. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Whitelaw, G., Vaughan, H., Craig, B. & Atkinson, D. (2003). Establishing the Canadian community monitoring network. *Environmental Monitoring and Assessment*, 88, 409-418.

Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, 125, 209-221.

CONCLUSÃO GERAL

A partir dos resultados do IBI, foi observado que os riachos avaliados demonstraram condições muito pobres de integridade biótica. Os resultados observados são esperados ao considerar o histórico de cobertura territorial do Estado de São Paulo que, devido a processos socioeconômicos, sofreu ocupação cada vez maior de áreas para fins agropecuários, com um evidente domínio de pastagens e cana-de-açúcar. Tais mudanças no uso do solo impactam drasticamente os ambientes de riacho, manifestando-se através da erosão do solo, instabilidade das margens, aumento da sedimentação, alterações nas características físicas e estruturais da água, bem como a sua contaminação, com consequente perda de biodiversidade.

Foi observada relação positiva entre o IBI e os índices físicos, o que indica que as melhores condições de integridade biótica estão presentes em riachos com melhores condições de integridade do habitat físico. Contudo, o baixo ajuste dos dados indica que há um limite para o uso destes protocolos físicos como substitutos para o IBI. Neste contexto, o melhor ajuste entre Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos e IBI indica que o mesmo pode ser um potencial substituto para o IBI e pode ser uma ferramenta viável em contextos de monitoramento ambiental envolvendo a comunidade. No entanto, constata-se a necessidade de futuros ajustes, de modo que o protocolo possibilite uma análise da integridade física que tenha melhor ajuste à análise da integridade biótica.

Por fim, as avaliações dos participantes e da pesquisadora convergiram para conclusões similares, demonstrando que o Protocolo de Avaliação de Habitats Físicos pode ser utilizado para o monitoramento participativo de riachos. Os resultados obtidos reforçam a concepção de que a participação de cidadãos não especialistas é viável e pode possibilitar o compartilhamento de informações confiáveis entre cientistas e “não cientistas”. No entanto, constatamos a importância da população de forma mais efetiva nos projetos de monitoramento participativo. Para isso, é necessário o emprego de uma visão global dos problemas enfrentados e o distanciamento de visões individualistas, de modo a evitar soluções simplistas.

ANEXOS

Anexo 1: Ficha de campo para a obtenção das variáveis ambientais

FICHA DE CAMPO

Riacho _____ Hora: ____:____ Data: ____/____/2021

Escrevente: _____
 UTM: _____
 Datum: WGS84
 Altitude: _____ m
 Micro-bacia: _____
 Município: _____
 Propriedade: _____
 Proprietário: _____
 Telefone p/ contato: _____
 Riacho: _____

Odor da água:

() Normal () Óleo
 () Químico () Peixe
 () Esgoto () _____

Condição do tempo:

() Sol com céu limpo
 () Sol com céu nublado
 () Nublado
 () Chuvoso

Óleos/espuma na água:

() Presente
 () Ausente
 () Extensivo

Uso da terra na matriz adjacente:

() Pasto
 () Floresta
 () _____

pH			
Cond			
OD			
Temp			

Preencher os parênteses com porcentagens.

0-20m

Vegetação marginal no ecótono (% no trecho):

Dir Esq
 () () raízes finas em rede
 () () raízes grandes expostas
 () () gramíneas
 () () angiospermas arbustivas
 () () angiospermas arbóreas
 () () barranco nu

Substrato (%):

() silte (<0.05 mm)
 () areia (0.05-2.0 mm)
 () cascalho (2.0-10.0 mm)
 () seixo (10.0-30.0 mm)
 () rocha (>30.0 mm)
 () litter fino
 () litter grosseiro
 () galhos grandes e troncos

Perfis de velocidade, largura e profundidade

Velocidades			
Larguras			

Profundidades					

20-40m

Vegetação marginal no ecótono (% no trecho):

Dir Esq
 () () raízes finas em rede
 () () raízes grandes expostas
 () () gramíneas
 () () angiospermas arbustivas
 () () angiospermas arbóreas
 () () barranco nu

Substrato (%):

() silte (<0.05 mm)
 () areia (0.05-2.0 mm)
 () cascalho (2.0-10.0 mm)
 () seixo (10.0-30.0 mm)
 () rocha (>30.0 mm)
 () litter fino
 () litter grosseiro
 () galhos grandes e troncos

Perfis de velocidade, largura e profundidade

Velocidades			
Larguras			

Profundidades					

40-60m

Vegetação marginal no ecótono (% no trecho):				Substrato (%):	
Dir	Esq			()	silte (<0.05 mm)
()	()	raízes finas em rede		()	areia (0.05-2.0 mm)
()	()	raízes grandes expostas		()	cascalho (2.0-10.0 mm)
()	()	gramíneas		()	seixo (10.0-30.0 mm)
()	()	angiospermas arbustivas		()	rocha (>30.0 mm)
()	()	angiospermas arbóreas		()	litter fino
()	()	barranco nu		()	litter grosseiro
				()	galhos grandes e troncos

Perfis de velocidade, largura e profundidade

Velocidades			
Larguras			

Profundidades					

60-80m

Vegetação marginal no ecótono (% no trecho):				Substrato (%):	
Dir	Esq			()	silte (<0.05 mm)
()	()	raízes finas em rede		()	areia (0.05-2.0 mm)
()	()	raízes grandes expostas		()	cascalho (2.0-10.0 mm)
()	()	gramíneas		()	seixo (10.0-30.0 mm)
()	()	angiospermas arbustivas		()	rocha (>30.0 mm)
()	()	angiospermas arbóreas		()	litter fino
()	()	barranco nu		()	litter grosseiro
				()	galhos grandes e troncos

Perfis de velocidade, largura e profundidade

Velocidades			
Larguras			

Profundidades					

Esquema geral do trecho (com largura do trecho e largura da vegetação ripária)

Protocolo de avaliação do habitat físico (publicado por Casatti et al., 2006, a partir de Roth *et al.*, 1996; Barbour *et al.*, 1999; Kasyak, 2001).

AG = riachos de alto gradiente (com muita declividade), BG = baixo gradiente (em regiões de relevo mais suave).

Atributos	Bom	Regular	Pobre	Muito Pobre	Nota
1. Estabilidade do substrato para a fauna bentônica (se o leito oferece estruturas para que a fauna bentônica se estabeleça)	> 70% (50% em riachos de baixo gradiente) de substrato favorável para colonização; mix de galhos, troncos, seixos ou outro substrato estável e não temporário	40-70% (30-50% em riachos de baixo gradiente) de substrato estável; apropriado para colonização	20-40% (10-30% em riachos de baixo gradiente); disponibilidade de habitats menor que o desejável; substrato removido ou perturbado	<20% (10% em riachos de baixo gradiente) de substrato estável; óbvia ausência de habitats	
2. Variabilidade de velocidade e profundidade (se há diversidade de microhabitats com vel e prof variadas)	AG: lento-fundo, lento-raso, rápido-fundo, rápido-raso BG: grande-raso, grande-fundo, pequeno-raso, pequeno-fundo nos poços	AG: 3 dos 4 padrões descritos BG: maioria dos poços grande-fundo; poucos muito rasos	AG: 2 dos 4 padrões BG: poços rasos mais prevalentes do que os fundos	AG: dominados por um padrão (geralmente lento-fundo) BG: maioria dos poços pequeno-raso, ou ausentes	
3. Estabilidade do fluxo (se a água corre livremente)	água atinge a base de ambos os barrancos, e quantidade mínima do substrato é exposta	água preenche 75% do canal disponível	água preenche 25-75% do canal disponível; e/ou substrato dos corredores é exposto	pouca água no canal; quando presente, fica estagnada somente nos poços	
4. Deposição de sedimento fino no fundo (indica possível assoreamento)	pouco ou nenhum alargamento de ilhas ou barras e menos de 5% (<20% para riachos BG) afetados pela deposição de sedimento	5-30%(20-50% para BG) afetados pela deposição de sedimento; suave deposição nos poços	30-50%(50-80% para BG) afetados por deposição, causando obstruções; deposição moderada nos poços	>50%(80% para BG) afetados por deposição; poços praticamente ausentes devido substancial deposição	
5. Combinações de poços-corredores-corredeiras (avalia diversidade de mesohabitats)	AG: corredeiras, corredores menos extensos, alguns pocinhos marginais BG: corredores, poços, corredeiras em menor extensão, pocinhos marginais	AG: corredores mais predominantes que corredeiras, pocinhos marginais BG: corredores, poços e poços marginais	AG e BG: corredores e pequenos poços marginais	AG e BG: somente corredores	
6. Alteração do canal (indica canalização; mais comum em locais urbanos)	canalização ou dragagem ausente ou mínima	alguma canalização, usualmente em pontes, com sinais de dragagem no passado	extensiva canalização; aterros de areia ou outras estruturas nas margens; 40-80% do riacho canalizado ou desviado	margens cobertas por cimento; 80% do riacho canalizado ou desviado	
Escala:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0	
7. Largura da vegetação ripária (ver largura do riacho)	até 10 m: 30- 50 m: 50-	21- 37-	13- 25-	< <	
8. Estabilidade vegetativa dos barrancos (se os barrancos protegidos por vegetação)	>90% da superfície dos barrancos protegidas por vegetação nativa, incluindo árvores, arbustos, macrófitas não lenhosas; a maioria crescendo naturalmente	70-90% protegidos por veg. nativa, mas nenhuma classe bem representada; descontinuidade da veg. evidente, mas sem afetar o crescimento das plantas	50-70% da superfície dos barrancos protegidas vegetação nativa; descontinuidade da veg. evidente, manchas de solo exposto comuns	<50% da superfície dos barrancos protegidas; descontinuidade muito elevada	
9. Estabilidade dos barrancos (se há pontos de erosão)	Estável; 0-10% de vestígios de erosão	Moderadamente estável; 10-30% de vestígios de erosão	Moderadamente instável; 30-60% de vestígios de erosão e alta erosão em chuvas fortes	Instável; muitas áreas erodidas	
Escala margem esquerda	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0	
Escala margem direita	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0	

Anexo 2: Classificação do PHI

Descrição da condição física do habitat, retirada de Casatti et al. (2006, adaptado de Roth et al., 1996).

Categories	Sum of scores	Description
<i>Good</i>	180 - 136	<i>Comparable to minimally disturbed reference streams. Falls within upper 75% of theoretical reference condition.</i>
<i>Fair</i>	135 - 91	<i>Some aspects of physical habitat may not resemble those found in minimally disturbed streams. Falls within the lower portion of the range of the theoretical reference sites (75-50% of the reference).</i>
<i>Poor</i>	90 - 46	<i>Significant deviation from minimally disturbed reference conditions, with many aspects of physical condition not resembling those of minimally disturbed streams, indicating some degradation (50-25% of the reference).</i>
<i>Very poor</i>	45 - 0	<i>Strong deviation from minimally disturbed reference conditions, with most aspects of physical condition not resembling those found in minimally disturbed streams, indicating severe degradation (below 25% of the reference).</i>

Anexo 3: Proporção das categorias de uso e cobertura do solo

Proporção das categorias de uso e cobertura do solo nas 86 microbacias estudadas. Uso misto se refere a uma combinação de florestas nativas, secundárias e diferentes formas de silvicultura ou citricultura; Past se refere às pastagens; Can se refere a monoculturas de cana-de-açúcar.

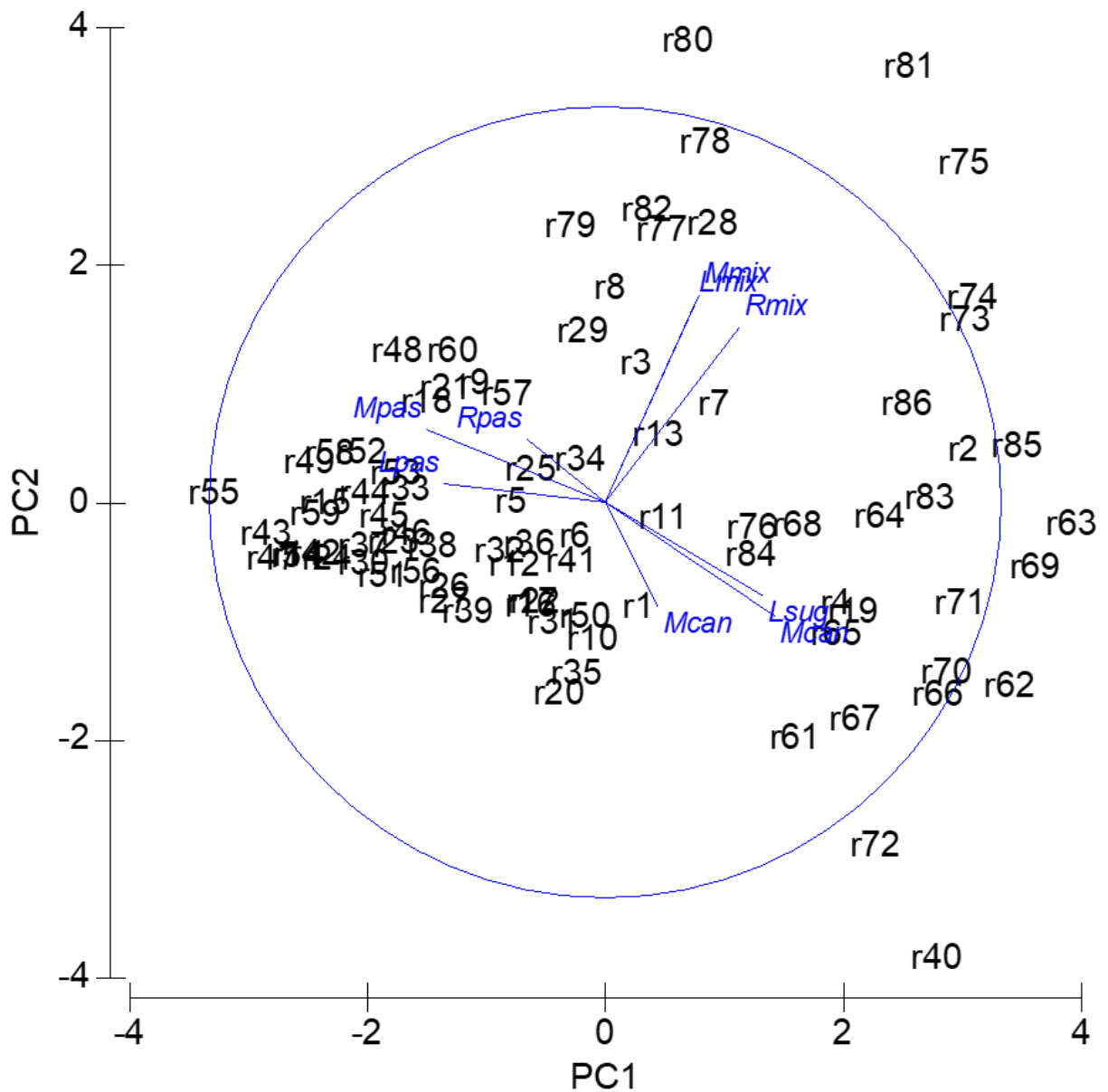
	Microbacia			Faixa ripária			Local			Grupos
	Uso misto	Past	Can	Uso misto	Past	Can	Uso misto	Past	Can	
r1	0,032	0,401	0,457	0,072	0,353	0,011	0,082	0,009	0,417	pas
r2	0,096	0,120	0,703	0,766	0,044	0,006	0,236	0,147	0,387	can
r3	0,100	0,477	0,221	0,569	0,105	0,011	0,206	0,420	0,153	mix
r4	0,061	0,205	0,521	0,421	0,002	0,000	0,039	0,116	0,433	can
r5	0,052	0,466	0,270	0,328	0,116	0,000	0,006	0,494	0,045	pas
r6	0,038	0,309	0,364	0,009	0,062	0,000	0,316	0,323	0,000	pas
r7	0,088	0,342	0,334	0,404	0,431	0,016	0,299	0,176	0,525	mix
r8	0,094	0,481	0,175	0,397	0,148	0,006	0,507	0,287	0,000	mix
r9	0,148	0,539	0,070	0,199	0,131	0,000	0,112	0,553	0,054	pas
r10	0,030	0,382	0,391	0,101	0,050	0,004	0,000	0,265	0,164	pas
r11	0,107	0,294	0,409	0,236	0,140	0,047	0,157	0,430	0,226	pas
r12	0,025	0,694	0,169	0,042	0,163	0,001	0,094	0,040	0,230	pas
r13	0,138	0,266	0,417	0,066	0,303	0,016	0,340	0,309	0,281	pas
r14	0,017	0,501	0,030	0,001	0,202	0,007	0,000	0,769	0,000	pas
r15	0,016	0,723	0,071	0,046	0,133	0,010	0,161	0,675	0,000	pas
r16	0,027	0,269	0,476	0,084	0,052	0,008	0,110	0,626	0,000	pas
r17	0,020	0,412	0,208	0,117	0,032	0,000	0,000	0,213	0,017	pas
r18	0,096	0,732	0,012	0,312	0,151	0,001	0,006	0,378	0,000	pas
r19	0,149	0,142	0,554	0,041	0,000	0,010	0,121	0,042	0,444	can
r20	0,000	0,288	0,407	0,000	0,061	0,005	0,000	0,358	0,143	pas
r21	0,082	0,687	0,015	0,197	0,115	0,000	0,235	0,391	0,000	pas
r22	0,016	0,243	0,647	0,012	0,358	0,000	0,129	0,447	0,137	pas
r23	0,039	0,568	0,008	0,006	0,127	0,017	0,051	0,406	0,000	pas
r24	0,016	0,665	0,006	0,021	0,092	0,002	0,000	0,583	0,000	pas
r25	0,049	0,310	0,000	0,062	0,056	0,000	0,323	0,307	0,000	pas
r26	0,023	0,473	0,120	0,010	0,114	0,001	0,000	0,284	0,000	pas
r27	0,006	0,474	0,225	0,000	0,188	0,000	0,000	0,232	0,000	pas
r28	0,093	0,262	0,113	0,484	0,082	0,001	0,740	0,260	0,000	mix
r29	0,231	0,409	0,246	0,264	0,107	0,000	0,092	0,490	0,000	mix

r30	0,007	0,636	0,000	0,007	0,153	0,000	0,000	0,314	0,000	pas
r31	0,032	0,240	0,501	0,070	0,019	0,002	0,079	0,589	0,003	pas
r32	0,071	0,466	0,134	0,048	0,167	0,000	0,000	0,308	0,187	pas
r33	0,021	0,552	0,025	0,035	0,182	0,000	0,205	0,364	0,000	pas
r34	0,134	0,290	0,059	0,172	0,032	0,004	0,063	0,277	0,000	pas
r35	0,028	0,122	0,474	0,023	0,187	0,058	0,002	0,339	0,000	pas
r36	0,012	0,304	0,387	0,115	0,139	0,006	0,240	0,482	0,000	pas
r37	0,054	0,615	0,067	0,000	0,063	0,000	0,000	0,601	0,000	pas
r38	0,041	0,414	0,078	0,047	0,124	0,001	0,035	0,445	0,000	pas
r39	0,020	0,401	0,155	0,000	0,062	0,000	0,000	0,325	0,000	pas
r40	0,049	0,185	0,550	0,104	0,027	0,419	0,091	0,043	0,424	can
r41	0,105	0,427	0,045	0,011	0,103	0,006	0,000	0,196	0,321	pas
r42	0,011	0,748	0,080	0,000	0,242	0,011	0,000	0,468	0,051	pas
r43	0,019	0,729	0,111	0,072	0,146	0,013	0,017	0,925	0,000	pas
r44	0,038	0,714	0,107	0,096	0,160	0,020	0,121	0,566	0,000	pas
r45	0,048	0,753	0,045	0,121	0,044	0,002	0,000	0,461	0,000	pas
r46	0,016	0,574	0,062	0,015	0,089	0,000	0,152	0,431	0,000	pas
r47	0,005	0,801	0,072	0,000	0,152	0,007	0,000	0,659	0,000	pas
r48	0,096	0,670	0,113	0,202	0,296	0,003	0,220	0,526	0,000	pas
r49	0,042	0,809	0,108	0,133	0,182	0,009	0,100	0,719	0,000	pas
r50	0,069	0,512	0,316	0,006	0,078	0,000	0,000	0,192	0,289	pas
r51	0,018	0,561	0,016	0,005	0,083	0,000	0,000	0,426	0,000	pas
r52	0,045	0,769	0,031	0,201	0,165	0,000	0,056	0,487	0,000	pas
r53	0,027	0,442	0,002	0,033	0,118	0,000	0,292	0,661	0,000	pas
r54	0,006	0,693	0,015	0,000	0,168	0,003	0,000	0,572	0,000	pas
r55	0,033	0,802	0,029	0,026	0,243	0,000	0,000	0,854	0,000	pas
r56	0,034	0,525	0,002	0,004	0,049	0,001	0,000	0,364	0,000	pas
r57	0,056	0,623	0,022	0,170	0,154	0,004	0,340	0,109	0,000	pas
r58	0,082	0,611	0,136	0,184	0,254	0,023	0,001	0,845	0,000	pas
r59	0,032	0,683	0,066	0,101	0,151	0,001	0,000	0,700	0,000	pas
r60	0,013	0,859	0,061	0,047	0,205	0,001	0,631	0,075	0,000	pas
r61	0,024	0,059	0,824	0,228	0,056	0,047	0,000	0,305	0,290	can
r62	0,029	0,002	0,897	0,206	0,000	0,030	0,400	0,000	0,581	can
r63	0,064	0,012	0,861	0,622	0,061	0,004	0,399	0,000	0,600	can
r64	0,130	0,017	0,787	0,317	0,025	0,005	0,299	0,383	0,317	can
r65	0,078	0,031	0,805	0,327	0,090	0,003	0,000	0,226	0,315	can
r66	0,018	0,048	0,833	0,205	0,045	0,015	0,271	0,000	0,530	can
r67	0,077	0,016	0,696	0,065	0,000	0,001	0,000	0,000	0,382	can
r68	0,055	0,045	0,831	0,294	0,088	0,010	0,409	0,426	0,143	can
r69	0,086	0,109	0,709	0,664	0,050	0,024	0,141	0,000	0,681	can

r70	0,013	0,018	0,877	0,150	0,000	0,003	0,406	0,000	0,450	can
r71	0,039	0,051	0,780	0,519	0,297	0,077	0,235	0,000	0,607	can
r72	0,000	0,022	0,859	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000	0,523	can
r73	0,173	0,154	0,517	0,497	0,130	0,008	0,564	0,000	0,436	mix
r74	0,146	0,100	0,703	0,617	0,087	0,048	0,686	0,089	0,129	mix
r75	0,369	0,312	0,251	0,726	0,096	0,002	0,215	0,174	0,577	mix
r76	0,064	0,099	0,546	0,325	0,191	0,049	0,188	0,000	0,000	can
r77	0,110	0,539	0,122	0,281	0,046	0,000	0,793	0,157	0,000	mix
r78	0,136	0,377	0,175	0,668	0,166	0,005	0,668	0,332	0,000	mix
r79	0,100	0,400	0,121	0,602	0,225	0,000	0,440	0,560	0,000	mix
r80	0,220	0,687	0,003	0,518	0,169	0,000	0,734	0,000	0,000	mix
r81	0,354	0,175	0,283	0,572	0,046	0,001	0,546	0,053	0,000	mix
r82	0,191	0,388	0,181	0,634	0,106	0,020	0,353	0,596	0,000	mix
r83	0,175	0,112	0,560	0,505	0,070	0,052	0,077	0,038	0,369	can
r84	0,042	0,068	0,484	0,467	0,134	0,030	0,054	0,134	0,089	can
r85	0,155	0,008	0,639	0,491	0,000	0,003	0,367	0,000	0,434	can
r86	0,170	0,000	0,685	0,362	0,000	0,000	0,375	0,000	0,000	can

Anexo 4. Análise de Componentes Principais

Resultado da Análise de Componentes Principais considerando as diferentes classes de uso e cobertura do solo na microbacia (M), faixa ripária (R) e escala local (L).



Anexo 5: Protocolo de Avaliação de habitats Físicos (cf. França & Callisto, 2019)

Protocolo para o Monitoramento Participativo de Riachos

Protocolo elaborado por Juliana Silva França e Marcos Callisto de Faria Pereira (2019)

Pesquisadoras(es):

Riacho:

Data:

Questões	Respostas		
1. O que existe em maior quantidade em torno do local?	(a) Vegetação natural	(b) Plantações, pastagens, monocultura	(c) Casas, lojas, indústrias
2. Existe assoreamento?	(a) Não	(b) Pouco	(c) Muito
3. Existe lixo nas margens?	(a) Não	(b) Pouco	(c) Muito
4. A água apresenta odor?	(a) Não	(b) Odor fraco	(c) Odor forte
5. Existe esgoto? (observar a presença de canos de despejo de esgoto no local)	(a) Não	(b) Pouco	(c) Muito
6. Como é a transparência da água?	(a) A água é clara	(b) A água é um pouco escura	(c) A água é muito escura
7. Como é composto o leito do rio (maior parte)?	(a) Pedras e cascalhos	(b) Lama e areia	(c) Cimento
8. Como é a mata ciliar?	(a) Existem muitas árvores	(b) Existem poucas árvores	(c) Quase não existem árvores
9. Existe erosão nas margens?	(a) Não	(b) Pouco	(c) Muito
10. Qual a diversidade de habitats para organismos aquáticos	(a) Muito diverso	(b) Mais ou menos diverso	(c) Pouca diversidade (apenas 1 ou 2 tipos diferentes de habitats, ou seja, cascalho, areia, madeira)

Cálculo			
Letra marcada	Valor	Número de letras	Total de pontos
(a)	10 pontos		
(b)	5 pontos		
(c)	0 pontos		
Pontuação total			

Interpretação da pontuação:



Maior que 68 pontos: **MÍNIMA PERTURBAÇÃO**

40 a 68 pontos: **MODERADA PERTURBAÇÃO**

Menor que 40 pontos: **ALTA PERTURBAÇÃO**

Anexo 6: Classificação do IBI

Descrição das categorias de integridade biótica empregadas no estudo, retirada de Ferreira & Casatti (2006) a partir de Roth et al. (1999).

Categoria	Valor	Descrição
Bom	4,0 - 5,0	Comparável aos riachos referência e considerados minimamente impactados. Em média, os atributos biológicos se enquadram acima de 75% da condição referência.
Regular	3,0 - 3,9	Comparável aos riachos-referência, porém com alguns aspectos da biologia comprometidos. Em média, os atributos situam-se entre 75 e 50% da condição referência.
Pobre	2,0 - 2,9	Significativo desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica distantes da situação minimamente impactada. Em média, os atributos situam-se entre 50 e 25% da condição referência.
Muito pobre	0 -1,9	Forte desvio da condição referência, com muitos aspectos da integridade biológica alterados, indicando degradação séria. A maioria dos atributos biológicos está abaixo de 25% da condição referência.

Anexo 7: Listas de espécies

Espécies referentes ao primeiro capítulo, com respectivas ordens e famílias, características ecológicas e biológicas, onde: RAA = respiração aérea acessória; Algív = dieta algívora; Detr = dieta detritívora; Onív = dieta onívora; Inset = dieta insetívora; Carn = dieta carnívora; Int = indivíduos intolerantes; Tol = indivíduos tolerantes.

Ordem/família	Espécie	Abundância	Dieta	Tolerância	Reofílica	RAA	Origem
Characiformes							
Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner, 1879)	3	Algív	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	14	Algív	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1859	33	Algív	Int	Sim	Não	Nativa
Curimatidae	<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski, 1980)	137	Detr	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	1	Detr	Int	Não	Não	Nativa
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	2	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos, 1945	1	Onív	Int	Não	Não	Nativa
Crenuchidae	<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	1	Inset	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	126	Inset	Int	Sim	Não	Nativa
Characidae	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1975)	1.609	Onív	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	10	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Hasemania</i> sp.	10	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	148	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	6	Onív	Int	Não	Não	Não-nativa
	<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	1.517	Onív	Tol	Não	Não	Não-nativa
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	95	Onív	Int	Não	Não	Não-nativa

	<i>Oligosarcus pinto</i> Amaral Campos, 1945	389	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	213	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Planaltina britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns, 2003	9	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	18	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	252	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Psalidodon paranae</i> (Eigenmann, 1914)	68	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Psalidodon schubarti</i> (Britski, 1964)	4	Onív	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Roeboides descalvadensis</i> Fowler, 1932	2	Carn	Int	Não	Não	Não-nativa
	<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	1	Algív	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	388	Algív	Tol	Não	Não	Nativa
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	2	Onív	Int	Não	Não	Nativa
Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	2	Carn	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	51	Carn	Tol	Não	Não	Nativa
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	36	Algív	Tol	Não	Não	Nativa
Siluriformes							
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	788	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	4	Onív	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	297	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	15	Detr	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Leptoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	6	Onív	Tol	Não	Sim	Não-nativa
	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes, 1840)	1	Onív	Tol	Não	Sim	Não-nativa
Loricariidae	<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	61	Detr	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	307	Detr	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	197	Detr	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> (Holmberg, 1893)	2	Detr	Tol	Sim	Não	Não-nativa

Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)	1	Carn	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Pseudopimelodus pulcher</i> (Boulenger, 1887)	12	Inset	Int	Sim	Não	Nativa
Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	7	Inset	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	234	Inset	Int	Sim	Não	Nativa
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	3	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	139	Carn	Tol	Não	Não	Nativa
Gymnotiformes							
Gymnotidae	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	1	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Gymnotus paraguensis</i> Albert & Crampton, 2003	1	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	228	Inset	Tol	Não	Sim	Não-nativa
Sternopygidae	<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	4	Inset	Int	Não	Não	Nativa
Cyprinodontiformes							
Rivulidae	<i>Melanorivulus pictus</i> (Costa, 1989)	9	Onív	Int	Não	Não	Nativa
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	6	Onív	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	3.733	Onív	Tol	Não	Sim	Não-nativa
	<i>Xiphophorus maculatus</i> (Günther, 1866)	108	Onív	Tol	Não	Sim	Não-nativa
Synbranchiformes							
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	11	Carn	Tol	Não	Sim	Nativa
Cichliformes							
Cichlidae	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	120	Detr	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	40	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974	1	Inset	Int	Não	Não	Nativa
	<i>Crenicichla semifasciata</i> (Heckel, 1840)	22	Inset	Int	Não	Não	Não-nativa
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	80	Onívoro	Tol	Não	Não	Nativa
	<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa, 2009	95	Carn	Tol	Não	Não	Nativa

<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	9	Onív	Tol	Não	Não	Não-nativa
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	49	Onív	Tol	Não	Não	Não-nativa

Espécies referentes ao segundo capítulo, com respectivas ordens e famílias, características ecológicas e biológicas, onde: RAA = respiração aérea acessória; Algív = dieta algívora; Detr = dieta detritívora; Onív = dieta onívora; Inset = dieta insetívora; Carn = dieta carnívora; Int = indivíduos intolerantes; Tol = indivíduos tolerantes.

Ordem/Família	Espécies	Abundância	Dieta	Tolerância	Reofilia	RAA*	Origem
Characiformes							
Characidae	<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	21	Onív	Tol	Não	Não	Nativa
Siluriformes							
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	13	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	3	Inset	Tol	Não	Sim	Nativa
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	11	Detr	Tol	Não	Sim	Nativa
Cyprinodontiformes							
Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	2197	Detr	Tol	Não	Sim	Não-nativa