



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

São José do Rio Preto

2022

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

Tese apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor 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”,
Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

São José do Rio Preto

2022

Manzotti, Angelo Rodrigo

M296p Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná / Angelo Rodrigo Manzotti. -- São José do Rio Preto: 2022.
120 p. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto
Orientadora: Lilian Casatti

1. Peixes. 2. Uso do solo. 3. Limiares de mudança. 4. Etanol. 5. Conservação. I. Título

Angelo Rodrigo Manzotti

**Padrões espaciais da ictiofauna de riachos associados ao cultivo de
cana-de-açúcar na bacia do Alto Paraná**

Tese apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Doutor 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”,
Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientadora: Prof^a Dr^a Lilian Casatti

Comissão Examinadora

Prof^a Dr^a. Lilian Casatti
UNESP – São José do Rio Preto, SP
Orientadora

Prof^a Dra. Naraiana Loureiro Benone
Universidade do Estado de Minas Gerais,
Passos, MG

Prof^a Dr^a. Jaqueline de Oliveira Zeni
Universidade do Estado de Minas Gerais,
Passos, MG

Prof. Dr^a. Maria Stela Maioli Castilho
Noll
UNESP – São José do Rio Preto, SP

Prof. Dr. Fabio Cop Ferreira
UNIFESP – Santos, SP

São José do Rio Preto
19 de abril de 2022

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus filhos Rodrigo e Rafael como forma de ilustrar a importância da educação na formação de uma visão plural para vivência em sociedade.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais por serem sempre exemplo de conduta e amor e sempre me incentivar a navegar em mares cada vez mais profundos com a certeza de ter um porto seguro para regressar. Odair e Selma, amo vocês e sou grato por tudo que compartilhamos. Também sou grato ao amor fraternal e apoio incondicional de meu irmão Jeferson, sua esposa Priscila e minhas sobrinhas Giovanna e Isabella.

Agradeço a minha esposa Bruna e aos meus filhos Rodrigo e Rafael por me ensinarem, dia-a-dia, uma forma mais leve e feliz de enxergar a vida e por lapidarem com amor uma melhor versão de mim.

À minha orientadora Lilian por sempre me motivar e mostrar com clareza os caminhos a seguir, fazendo muitas vezes o papel de “piscicóloga”/conselheira ao ouvir e ler desabafos e mesmo assim ter fé em minhas capacidades, mesmo quando até eu mesmo duvidava, e mostrar que era possível concluir esse trabalho.

Aos amigos Pablo A. P. Antiqueira e Gabriel Brejão, que mesmo de maneira informal, participaram quase como co-orientadores, compartilhando idéias, auxiliando nas análises, discutindo resultados e injetando ânimo. Obrigado Jabilóshi e Kpião!

Aos amigos Bruno Luiz Rodrigues da Silva e Gustavo Baviera pelo auxílio na maior parte das atividades de campo, pela amizade e troca de experiências profissionais e pessoais.

A todos companheiros do Laboratório de Ictiologia com quem compartilhei conversas e experiências ao longo desses anos, em especial aqueles que sempre estiveram mais próximos: professor Kiko, Roselene, Fernandinho, Fernandinha, Fabrício, Alberto (Renato Romero), JaquelinA, Mônica, Angélica, Camilo e Tiazinha (Bruno Ramires).

Ao IBILCE por permitir a realização de sonhos que nem mesmo eu sabia ser possível de se sonhar. Gratidão a todos os amigos (Turma 51, PET, PPG, RA, Cantina, corredores) com quem convivi ao longo de quase 16 anos dentro da universidade.

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

Resumo

A influência das ações humanas sobre os ecossistemas da Terra é cada vez mais significativa e buscar soluções sustentáveis tornou-se imprescindível. Fontes limpas e renováveis de energia são uma das opções para reduzir esses impactos, o que coloca a produção de bioenergia em destaque no cenário mundial. Entender como a conversão e ampliação de áreas agrícolas influenciam a distribuição das espécies e os padrões de diversidade é fundamental para orientar estratégias de manejo e conservação. Para tanto, foi utilizado um conjunto de 149 riachos distribuídos pelo Planalto Ocidental Paulista com o objetivo de caracterizá-los e identificar os principais fatores de degradação, determinar os padrões espaciais da ictiofauna, em escala local e regional (capítulo 1), e avaliar os limiares ecológicos para as comunidades de peixes em um gradiente de uso de solo em regiões sobre forte influência agrícola (capítulo 2), em especial das usinas de açúcar e álcool. O componente estrutural foi avaliado com a aplicação do índice de integridade física e a maior parte dos riachos foi classificada entre “muito pobre” e “regular”, tendo fatores relacionados a ausência ou baixa qualidade da vegetação ripária como principais fatores de degradação física. Para a composição das comunidades, pouca ou nenhuma influência da bacia de drenagem, hierarquia fluvial e da sazonalidade foram encontradas, indicando que a ictiofauna associada a cana-de-açúcar desta região não apresenta nenhuma singularidade. Apesar disso, os limiares de resposta das comunidades variaram em intensidade e sinal de acordo com a intensidade e o tipo de uso do solo, indicando que as espécies respondem de maneiras distintas aos diferentes tipos de manejo agrícola. Dessa forma, as informações trazidas aqui ampliam o conhecimento acerca da estruturação e resposta das comunidades em áreas com um longo histórico de uso agrícola, podendo contribuir para elaboração e aplicação de diretrizes que orientam as atividades de licenciamento ambiental.

Palavras chave: Peixes. Uso do solo. Limiares de mudança. Etanol. Conservação.

Abstract

The influence of human actions on Earth's ecosystems is increasingly significant and seeking sustainable solutions has become essential. Clean and renewable sources of energy are one of the options to reduce these impacts, which places bioenergy production in the spotlight on the world scenario. Understanding how the conversion and expansion of agricultural areas influence species distribution and diversity patterns is essential to guide management and conservation strategies. For that, a set of 149 streams distributed by the Western Plateau of São Paulo state, in Brazil, was used in order to characterize them and identify the main degradation factors, determine the spatial patterns of the ichthyofauna, on a local and regional scale (chapter 1), and evaluate the ecological thresholds. for fish communities in a gradient of landuse in regions under strong agricultural influence (chapter 2), especially sugarcane industry. The structural component was evaluated with the application of the physical integrity index and most streams were classified between "very poor " and "regular", with factors related to the absence or low quality of riparian vegetation as the main factors of physical degradation. For the community composition, little or no influence of the drainage basin, fluvial hierarchy and seasonality were found, indicating that the ichthyofauna associated with sugarcane does not present any singularity. Despite this, the response thresholds of communities varied in intensity and signal according to the intensity and type of land use, indicating that species respond differently to different types of agricultural management. Thus, the information presented here expands the knowledge about the structuring and response of communities in areas with a long history of agricultural use and can contribute to the elaboration and application of guidelines that guide environmental licensing activities.

Keywords: Fish. Soil use. Ecological thresholds. Ethanol. Conservation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Mapa representativo do uso do solo no estado de São Paulo com recortes temporais de 1985 e 2020. Fonte: Modificado de Mapbiomas.org. 18
- Figura 2. Distribuição espacial dos pontos de amostragem da ictiofauna em relação as principais bacias de drenagens no estado de São Paulo. 20
- Figura 3. Registro fotográfico ilustrativo de riachos classificados de acordo com o Índice de Integridade Física (IIF) como bom (a), regular (b), pobre (c) e muito pobre (d). 38
- Figura 4. Pontuação média $\pm$ desvio-padrão dos atributos estruturais dos riachos nos seis pontos amostrados. (1) Estabilidade do substrato para a fauna bentônica; (2) Variabilidade de velocidade e profundidade; (3) Estabilidade do fluxo; (4) Deposição de sedimento fino no fundo; (5) Combinações de poços-corredores-corredeiras; (6) Alteração do canal; (7) Largura da vegetação ripária; (8) Estabilidade vegetativa dos barrancos; (9) Estabilidade dos barrancos; Letras diferentes indicam diferença estatisticamente significativa conforme resultados do teste de Kruskal Wallis, $p < 0,005$; complementado por Dunn, $p < 0,05$ 39
- Figura 5. Registro fotográfico dos principais fatores de degradação encontrados durante a realização das amostragens como ausência total de vegetação nativa nas margens do canal (a), presença de espécies arbóreas exóticas na APP (b), presença de animais domésticos em área de preservação permanente (c) e assoreamento intenso (d). 40
- Figura 6. Biplot resultante da Análise de Componentes Principais com as variáveis ambientais. 41
- Figura 7. Estimadores de riqueza ACE (linha com traço e ponto) e ICE (linha tracejada) em relação à riqueza observada (RiqObs - linha contínua) considerando todos os riachos amostrados. 48
- Figura 8. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as principais bacias de drenagem. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 49
- Figura 9. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator a ordem dos riachos conforme Strahler. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 50
- Figura 10. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as categorias do Índice

de Integridade Física (IIF). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 50

Figura 11. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as estações sazonais em que foram amostrados (seca / chuva). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (Clarke & Gorley, 2006). 51

Figura 12. Triplot resultante da Análise de Correspondência Canônica, exibindo as espécies (nomes vermelhos) e variáveis ambientais (vetores azuis - % de cana na microbacia, % de pastagem na microbacia, % de floresta na microbacia, índice de integridade física do hábitat - IIF e área da bacia). 52

Figura 13. Limiar de resposta das espécies em relação ao uso do solo dentro da microbacia (a, c e d) e da zona ripária (b, d e f); em vermelho, limiar de resposta negativo; em azul, limiar de resposta positivo; os círculos representam o ponto de mudança ao longo do gradiente, enquanto o tamanho do círculo indica a magnitude relativa da resposta escalada pela pontuação Z; as abreviaturas das espécies e os nomes completos são fornecidos na Tabela 3. 103

Figura 14. Fluxograma ilustrando a ordem cronológica de alteração de uso do solo na paisagem, as alterações de habitat e as respostas das comunidades de peixes. (a) riacho em matriz de floresta com riacho heterogêneo e comunidade equilibrada; (b) riacho em matriz de pasto com habitat simplificado e comunidade elevada dominância; (c) riacho em matriz de canavial com habitat simplificado como em áreas de pastagem, mas o manejo agrícola impõe novos filtros que modificam a estrutura da comunidade, alterando as relações de dominância. 107

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Lista taxonômica das espécies capturadas durante o estudo. Espécies não nativas assinaladas com asterisco: * = espécies alóctones; ** = espécies exóticas. Classificação segundo Fricke et al. (2021). 42
- Tabela 2. Sigla dos nomes das espécies, abundância total e relativa de cada espécie. .. 46
- Tabela 3. Espécies de peixes incluídas nesse estudo e respectiva abreviação, frequência de ocorrência (F.O), abundância total (AB_{total}) e abundância máxima em um único ponto (AB_{max}). 96
- Tabela 4. Limiares de mudança detectados para cada espécie ao longo do gradiente ambiental para a microbacia e a zona ripária considerando a representatividade de cana-de-açúcar, pastagem ou vegetação nativa. Apenas as espécies com pureza e confiabilidade ≥ 0.80 são mostradas. As cores azuis indicam respostas positivas e as cores vermelhas, respostas negativas; A correspondência entre abreviação e os nomes das espécies pode ser vista na Tabela 3. 100
- Tabela 5. Limiares de mudança das comunidades de peixes em relação aos diferentes usos do solo em escala de microbacia e zona ripária..... 102

SUMÁRIO

Introdução geral	14
Metodologia geral	20
Referências	24
Capítulo 1 - Ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar: composição, estrutura e conservação	30
Introdução	33
Material e métodos	35
Análise dos dados	36
Resultados	38
Discussão	53
Referências	63
Apêndices	73
Capítulo 2 - Limiares de resposta para ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar e implicações para o licenciamento ambiental	89
Introdução	92
Material e métodos	94
Análise dos dados	94
Resultados	95
Discussão	104
Síntese	111
Referências	113

Introdução geral

O mundo está mudando e, atualmente, nós humanos somos reconhecidamente a maior força modificadora do planeta: poluição, aumento de temperatura, invasões biológicas, aumento das taxas de extinção e a perda e/ou fragmentação de habitats são apenas alguns dos exemplos dessas mudanças (CARO *et al.*, 2011; DIRZO *et al.*, 2014). Os impactos das ações humanas sobre os ecossistemas da Terra são tão significativos que os paleontólogos nomearam a atual era geológica como Antropoceno (CRUTZEN & STOERMER, 2000; MALHI, 2017).

Com esse cenário pouco animador para o futuro, a busca por soluções sustentáveis tornou-se imprescindível e encontrar opções limpas e renováveis para fornecer energia é um caminho para reduzir nossa influência negativa sobre o ambiente. Nesse sentido, a cana-de-açúcar surgiu como uma alternativa importante para produção de bioenergia e vem ganhando espaço na economia mundial com o rótulo de “energia verde” (UNICA, 2021).

O Brasil é um dos líderes na produção mundial de biocombustíveis e bioenergia e tem no estado de São Paulo o seu centro produtivo. Segundo dados da UNICA (2021), entre os anos de 1980 e 2020, a área cultivada com cana-de-açúcar no estado de São Paulo teve um crescimento de 542,7%, passando de 1.088.480 hectares para 5.907.647 hectares e corresponde, atualmente, a 59,5% de toda área plantada no país (UNICA, 2021). Na safra 2019/2020 as indústrias paulistas processaram aproximadamente 343 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, o que representa 53,4% da produção nacional.

Se, por um lado, a produção de biocombustíveis é preferível frente a utilização de combustíveis fósseis, por outro exige muita cautela e investigações criteriosas dos efeitos dessas mudanças sobre o clima e a biodiversidade. De acordo com Tsao *et al.* (2012), a prática de queima como técnica de manejo pré-colheita pode elevar significativamente a

emissão de poluentes atmosféricos e inviabilizar a sustentabilidade da produção do etanol a partir da cana-de-açúcar. Segundo Bordonal *et al.* (2015), o balanço de gases de efeito estufa ligados à produção de cana-de-açúcar devem incluir as mudanças no uso do solo e não somente a produção agrícola. Quando a cana-de-açúcar substitui pastos abandonados, maior quantidade de carbono é assimilada, o que diminui as emissões; porém, quando florestas são substituídas, essa conversão não compensa, pois as florestas sequestram mais carbono do que os plantios (BORDONAL *et al.*, 2015).

Sob a perspectiva dos efeitos sobre a biodiversidade, as atividades de implantação e operação do setor sucroenergético podem afetar a biota associada às áreas de cultivo pela utilização de pesticidas e herbicidas (INGHAM & GALO, 1975; SOUTHWICK *et al.*, 1995); pela degradação da qualidade da água por contaminantes como metais pesados, subprodutos do processo produtivo (CORBI *et al.*, 2006; MARINHO *et al.*, 2014) e substâncias que alteram as características físico-químicas do solo e da água, como pH, condutividade e temperatura (OMETO *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2007a); pela degradação dos remanescentes florestais, em especial as florestas ciliares e os ambientes aquáticos associados (LAPOLA *et al.*, 2014); e pelo constante manejo do solo que leva a intensificação de processos erosivos, resultando no assoreamento do leito dos riachos e levando a homogeneização estrutural e biológica (FIORIO *et al.*, 2000; MARTINELLI & FILOSO, 2008). Esses impactos podem desencadear alterações comportamentais e fisiológicas, a redução de populações ou até mesmo a extinção local de espécies, em especial aquelas mais sensíveis às interferências antrópicas (CASATTI *et al.*, 2012; PIMN *et al.*, 2014).

Apesar dessa grande importância econômica e extensa área produtiva no estado, os estudos que abordam os impactos da atividade canavieira sobre a fauna, em especial àquelas de ambientes aquáticos, são poucos e recentes (ALEXANDRE *et al.*, 2010;

VERDADE *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2015; SCHIESARI & CORREA, 2015; ZENI *et al.*, 2017; MANOEL & UIEDA, 2021). Para que seja possível compreender os reais impactos dessa cultura sobre os ecossistemas, é necessário aperfeiçoar o uso de indicadores biológicos para diagnosticar os estressores e magnitude das alterações ambientais em áreas de plantio de cana-de-açúcar. Métodos mais precisos de biomonitoramento devem ser desenvolvidos para amparar modelos preditivos de riscos ambientais e auxiliar nas decisões e estratégias de desenvolvimento sustentável (POTTER *et al.*, 2004).

Para sistemas terrestres e dulcícolas, a bacia hidrográfica tem sido reconhecida como unidade de ecossistema (ODUM, 1971; LIKENS, 1984; BEEBY, 1993 *apud* MOULTON & SOUZA, 2006) e sua utilização em programas de conservação e proteção ambiental vem sendo incentivada (NOSS & HARRIS, 1986; SUNDERS *et al.*, 2002). Ao pensarmos sob uma visão de classificação hierárquica para o manejo agrícola dentro da microbacia, é esperado que toda ação dentro dos limites físicos da microbacia acabe, cedo ou tarde, alcançando os corpos d'água. Dessa forma, é esperado que as características ambientais e de uso do solo em toda área da microbacia influenciem as variáveis de escala local (por exemplo, composição do substrato, forma do canal, disponibilidade de *habitat*), que, por sua vez, afetam a estruturação das comunidades aquáticas (FITZPATRICK *et al.*, 2001; WANG *et al.*, 2003; DEMBKOWSKI & MIRANDA 2014; PARREIRA DE CASTRO *et al.*, 2016; 2018; JUEEN *et al.*, 2016; LUIZA-ANDRADE *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018; MONTAG *et al.*, 2018; MANOEL & UIEDA, 2021).

O fato de os peixes representarem, em alguns casos, o topo das teias alimentares aquáticas e serem altamente responsivos às alterações do ambiente aquático e do ambiente terrestre circundante torna-os um modelo biológico e indispensável para uma avaliação

integrada do estado de conservação dos recursos hídricos (KARR, 1981; KHOSLA *et al.*, 1995; CASATTI *et al.*, 2006; CASATTI & ORTIGOSSA, 2021).

Essa preocupação de associar o desenvolvimento agrícola com a conservação vai ao encontro da Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável, publicada pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015 e que tem como 15º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS 15): *“Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade”*. Dentre as várias metas desse objetivo, a meta 15.1 previa *“Até 2020, assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços, em especial florestas, zonas úmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais”*, e a meta 15.5 *“Tomar medidas urgentes e significativas para reduzir a degradação de habitat naturais, deter a perda de biodiversidade e, até 2020, proteger e evitar a extinção de espécies ameaçadas”*. Embora o prazo para alcance das metas propostas já tenha expirado, os esforços para o cumprimento dos ODS são contínuos e constantemente atualizados. Por isso, as buscas para a conquista desses objetivos devem ser estimuladas.

Uma região notoriamente canavieira é o interior do estado de São Paulo, no Planalto Ocidental Paulista, e representa um bom modelo para aplicar as abordagens aqui pretendidas. O processo de ocupação nessa região, incentivado desde o início do século XVII, foi baseado no estabelecimento de grandes latifúndios agrícolas e embora a história do uso da terra tenha sido heterogênea, com usos predominantes diferenciados, de grandes pastagens, culturas de café e algodão, o desmatamento foi comum a todas elas (SILVA *et al.*, 2019).

De acordo com Brannstrom & Oliveira (2000), o grande pulso de ocupação do Planalto Ocidental Paulista iniciou sua marcha decisiva entre 1880 e 1910, comandada pelos cafeicultores. O estabelecimento da cultura do café se deu majoritariamente pela conversão de áreas com florestas nativas para cafezais e devido a inexistência de práticas agrícolas eficientes para o manejo agrícola, quando o solo se esgotava, novas áreas eram abertas (MENDONÇA, 2004). Dessa maneira, as queimadas iniciadas no século XIX (FLORENCE, 1977 *apud* SILVA *et al.*, 2019) em expedições ao interior, se sucederam extensas e persistentes ao longo dos primeiros anos do século XX para dar lugar ao café, algodão, amendoim e pastagens, eliminando de forma radical as coberturas vegetais florestais.

Depois da crise do café na década de 1930, outras lavouras foram substituindo os antigos cafezais, com destaque para a pastagem. A cana-de-açúcar, presente desde o período colonial, teve um crescimento vertiginoso a partir da década de 1970, quando o governo federal lançou o programa Pró-Álcool para estimular a produção de etanol veicular devido à crise do petróleo. A partir de então, a cana-de-açúcar incorporou áreas de diversas culturas (café, pastagem, arroz, milho, amendoim, algodão e mandioca) e onde a possibilidade de incorporação era quase nula, houve ainda a conversão de áreas de floresta e cerrado em áreas agrícolas (YOSHI & MATSUNAGA, 1984). Na Figura 1 é possível visualizar o avanço da área agrícola destinada ao cultivo de cana-de-açúcar entre os anos de 1985 e 2020 (Souza *et al.*, 2020).

Com esse histórico de ocupação onde a agricultura substituiu as paisagens naturais, a vegetação nativa no Planalto Ocidental Paulista representa hoje cerca de apenas 15,6% da área original e está distribuída em numerosos e pequenos fragmentos de floresta e Cerrado (NALON *et al.*, 2020).

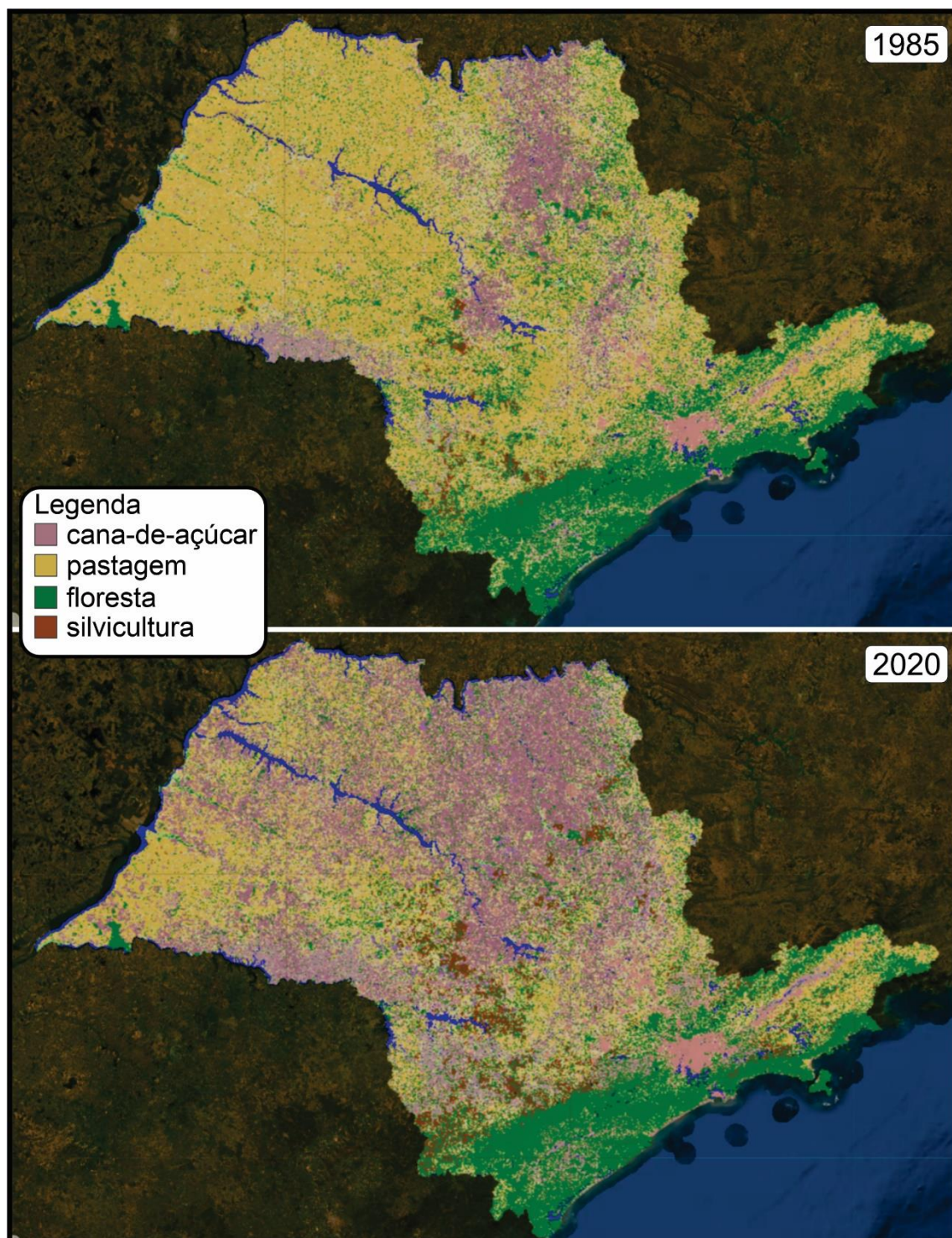


Figura 1. Mapa representativo do uso do solo no estado de São Paulo com recortes temporais de 1985 e 2020. Fonte: Modificado de Mapbiomas.org.

Essa Tese foi construída com base nessa perspectiva. Ao avaliar os impactos ambientais sobre a biodiversidade é importante conhecer os parâmetros bióticos originais ou que antecedem o início das atividades do setor. A interpretação das influências

ambientais quando esses parâmetros são ausentes depende da realização de estudos criteriosos e de longo prazo que avaliem a resposta das comunidades frente a um gradiente de influência. Desse modo, entender como as comunidades animais estão estruturadas ao longo de um gradiente ambiental de uso agrícola do solo é essencial para desenvolver estratégias de conservação efetivas. Para tanto, os objetivos dessa Tese foram determinar os padrões espaciais, em escala local e regional, das comunidades de peixes de riachos em paisagens agrícolas, em especial aqueles associados a cana-de-açúcar (capítulo 1) e identificar os limiares de mudança para ictiofauna de riachos em diferentes matrizes de uso do solo, discutindo suas implicações para o licenciamento ambiental (capítulo 2) de forma a contribuir para o aprimoramento das práticas de licenciamento ambiental e assegurar o uso sustentável dos ecossistemas terrestres e de água doce, objetivando mitigar a degradação ambiental e a perda de biodiversidade em monoculturas de grande impacto.

Metodologia geral

A área de desenvolvimento do estudo está localizada na porção interior do estado de São Paulo e abrange as principais bacias de drenagem paulistas: Grande, Tietê, Aguapeí, Paranapanema e Paraná. De acordo com a classificação de Köppen (ALVAREZ *et al.*, 2014) o clima é classificado como Aw na maior parte do território, com porções Cfa ao sul e Cwa ao leste, portanto, existe forte sazonalidade com verão quente e chuvoso e inverno seco (ALVAREZ *et al.*, 2014). A estação chuvosa vai de outubro a março (janeiro e fevereiro são os meses mais úmidos, com 54% da precipitação anual) e a estação seca de abril a setembro. A temperatura média máxima (31°C) ocorre em janeiro e a média mínima (13°C) ocorre em julho (IPT, 2000).

A construção da base de dados desse projeto esteve associada a atividades de levantamento e monitoramento ambiental em áreas de influência de diversas usinas sucroalcooleiras, com a finalidade de atender condicionantes do licenciamento ambiental

desses empreendimentos. Dessa forma, a distribuição espacial dos pontos amostrais ($n = 149$) não foi aleatória e ficou restrita às bacias de drenagem que continham áreas de plantio de cana-de-açúcar desses empreendimentos. A localização dos pontos em relação às principais drenagens do estado de São Paulo é representada na Figura 2.

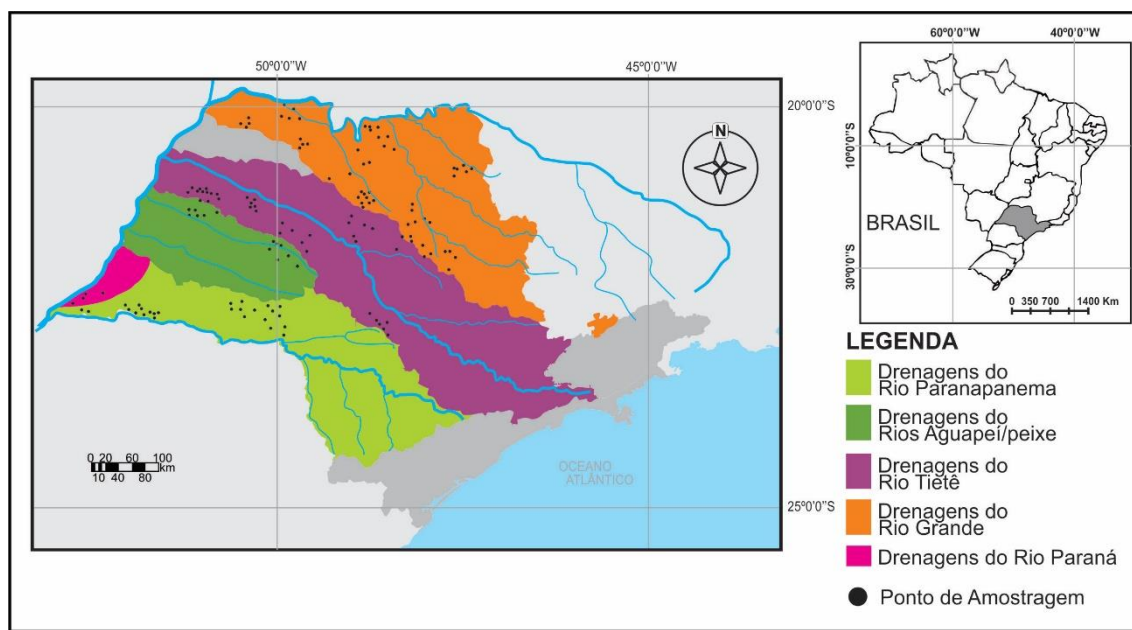


Figura 2. Distribuição espacial dos pontos de amostragem da ictiofauna em relação às principais bacias de drenagens no estado de São Paulo.

As atividades de campo foram realizadas entre 2010 e 2018 e cada local foi amostrado uma única vez. A pesca dos exemplares foi efetuada no período diurno utilizando-se redes-de-arrasto (3 m de largura x 1,5 m de altura, 2 mm entre nós adjacentes) em um trecho de 75 m de extensão (CASATTI *et al.*, 2006a) durante um período de 1 h. Esse apetrecho permite uma grande combinação de técnicas manuais que permite explorar com eficiência os micro-habitats encontrados nos ambientes escolhidos. Por se tratar de um método de captura ativo, possibilita a captura de espécies com hábitos crípticos e noturnos, mesmo quando a coleta é realizada durante o período diurno (ver FLORES-LOPES *et al.*, 2010; CASATTI *et al.*, 2010; TERESA *et al.*, 2010; TERESA & ROMERO, 2010; TERESA & CASATTI, 2010). Exemplares-testemunho foram depositados na coleção ictiológica do Departamento de Ciências Biológicas (DZSJRP),

da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, SP. As capturas, bem como o depósito dos exemplares na coleção, obedeceram às autorizações de manejo de fauna *in situ*, emitidas pelo Departamento de Fauna (DeFau) da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA) do estado de São Paulo, para cada um dos empreendimentos licenciados.

A identificação das espécies e suas posições taxonômicas foram baseadas em Reis *et al.* (2003), Graça & Pavanelli (2007), Britski *et al.* (2007), Buckup *et al.* (2007), Ota *et al.* (2018) e nos bancos de dados eletrônicos “FishBase” (FROESE & PAULY, 2021) e “CAS – Catalog of Fishes” (FRICKE *et al.*, 2021).

A avaliação do estado de conservação do componente estrutural dos riachos estudados foi realizada a partir da aplicação do Índice de Integridade Física (IIF) baseado em Casatti *et al.* (2006), após percorrer o trecho de coleta e observar as características relacionadas aos atributos que compõem do índice. O IIF é um índice multimétrico, adaptado para riachos do noroeste de São Paulo, a partir dos protocolos originais de Roth *et al.* (1996), Barbour *et al.* (1999) e Kazyak (2001) para avaliação de riachos norte-americanos. O índice compila uma série de atributos da estrutura física interna e externa dos corpos d’água, dentre eles: estabilidade do substrato para fauna bentônica; variabilidade de velocidade e profundidade; estabilidade do fluxo; deposição de sedimento no fundo; diversidade de mesohabitats; alterações no canal; largura da vegetação ripária; estabilidade vegetativa dos barrancos e estabilidade dos barrancos. Cada atributo é avaliado em relação às condições encontradas em ambientes mais íntegros e recebe uma pontuação de 0 a 20, onde 0 indica uma condição altamente desviada do cenário referência e 20 uma situação mais semelhante. De acordo com os valores obtidos, o IIF pode ser representado nominalmente por quatro categorias: Bom ($36 \leq \text{IIF} \leq 180$), Regular ($91 \leq \text{IIF} \leq 135$), Pobre ($46 \leq \text{IIF} \leq 90$) e Muito Pobre ($0 \leq \text{IIF} \leq 45$). Optou-se

por utilizar esse índice, pois, além de ser de fácil aplicação, ele tem demonstrado ser um bom *proxy* para diversas variáveis do habitat (ver ROA-FUENTES *et al.*, 2020).

As microbacias foram determinadas a partir do ponto geográfico georreferenciado para cada riacho (APÊNDICE A). Os limites e a rede de drenagem das microbacias foram gerados utilizando o modelo hidrológico ArcSWAT e imagens de satélite do Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDET) SRTM (90 m) gerados pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e disponibilizados pelo *United States Geological Survey* (USGS). As microbacias foram geradas considerando uma área de contribuição mínima de 100 ha. Com as microbacias de drenagem definidas, foram demarcados *buffers* ripários com 100 metros de largura.

As informações de paisagem foram extraídas da base de dados do Projeto MapBiomias (SOUZA *et al.*, 2020) para os anos de 2010 a 2018, utilizando o software ArcGis. Após a delimitação das microbacias e dos *buffers*, foram calculadas as áreas de cada classe de cobertura do solo, com o uso da ferramenta *Tabulate areas*, no *Spatial Analyst* do software ArcGIS 10.5.1 e obtidas as proporções de cobertura do solo para cada uma das escalas: microbacia e buffer ripário. Foram utilizadas três categorias de cobertura do solo para as análises de dados: (i) Vegetação nativa, onde foram agrupadas as informações referentes às classes Formação Florestal e Cerrado; (ii) Pastagem, onde foram agrupadas as informações referentes às classes Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem; e (iii) Cana-de-açúcar.

Referências

- ALEXANDRE, C. V., ESTEVES, K. E. & MELLO, M. A. M. M. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiol.**, 641: 97–114.
- ALVAREZ, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. M. & SPAROVEK, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol. Z.**, 22(6): 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd ed. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.
- BORDONAL, R. O., LAL, R., AGUIAR, D. A., FIGUEIREDO, E. B., PERILLO, L. I., ADAMI, M., RUDORFF, B. F. T. & SCALA, N. L. 2015. Greenhouse gas balance from cultivation and direct land use change of recently established sugarcane (*Saccharum officinarum*) plantation in south-central Brazil. **Renew. Sustain. Energy Rev.**, 52 (2015): 547–556.
- BRANNSTROM, C. & OLIVEIRA, A. M. S. 2000. Human modification of stream valleys in the Western Plateau of São Paulo, Brazil: implications for environmental narratives and management. **Land Degrad. Dev.**, 11: 535–548.
- BRITSKI, H.A., SILIMON, K.Z.S. & LOPES, B.S. 2007. **Peixes do Pantanal. Manual de identificação**. 2 ed. Brasília: Embrapa – SPI; Corumbá: Embrapa – CPAP, p. 45-57.
- BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. & GHAZZI, M. S. (Eds.). 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil: Museu Nacional (Série Livros 23)**, Rio de Janeiro. 195p.
- CARO, T., DARWIN, J., FORRESTER, T., LEDOUX-BLOOM, C. & WELLS, C. 2011. Conservation in the Anthropocene. **Conserv. Biol.**, 26 (1): 185–188.
- CASATTI, L. & ORTIGOSSA, C. 2021. Avaliação da integridade biótica de riachos a partir da ictiofauna. **Oecologia Aust.**, 25(2): 531–545.
- 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. **Braz. J. Biol.**, 66(2B): 681–696.
- CASATTI, L., ROMERO, R. M., TERESA, F. B., SABINO, J. & LANGEANI, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 22(1): 50–59. <https://doi.org/10.4322/actalb.02201007>
- CASATTI, L.; TERESA, F. B., GONÇALVES-SOUZA, T., BESSA, E., MANZOTTI, A. R., GONÇALVES, C. S. & ZENI, J. O. 2012. From forest to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotrop. Ichth.**, 1(1): 25–214.

- CORBI, J. J., STRIXINO, S. T., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29(1): 61–65.
- CRUTZEN, P. J. & STOERMER, E. F. 2000. The “Anthropocene”. **Global Change News.**, 41: 17–18.
- DEMBKOWSKI, D. J. & MIRANDA, L. E. 2014. Environmental variables measured at multiple spatial scales exert uneven influence on fish assemblages of floodplain lakes. **Hydrobiol.**, 721: 129–144.
- DIRZO, R., YOUNG, H. S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N. J. B. & COLLEN, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, 345(6195): 401–406.
- FERREIRA, M. C., BEGOT, T. O., PRUDENTE, B. S., JUEN, L. & MONTAG, L. F. A. 2018. Effects of oil palm plantations on habitat structure and fish assemblages in Amazon streams. **Environ. Biol. Fish.**, 101: 547–562.
- FIORIO, P. R., DEMATTÊ, J. A. M. & SPAROVEK, G. 2000. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na Microbacia Hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesqui. Agr. Bras.**, 35: 671–679.
- FITZPATRICK, F. A., SCUDDER, B. C., LENZ, B. N. & SULLIVAN, D. J. 2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in Eastern Wisconsin. **J. Am. Water Resour. Assoc.**, 37: 1489–1507.
- FLORES-LOPES, F., CETRA, M. & MALABARBA, L. R. 2010. Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotrop.**, 10(4): 183–193. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400024>
- FRICKE, R., ESCHMEYER, W. N. & VAN DER LAAN, R. (eds). 2021. **Eschmeyer’s catalog of fishes: genera, species, references**. Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em: 23 fev. 2022.
- FROESE, R. & PAULY, D. (Eds). 2021. **FishBase. World Wide Web electronic publication. version (07/2021)**. Disponível em: www.fishbase.org. Acesso em: 08 jul. 2021.
- GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2007. **Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes**. EDEM, Maringá, PR, 241 p.
- INGHAM, B. & GALO, M. A. 1975. Effect of Asulam in wildlife species acute toxicity to birds and fish. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 13(2): 194–199.
- IPT – Instituto de Pesquisas tecnológicas do estado de São Paulo. 2000. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Turvo-Grande – UGRHI-15**. São Paulo.

- JUEN, L., CUNHA, E. J., CARVALHO, F. G., FERREIRA, M. C., BEGOT, T. O., ANDRADE, A. L., SHIMANO, Y., LEÃO, H., POMPEU, P. S. & MONTAG, L. F. A. 2016. Effects of oil palm plantations on the habitat structure and biota of streams in Eastern Amazon. **River Res. Applic.**, 32(10): 2081–2094.
- KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6(6): 21–27.
- KAZYAK, P. F., 2001, **Maryland biological stream survey: sampling manual**. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.
- KHOSLA, M. R.; HEATH, A. G. & ANGERMEIER, P. L. 1995. Assessing water quality – interdisciplinary problems and approaches. **Interdiscip. Sci. Ver.**, 20(3): 229–240.
- LAPOLA, D. M., MARTINELLI, L. A., PERES, C. A., OMETTO, J. P. H. B., FERREIRA, M. E., NOBRE, C. A. 2014. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nat. Clim. Change**, 4: 27–35.
- Likens, G. E. 1984. Beyond the shoreline: A watershed-ecosystem approach, **Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.**, 22(1): 1–22.
- LUIZA-ANDRADE, A., BRASIL, L. S., BENONE, N. L., SHIMANO, Y., FARIAS, A. P. J., MONTAG, L. F. A., DOLÉDEC, S. & JUEN, L. 2017. Influence of oil palm monoculture on the taxonomic and functional composition of aquatic insect communities in eastern Brazilian Amazonia, **Ecol. Ind.**, 82(2017): 478–483.
- MALHI, Y. 2017. The concept of the Anthropocene. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, 42: 77–104.
- MANOEL, P. S. & UIEDA, V. S. 2021. Impacts of diferente monoculture types on stream benthic macroinvertebrate and fish communities. **Hydrobiol.**, 848: 691–703.
- Marinho, J. F. U., Correia, J. E., Marcato, A. C. C., Pedro-Escher, J. & Fontanetti, C. S. 2014. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, 110(2014): 239–245.
- MARTINELLI, L. A. & FILOSO, S. 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecol. Appl.**, 18(4): 885–898.
- MENDONÇA, R. R. 2004. A HISTÓRIA DA OCUPAÇÃO DO INTERIOR DO ESTADO DE SÃO PAULO. IN BITTENCOURT, M. D. & MENDONÇA, R. R. (orgs). **Viabilidade de conservação dos remanescentes de cerrado no estado de São Paulo**. São Paulo, Anablume; FAPESP. 170p.
- MONTAG, L. F. A., WINEMILLER, K. O., KEPPELER, F. W., LEÃO, H., BENONE, N. L., TORRES, N. R., PRUDENTE, B. S., BEGOT, T. O., BOWER, L. M., SAENZ, D. E., LOPEZ-DELGADO, E. O., QUINTANA, Y., HOEINGHAUS, D. J. & JUEN, L. 2018. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecol. Freshw. Fish.**, 2018: 1–13.

MOULTON, T. P. & SOUZA, M. L. 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas. In Rocha, C.F.D.; Bergalho, H. G.; Van Sluys, M. & Alves, M. A. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos: RiMa. pp 157–181.

NALON, M. A., MATSUKUMA, C. K. & PAVÃO, M. 2020. **Inventário florestal do Estado de São Paulo: mapeamento da cobertura vegetal nativa**. São Paulo, Instituto Florestal.

NOSS, R. F. & HARRIS, L. D. 1986. Nodes, networks and MUM: preserving diversity at all scales. **Environ. Manag.**, 10: 229–309.

ODUM, E. P. 1971. **Fundamentals of ecology**. Toppan Company Ltd., Japan.

OMETTO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A., BALLESTER, M. V., GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R.L. & WILLIAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshw. Biol.**, 44: 327–337.

OTA, R. R., DEPRÁ, G. C., GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2): e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

PARREIRA DE CASTRO, D. M., DOLÉDEC, S. & CALLISTO, M. 2018. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecol. Ind.**, 84(2018): 573–582.

PARREIRA DE CASTRO, D. M., REIS DE CARVALHO, D., POMPEU, P. S., MOREIRA, M. Z., NARDOTO, G. B. & CALLISTO, M. 2016. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS ONE** 11(3): e0150527.

PIMN, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., RAVEN, P. H., ROBERTS, C. M. & SEXTON, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 344(6187): 1246752.

POTTER, K. M., CUBBAGE, F. W., BLANK, G. B. & SCHABERG, R. H. 2004. A watershed-scale model for predicting nonpoint pollution risk in North Carolina. **Environ. Manag.**, 34: 62–74.

REIS, R. E., KULLANDER, S. O., FERRARIS JR., C. J. (Eds.). 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 742 p.

ROA-FUENTES, C. A., HEINO, J., ZENI, J. O., FERRAZ, S., CIANCIARUSO, M. V. & CASATTI, L. 2020. Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. **Hydrobiol.**: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>

ROTH, N. E., ALLAN, J. D. & ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Land. Ecol.**, 11: 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>

- 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). **Environ. Biol. Fish.**, 98: 1895–1912.
- SAUNDERS, D. L., MEEUWIG, J. J. & VINCENT, A. C. J. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. **Cons. Biol.**, 16(1): 30–41.
- SCHIESARI, L. & CORRÊA, D. T. 2015. Consequences of agroindustrial sugarcane production to freshwater biodiversity. **Glob. Change Biol. Bioenergy**, 8: 644–657.
- SILVA, E. C. N., DIAS, M. B. G., NUNES, J. O. R., OLIVEIRA, A. M. S. & OLIVEIRA, A. P. 2019. A urbanização do Oeste paulista e a formação de feições tecnogênicas. **Rev. do Inst. Geol.**, São Paulo, 40(1): 67–81.
- SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P. & BORGES, L. C. 2007a. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. de Eng. Agrícola e Ambient.**, 11(1): 108–114.
- SOUTHWICK, L. M., WILLIS, G. H., REAGAN, T. E. & RODRIGUEZ, L. M. 1995. Residues in runoff and on leaves of azinphosmethyl and esfenvalerate applied to sugarcane. **Environ. Entomol.**, 24(5): 1013–1017.
- SOUZA, C. M., SHIMBO, J. Z., ROSA, M. R., PARENTE, L. L., ALENCAR, A. A., RUDORFF, B. F. T., HASENACK, H., MATSUMOTO, M., FERREIRA, L. G., SOUZA-FILHO, P. W. M., OLIVEIRA, S. W., ROCHA, W. F., FONSECA, A. V., MARQUES, C. B., DINIZ, C. G., COSTA, D., MONTEIRO, D., ROSA, E. R., VE´LEZ-MARTIN, E., WEBER, E. J., LENTI, F. E. B., PATERNOST, F. F., PAREYN, F. G. C., SIQUEIRA, J. V., VIERA, J. L., NETO, L. C. F., SARAIVA, M. M., SALES, M. H., SALGADO, M. P. G., VASCONCELOS, R., GALANO, S., MESQUITA, V. V. & AZEVEDO, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sens. Environ.**, 12(17): 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>
- TERESA, F. B. & ROMERO, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotrop. Ichthyol.**, 8(1): 163–17. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100019>
- TERESA, F. B., ROMERO, R. M. & LANGEANI, F. 2010. Pisces, Aquidauana and Miranda drainages, upper Paraguay River basin, Mato Grosso do Sul, Brazil. **CheckList**, 6(4): 596–601. <https://doi.org/10.15560/6.4.596>
- TERESA, F.B. & CASATTI, L. 2010. Importância da vegetação ripária degradada em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Panamjas**, 5(3): 444–453.
- TSAO, C-C., CAMPBELL, J. E., MENA-CARRASCO, M., SPAK, S. N., CARMICHAEL, G. R. & CHEN, Y. 2011. Increased estimates of air-pollution emissions from Brazilian sugar-cane ethanol. **Nat. Clim. Change**, 2 (2012): 53–57.
- UNICA – União da Indústria de Cana-de-açúcar. 2021. Dados de produção do banco de dados UnicaData. Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/>. Acesso em: 22 fev. 2021.

VERDADE, L. M., GHELER-COSTA, C., PENTEADO, M. & DOTTA. 2012. The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the state of São Paulo, Brazil. **J. Sustain. Bioenergy Syst.**, 2: 138–144.

WANG, L., LYONS, J., RASMUSSEN, P., SEELBACH, P., SIMON, T., WILEY, M., KANEHL, P., BAKER, E., NIEMELA, S., STEWART, P. M. 2003. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern lakes and forest ecoregion, U.S.A. **Can. J. Fish Aquat. Sci.**, 60: 491–505.

YOSHI, R. J. & MATSUNAGA, M. 1984. Comentários sobre o programa nacional do álcool e a produção de alimentos. **Inf. Econ.**, 14(8): 33–41.

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. **Freshw. Biol.**, 62(12): 2026–2038.

Capítulo 1 - Ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar: composição, estrutura e conservação

Resumo

As ações humanas podem interromper processos geomórficos que mantêm a paisagem ribeirinha e frequentemente resultam na simplificação de habitat e na homogeneização biótica. O uso agrícola da terra impacta negativamente os riachos pela entrada difusa de nutrientes e poluentes, alteração da estrutura física do canal e das zonas ripárias pela remoção da cobertura vegetal nativa e/ou intensificação dos processos erosivos e pela alteração do regime hidrológico com o desbalanceamento da relação evapotranspiração-escoamento. Nesse contexto, o objetivo desse capítulo foi caracterizar fisicamente os riachos e descrever a estrutura das comunidades de peixes em regiões agrícolas. Foram amostrados 149 riachos distribuídos pelo Planalto Ocidental Paulista. As informações de paisagem foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas (2010 a 2018). O padrão de composição foi descrito por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) complementada por uma análise de Similaridade (ANOSIM). A importância das variáveis ambientais locais e de paisagem foi testada por uma Análise de Componentes Principais (PCA). Para investigar as associações entre as comunidades de peixes e as variáveis ambientais foi utilizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA). O componente estrutural foi avaliado com a aplicação do índice de integridade física e a maior parte dos riachos foi classificada como “muito pobre”, “pobre” ou “regular”, tendo fatores relacionados a ausência ou baixa qualidade da vegetação ripária como principais fatores de degradação física. Para a composição das comunidades, pouca ou nenhuma influência da bacia de drenagem, hierarquia fluvial, tipo de cultura e da sazonalidade foram encontradas indicando que a ictiofauna associada a cana-de-açúcar desta região não apresenta nenhuma singularidade. Dessa forma, as informações trazidas aqui ampliam o conhecimento acerca da estruturação das comunidades em áreas agrícolas podendo contribuir para elaboração e aplicação de diretrizes que orientam as atividades de licenciamento ambiental.

Palavras chave: Agricultura. Peixe. Etanol. Pastagem. Mudança de uso do solo.

Abstract

Human actions can disrupt geomorphic processes that maintain the riparian landscape and often result in habitat simplification and biotic homogenization. Agricultural land use has a negative impact on streams through the diffuse entry of nutrients and pollutants, alteration of the physical structure of the channel and riparian zones by the removal of native vegetation cover and/or intensification of erosive processes and by changing the hydrological regime with the imbalance of water evapotranspiration-runoff relationship. In this context, this chapter characterized physically streams and described the structure of fish communities in agricultural regions. A total of 149 streams distributed by the Planalto Ocidental Paulista were sampled. Landscape information was obtained from the MapBiomas Project (2010 to 2018). The composition pattern was described using a Non-Metric Multidimensional Scaling Analysis (NMDS) complemented by a Similarity analysis (ANOSIM). The local and landscape environmental variables was tested by a Principal Component Analysis (PCA). The associations between fish communities and environmental variables were investigated by Canonical Correspondence Analysis (CCA). The structural component was evaluated with the application of the physical integrity index and most streams were classified between "very poor" and "regular", with factors related to the absence or low quality of riparian vegetation as the main factors of physical degradation. For the community composition, little or no influence of the drainage basin, fluvial hierarchy, type of culture and seasonality were found, indicating that the ichthyofauna associated with sugarcane in this region doesn't show any singularity. In this way, the information presented here expands the knowledge about the structuring of communities in agricultural areas and can contribute to the elaboration and application of guidelines that guide the activities of environmental licensing.

Keywords: Agriculture. Fish. Ethanol. Pasture. Land-use change.

Introdução

Rios e riachos são ambientes complexos que apresentam diferentes tipos de *habitat* em um gradiente ambiental intimamente conectado a complexidade da paisagem circundante (FAUSCH *et al.*, 2002; CARAMASCHI *et al.*, 2021). O entendimento atual a respeito dos ambientes aquáticos considera diferentes escalas de avaliação e incorpora uma estrutura conceitual aninhada onde, a partir de uma escala ampla, fatores como clima, geologia e topografia influenciam os processos geomórficos que moldam os canais em escalas intermediárias e assim, criam e mantem *habitats* importantes para a biota em escalas menores (ALLEN & STARR, 1982; FRISSELL *et al.*, 1986; SNELDER & BIGGS, 2002; ALLAN & CASTILLO, 2007; BREJÃO *et al.*, 2021).

Dentro do ambiente aquático, a estrutura da comunidade de peixes é moldada e mantida por vários fatores que atuam como filtros em diferentes escalas (TONN, 1990; OBERDORFF *et al.*, 1995; DAUFRESNE *et al.*, 2009; JEPPESEN *et al.*, 2010). A identidade e abundância relativa das espécies que ocorrem em um determinado local dependem do histórico evolutivo e geológico, dos contextos regionais (por exemplo, padrões biogeográficos) e locais (por exemplo, área e diversidade de habitat, inundações) (TONN, 1990; GRIFFITHS, 2010).

Sob essa perspectiva, as ações humanas na escala da bacia de drenagem interrompem os processos geomórficos que mantêm a paisagem ribeirinha e frequentemente resultam na degradação e simplificação de *habitat* e na homogeneização biótica (RAHEL, 2002; CASATTI *et al.*, 2012; SIQUEIRA *et al.*, 2015). O uso agrícola da terra pode impactar negativamente os riachos aumentando a entrada difusa de nutrientes e poluentes, alterando a estrutura física do canal e das zonas ripárias pela remoção da cobertura vegetal nativa e/ou intensificação dos processos erosivos (que levam ao assoreamento) e alterando o regime hidrológico pelo desbalanceamento da

relação evapotranspiração-escoamento (ALLAN, 2004; BORGES *et al.*, 2020; DALACORTE *et al.*, 2020).

Dentre os diversos usos do solo, aquelas áreas destinadas a produção do setor sucroenergético utilizam técnicas de manejo que envolvem o uso de defensivos, como pesticidas e herbicidas, e substâncias que alteram as características físico-químicas do solo, como por exemplo a aplicação de calcário para correção do pH. Além disso, alguns subprodutos do processo produtivo, como a vinhaça e a torta-de-filtro, frequentemente utilizados para adubação, podem conter contaminantes como metais pesados. Se esses materiais atingem os corpos d'água podem provocar alterações nas características físico-químicas da água como pH, condutividade e temperatura (INGHAM, 1975; SOUTHWICK *et al.*, 1995; OMETO *et al.*, 2000; CORBI *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2007a; MARINHO *et al.*, 2014). Somado a isso, o constante manejo do solo entre os períodos de plantio e colheita leva a intensificação de processos erosivos, resultando no assoreamento do leito dos riachos e levando a homogeneização estrutural e biológica (FIORIO *et al.*, 2000; MARTINELLI & FILOSO, 2008). Esse conjunto de impactos pode desencadear alterações fisiológicas e comportamentais, a redução de populações ou até mesmo a extinção local de espécies, em especial aquelas mais sensíveis às interferências antrópicas (CASATTI *et al.*, 2012; PIMN *et al.*, 2014).

Atualmente, são reconhecidas 36.128 espécies de peixes válidas em todo o planeta, o que representa um pouco mais da metade das espécies de vertebrados conhecidas (FRICKE *et al.*, 2022). A maior fauna de peixes de água doce do mundo está inserida na região Neotropical que abrange as Américas do Sul e Central. São aproximadamente 20 ordens e 69 famílias, com 6.000 espécies válidas e muitas outras reconhecidas como novas e em processo de descrição (REIS *et al.*, 2016; ALBERT *et al.*, 2020). Esses peixes ocupam ampla variedade de ambientes, tais como rios, lagos e

planícies de inundação, mas o maior número de espécies se concentra em riachos (ALBERT *et al.*, 2020).

O sistema do Alto Rio Paraná, responsável pela drenagem de parte dos estados do Paraná, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Goiás e uma pequena área do Paraguai oriental adjacente ao Mato Grosso do Sul (AB'SABER, 1977 *apud* CASTRO *et al.*, 2003) representa o segundo maior sistema de drenagem da América do Sul (LOWE-MCCONNELL, 1999), composto, atualmente, por 310 espécies de peixes, distribuídas em 11 ordens e 38 famílias (LANGENAI *et al.*, 2007). A porção paulista dessa drenagem, formada por grandes tributários como os rios Grande, Tietê e Paranapanema, abriga cerca de 36 famílias com 260 espécies de peixes descritas (OYAKAWA & MENEZES, 2011). Entretanto, associados aos rios de médio e grande porte há inúmeros ambientes ainda pouco explorados, tais como riachos, cabeceiras e áreas de várzea e acredita-se que esse número de espécies possa ser ainda maior (LANGEANI *et al.*, 2007).

Nesse contexto, o objetivo desse capítulo é caracterizar os riachos e descrever a estrutura das comunidades de peixes de riachos da bacia do Alto Rio Paraná, em regiões sob forte influência da atividade canavieira. Ao avaliar a estrutura das comunidades, buscamos caracterizar quali e quantitativamente (composição, riqueza de espécies, abundância, diversidade e sua relação com variáveis ambientais) a ictiofauna. Sendo assim, procuramos investigar: i) qual a composição de espécies em riachos inseridos em matriz agrícola com predominância de cana-de-açúcar?; ii) quais fatores abióticos melhor explicam a estrutura da ictiofauna?; e iii) a estrutura da comunidade varia conforme a bacia de drenagem, a hierarquia fluvial, a integridade física do habitat ou período sazonal?

Material e métodos

A coleta de dados seguiu conforme apresentado na metodologia geral da tese.

Análise dos dados

Para as métricas do Índice de Integridade Física (IIF), foi utilizada estatística descritiva com média (m) e desvio padrão (dp). A normalidade da amostra foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade de variância pelo teste de Levene. Em seguida, foram comparadas pelo teste não paramétrico de Kruskal Wallis, seguido pelo teste *post-hoc* Dunn (ZAR, 2009). Adotou-se o nível de $p < 0,05$ para significância estatística.

A comunidade de peixes foi avaliada por meio de descritores qualitativos e quantitativos, tais como riqueza e composição de espécies. A riqueza de espécies foi obtida pela contagem direta de táxons em cada unidade amostral (ODUM, 1988). A suficiência amostral foi avaliada por dois estimadores de riqueza, sendo um baseado na ocorrência das espécies (*Incidence-based Coverage Estimator* - ICE) e outro baseado na abundância das espécies em cada amostra (*Abundance-based Coverage Estimator* - ACE). O estimador ICE pondera a ocorrência das espécies raras (aquelas encontradas em até 10 amostras, LEE & CHAO, 1994). Já o estimador ACE utiliza como fator de correção a abundância das espécies com até 10 indivíduos nas amostras (CHAO *et al.*, 1993). As análises foram realizadas com o programa computacional EstimateS 9.1 (COLWELL, 2013).

O padrão de composição de espécies foi descrito por meio de uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica (NMDS) complementada por uma análise de Similaridade (ANOSIM). A matriz de abundância foi primeiramente transformada por raiz quadrada, e em seguida convertida em uma matriz de similaridade (usando o coeficiente de Bray Curtis). Posteriormente, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) com 9.999 permutações, considerando como fatores a bacia de drenagem (Grande, Tietê, Aguapeí, Paranapanema e Paraná), a hierarquia fluvial, a integridade

física do hábitat e o período sazonal. Esta análise permite testar a hipótese nula de que não existem diferenças significativas entre as amostras relacionadas aos fatores de interesse. O resultado desta análise apresenta uma distribuição aleatória com os valores de permutação de R, que varia de 0 a 1 (0 = total indistinguibilidade entre os grupos e 1 = total separação entre estes), sendo que valores de $R > 0,75$ indicam grupos claramente distinguíveis; valores de R próximos de 0,50, indicam grupos sobrepostos, mas claramente distinguíveis; e valores de $R < 0,25$, indicam grupos indistinguíveis (CLARKE & GORLEY, 2006). As análises foram realizadas com o programa computacional Primer 6 (COLWELL, 2013).

Para avaliar a importância das variáveis ambientais locais e de paisagem foi utilizado uma Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA é indicada para conjuntos de medidas correlacionadas linearmente, e é capaz de reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais (PIELOU, 1984; MANLY, 1994). Os eixos são extraídos de modo que seja possível quantificar a representatividade de cada componente e descartar informações altamente correlacionadas. Desta forma, os eixos podem ser interpretados como vetores independentes (DILLON & GOLDSTEIN, 1984; MANLY, 1994). Como os valores dos dados ambientais estão em escalas diferentes, primeiramente foi realizada a normalização dos dados, onde cada variável teve a média subtraída e em seguida foi dividida pelo seu desvio padrão (CLARKE & GORLEY, 2006).

Para investigar as associações entre as comunidades de peixes e as variáveis ambientais foi utilizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), com as espécies que ocorreram em mais de três amostras, juntamente com dados ambientais retidos pela PCA. A CCA é uma técnica de ordenação multivariada desenvolvida para quantificar a associação entre dois conjuntos de variáveis (HAMMER *et al.*, 2001), nesse

caso, as relações entre dados ambientais e a composição biótica. Para testar se o modelo da CCA é significativo foi utilizada a função anova com variância simulada em 999 permutações. Estes procedimentos foram realizados no software R (R CORE TEAM, 2017) usando o pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2007).

Resultados

Caracterização dos riachos

Os riachos amostrados apresentaram graus variados de integridade física e foram classificados em sua maioria como pobres (48,3%) ou regulares (32,9%). O terceiro grupo em ordem decrescente de representatividade foram aqueles classificados como bons (11,4%) e por fim os classificados como muito pobres (7,4%). A Figura 3 apresenta o registro fotográfico de riachos típicos de cada uma dessas classificações.

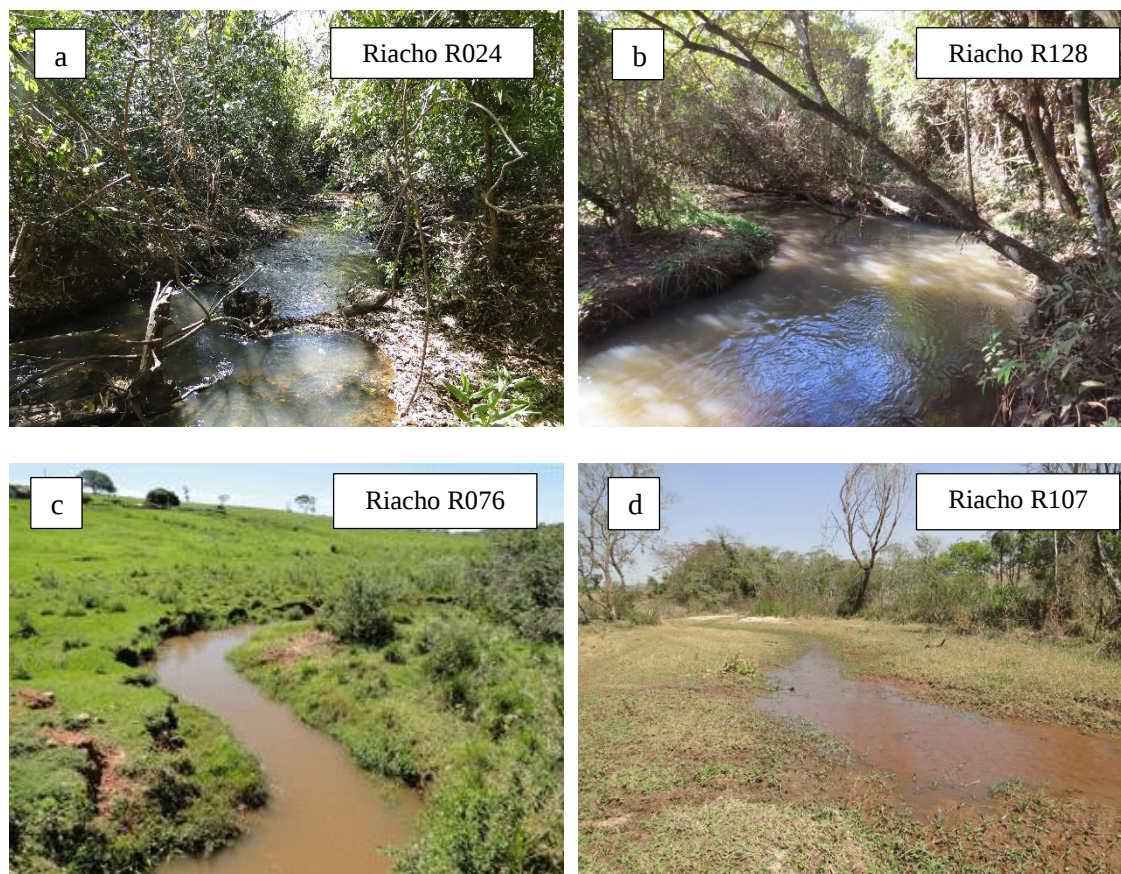


Figura 3. Registro fotográfico ilustrativo de riachos classificados de acordo com o Índice de Integridade Física (IIF) como bom (a), regular (b), pobre (c) e muito pobre (d).

Os riachos classificados como bons foram aqueles que possuem uma série de características que os aproximam do cenário referência. Apresentam mata ciliar, em estado intermediário de preservação; barrancos mais consolidados com o componente vegetativo muito evidente e encontram-se menos assoreados, apresentando substrato constituído de areia, argila, cascalho e pedras. Além disso, possuem maior diversidade de meso e microhabitat com corredores, poços e corredeiras, manchas de líter e grandes troncos submersos. Essas características em conjunto favoreceram a elevação do IIF destes ambientes. Por outro lado, aqueles classificados como (pobres), encontram-se desprovidos de vegetação ripária e muito assoreados, com substrato constituído predominantemente de areia e meso-habitats dominados por corredores.

De modo geral, os atributos que apresentaram as menores notas são aqueles relacionados à vegetação ripária (Figura 4). Os atributos *Largura da vegetação ripária*, *Estabilidade vegetativa do barranco* e *Estabilidade do barranco* apresentaram as menores médias enquanto o atributo *Alteração do canal* apresentou a maior nota (Figura 4).

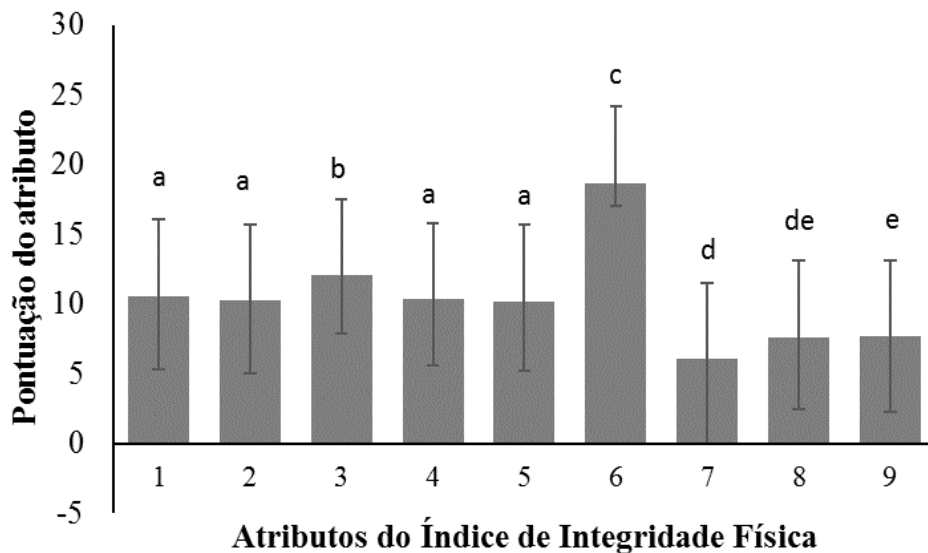


Figura 4. Pontuação média $\pm$ desvio-padrão dos atributos estruturais dos riachos nos seis pontos amostrados. (1) Estabilidade do substrato para a fauna bentônica; (2) Variabilidade de velocidade e profundidade; (3) Estabilidade do fluxo; (4) Deposição de sedimento fino no fundo; (5) Combinações de poços-corredores-corredeiras; (6) Alteração do canal; (7) Largura da vegetação ripária; (8) Estabilidade vegetativa dos barrancos; (9) Estabilidade dos barrancos; Letras diferentes indicam diferença estatisticamente significativa conforme resultados do teste de Kruskal Wallis, $p < 0,005$; complementado por Dunn, $p < 0,05$.

Os principais fatores de degradação física encontrados estão relacionados à presença e integridade da vegetação ciliar, seja pela degradação direta e/ou retirada de indivíduos arbóreos de espécies nativas (Figura 5a), pela presença expressiva de espécies arbóreas exóticas (Figura 5b) ou pela presença de animais domésticos (bovinos e equinos, principalmente) pastejando em Área de Preservação Permanente (APP); ou seja, no entorno adjacente às margens dos riachos (Figura 5c). Em decorrência disso, um intenso assoreamento foi encontrado em muitos pontos amostrais (Figura 5d).

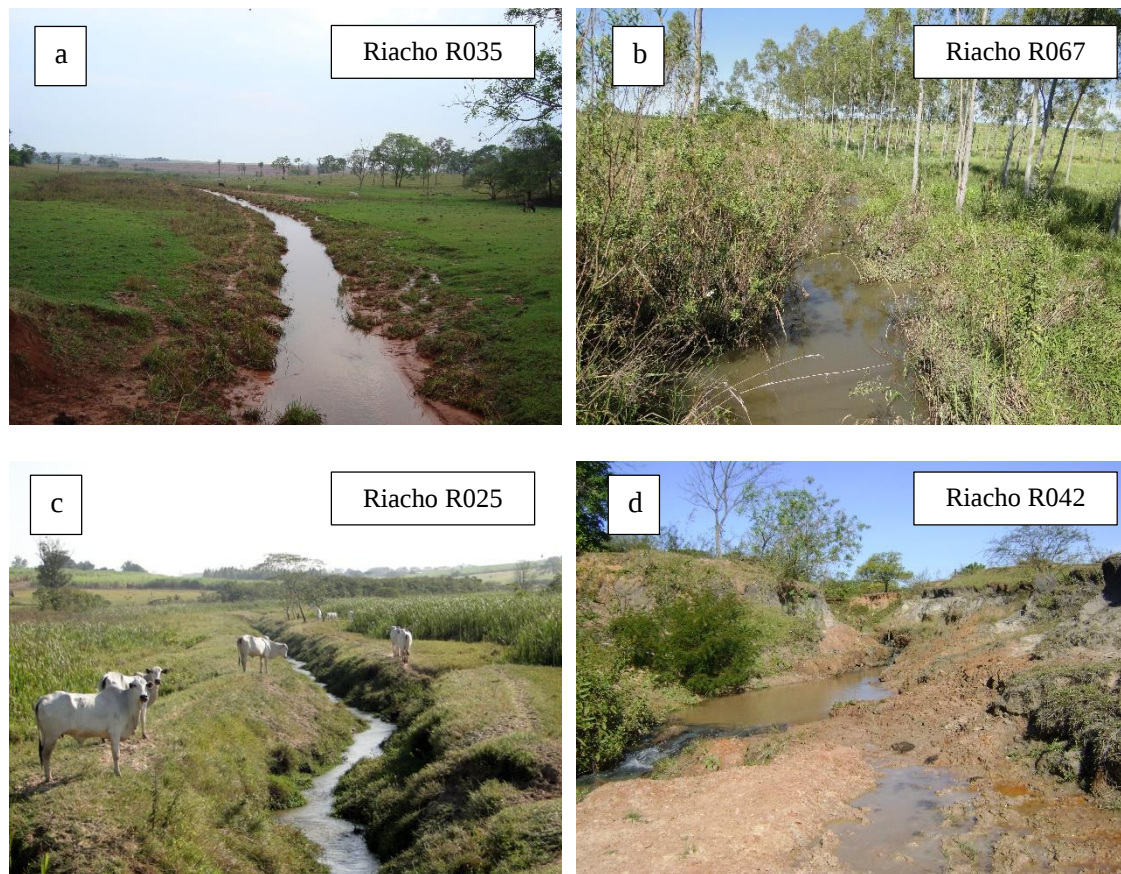


Figura 5. Registro fotográfico dos principais fatores de degradação encontrados durante a realização das amostragens como ausência total de vegetação nativa nas margens do canal (a), presença de espécies arbóreas exóticas na APP (b), presença de animais domésticos em área de preservação permanente (c) e assoreamento intenso (d).

Os dois primeiros eixos da PCA somaram 73% da explicação da variação dos dados. No eixo 1 as variáveis mais explicativas foram a porcentagem de cana (% cana) e de pasto (% pasto) na microbacia, enquanto no eixo 2 foi a porcentagem de floresta nativa (% floresta) na microbacia. O uso do solo na microbacia e na faixa ripária (*buffer*) foram correspondentes (APÊNDICE B; Figura 6). Por isso, somente as variáveis de uso do solo na microbacia foram retidas para a CCA.

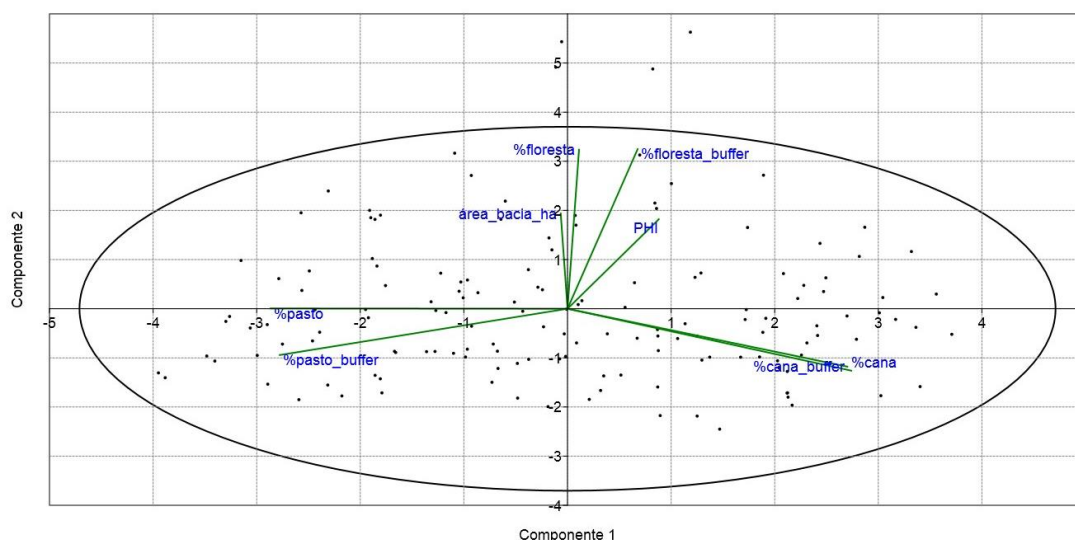


Figura 6. Biplot resultante da Análise de Componentes Principais com as variáveis ambientais.

Caracterização da ictiofauna

Foram coletadas 106 espécies, distribuídas em 26 famílias e seis ordens (Tabela 1; APÊNDICE C-L). Desse total, 15 são consideradas não-nativas, sendo 12 alóctones: *Gymnocorymbus ternetzi*, *Hemigramus ora*, *Knodus moenkhausii*, *Metynnis lippincottianus*, *Steindachnerina brevipinna*, *Erythrinus erythrinus*, *Megalechis thoracata*, *Crenicichla semifasciata*, *Laetacara araguaiae*, *Satanoperca pappaterra*, *Apteronotus albifrons* e *Rhamphichthys hahni*; e três exóticas: *Coptodon rendalli*, *Oreochromis niloticus* e *Poecilia reticulata* (Tabela 2).

As ordens mais representativas foram Characiformes (49,1%) e Siluriformes (29,6%), que juntas representam 78,7% das espécies registradas. Em terceiro lugar aparecem os Cichliformes (10,2%), seguidos pelos Gymnotiformes (6,5%), Cyprinodontiformes (3,7%) e Synbranchiformes (0,9%).

Tabela 1. Lista taxonômica das espécies capturadas durante o estudo. Espécies não nativas assinaladas com asterisco: * = espécies alóctones; ** = espécies exóticas. Classificação segundo Fricke et al. (2021).

Ordem Characiformes

Família Acestrorhynchidae

Subfamília Acestrorhynchinae

Acestrorhynchus lacustris (Lütken 1875)

Família Anostomidae

Leporinus friderici (Bloch 1794)

Leporinus lacustris Amaral Campos 1945

Leporinus paranensis Garavello & Britski 1987

Leporinus striatus Kner 1858

Megaleporinus elongatus (Valenciennes 1850)

Megaleporinus obtusidens (Valenciennes 1837)

Família Bryconidae

Subfamília Salmininae

Salminus hilarii Valenciennes 1850

Família Characidae

Subfamília Aphyocharacinae

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy 1903

Subfamília Characinae

Roeboides descavadensis Fowler 1932

Subfamília Stethaprioninae

Astyanax biotae Castro & Vari 2004

Astyanax lacustris (Lütken 1875)

Gymnocorymbus ternetzi (Boulenger 1895) *

Hasemania hansenii (Fowler 1949) *

Hemigrammus marginatus Ellis 1911

Hemigrammus ora Zarske, Le Bail & Géry 2006 *

Hyphessobrycon eques (Steindachner 1882)

Moenkhausia intermedia Eigenmann 1908

Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner 1907)

Oligosarcus paranensis Menezes & Géry 1983

Oligosarcus pintoii Amaral Campos 1945

Psalidodon anisitsi (Eigenmann 1907)

Psalidodon bockmanni (Vari & Castro 2007)

Psalidodon fasciatus (Cuvier 1819)

Psalidodon aff. *fasciatus*

Psalidodon paranae (Eigenmann 1914)

Psalidodon schubarti (Britski 1964)

Subfamília Stevardiinae

Bryconamericus iheringii (Boulenger 1887)

Knodus moenkhausii (Eigenmann & Kennedy 1903) *

Piabarchus stramineus (Eigenmann 1908)

Piabina argentea Reinhardt 1867

- Planaltina britskii* Menezes, Weitzman & Burns 2003
- Subfamília Cheirodontinae
- Serrapinnus heterodon* (Eigenmann 1915)
Serrapinnus notomelas (Eigenmann 1915)
- Família Serrasalminidae
- Subfamília Serrasalminae
- Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) *
Serrasalmus maculatus Kner 1858
Serrasalmus spilopleura Kner 1858
- Família Crenuchidae
- Subfamília Characidiinae
- Characidium gomesi* Travassos 1956
Characidium zebra Eigenmann 1909
- Família Curimatidae
- Cyphocharax naegelii* (Steindachner 1881)
Cyphocharax vanderi (Britski 1980)
Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann 1889) *
Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez 1948)
- Família Erythrinidae
- Erythrinus erythrinus* (Bloch & Schneider 1801) *
Hoplias intermedius (Günther 1864)
Hoplias malabaricus (Bloch 1794)
- Família Lebiasinidae
- Subfamília Pyrrhulininae
- Pyrrhulina australis* Eigenmann & Kennedy 1903
- Família Parodontidae
- Apareiodon affinis* (Steindachner 1879)
Apareiodon ibitiensis Amaral Campos 1944
Apareiodon piracicabae (Eigenmann 1907)
Parodon nasus Kner 1859
- Família Prochilodontidae
- Prochilodus lineatus* (Valenciennes 1837)
- Ordem Siluriformes
- Família Callichthyidae
- Subfamília Callichthyinae
- Callichthys callichthys* (Linnaeus 1758)
Hoplosternum littorale (Hancock 1828)
Lepthoplosternum pectorale (Boulenger 1895)
Megalechis thoracata (Valenciennes 1840) *
- Subfamília Corydoradinae
- Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker 1976
Corydoras aeneus (Gill 1858)
Corydoras flaveolus Ihering 1911

- Família Auchenipteridae
 Subfamília Auchenipterinae
Trachelyopterus galeatus (Linnaeus 1766)
- Família Cetopsidae
 Subfamília Cetopsinae
Cetopsis gobioides Kner 1858
- Família Heptapteridae
Cetopsorhamdia iheringi Schubart & Gomes 1959
Imparfinis borodini Mees & Cala 1989
Imparfinis mirini Haseman 1911
Imparfinis schubarti (Gomes 1956)
Phenacorhamdia tenebrosa (Schubart 1964)
Pimelodella avanhandavae Eigenmann 1917
Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard 1824)
- Família Pseudopimelodidae
Microglanis garavelloi Shibatta & Benine 2005
- Família Loricariidae
 Subfamília Hypoptomatinae
Hisonotus francirochai (Ihering 1928)
Corumbataia cuestae Britski 1997
Curculionichthys insperatus (Britski & Garavello 2003)
Neoplecostomus cf. *paranensis* Langeani 1990
Otothyropsis marapoama Ribeiro, Carvalho & Melo 2005
 Subfamília Hypostominae
Hypostomus cf. *albopunctatus* (Regan 1908)
Hypostomus ancistroides (Ihering 1911)
Hypostomus nigromaculatus (Schubart 1964)
Hypostomus cf. *strigaticeps* (Regan 1908)
Hypostomus cf. *iheringii* (Regan 1908)
 Subfamília Loricariinae
Rineloricaria latirostris (Boulenger 1900)
Rineloricaria pentamaculata Langeani & de Araujo 1994
- Família Tricomyscteridae
 Subfamília Tricomyscterinae
Trichomycterus cf. *maracaya* Bockmann & Sazima 2004
 Subfamília Stegophilinae
Parastegophilus paulensis Miranda Ribeiro 1918
 Subfamília Vandelliinae
Paravandellia oxyptera Miranda Ribeiro 1912
- Odem Cichliformes
 Família Cichlidae
 Subfamília Cichlinae
Australoheros facetus (Jenyns 1842)
Cichlasoma paranaense Kullander 1983
Crenicichla britskii Kullander 1982

- Crenicichla haroldoi* Luengo & Britski 1974
Crenicichla semifasciata (Heckel 1840) *
Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard 1824)
Laetacara araguaiae Ottoni & Costa 2009 *
Satanoperca pappaterra (Heckel 1840) *
 Subfamília Pseudocrenilabrinae
Coptodon rendalli (Boulenger 1897) **
Oreochromis niloticus (Linnaeus 1758) **
 Ordem Cyprinodontiformes
 Família Poeciliidae
 Subfamília Poeciliinae
Phalloceros harpagos Lucinda 2008
Poecilia reticulata Peters 1859 **
 Família Rivulidae
 Subfamília Rivulinae
Melanorivulus sp.
Melanorivulus leali Costa 2013
 Ordem Gymnotiformes
 Família Apteronotidae
 Subfamília Apteronotinae
Apteronotus albifrons (Linnaeus 1766) *
 Família Gymnotidae
 Subfamília Gymnotinae
Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes 1839)
Gymnotus sylvius Albert & Fernandes-Matioli 1999
 Família Sternopygidae
Eigenmannia guairaca Peixoto, Dutra & Wosiacki 2015
Eigenmannia virescens (Valenciennes 1836)
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider 1801)
 Família Rhamphichthyidae
Rhamphichthys hahni (Meinken 1937) *
 Ordem Synbranchiformes
 Família Synbranchidae
Synbranchus marmoratus Bloch, 1795
-

Foram coletados 18.893 indivíduos e as espécies mais abundantes foram *Knodus moenkhausii* (2.660 indivíduos), *Phalloceros harpagos* (2.305 indivíduos), *Poecilia reticulata* (1.406 indivíduos), *Psalidodon fasciatus* (1.115 indivíduos) e *Piabina argentea* (983 indivíduos), que juntas representam 37,4% do total de indivíduos coletados (Tabela 2).

Tabela 2. Sigla dos nomes das espécies, abundância total e relativa de cada espécie.

Espécies	Siglas	Abundância total	Abundância relativa
<i>Knodus moenkhausii</i>	K_moenk	2776	14,157
<i>Phalloceros harpagos</i>	Phallo_harp	2308	11,770
<i>Poecilia reticulata</i>	Poe_ret	1446	7,3742
<i>Psalidodon fasciatus</i>	Psali_fas	1164	5,936
<i>Piabina argentea</i>	Piab_arg	1114	5,681
<i>Serrapinnus notomelas</i>	Serrap_not	973	4,962
<i>Hisonotus francirochai</i>	Hisonot_f	963	4,911
<i>Hypostomus ancistroides</i>	Hyp_ancist	937	4,778
<i>Corydoras aeneus</i>	Cor_aen	896	4,569
<i>Astyanax lacustris</i>	Ast_lac	834	4,253
<i>Piabarchus stramineus</i>	Piab_str	724	3,692
<i>Psalidodon paranae</i>	Psali_par	487	2,483
<i>Oligosarcus pinto</i>	Oligo_pint	388	1,979
<i>Imparfinis schubarti</i>	Imp_scub	385	1,963
<i>Characidium zebra</i>	Char_zeb	370	1,887
<i>Serrapinnus heterodon</i>	Serrap_het	295	1,504
<i>Pimelodela avanhandavae</i>	Pimelo_av	287	1,464
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Geo_bra	237	1,209
<i>Curculionichthys insperatus</i>	Curculio_insp	209	1,066
<i>Gymnotus sylvius</i>	Gym_syl	200	1,020
<i>Psalidodon bockmanni</i>	Psali_bock	170	0,867
<i>Crenicichla britski</i>	Creni_brit	154	0,785
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Moenk_sancta	142	0,724
<i>Psalidodon anisitsi</i>	Psali_ani	142	0,724
<i>Cichlasoma paranaense</i>	Cichlaso_par	121	0,617
<i>Rhamdia quelen</i>	Rham_quel	118	0,602
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	Hyp_nigro	100	0,510
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Hyp_eques	87	0,444
<i>Bryconamericus iheringi</i>	Bryc_iheringi	87	0,444
<i>Hemigrammus marginatus</i>	Hemig_mar	84	0,428
<i>Eigenmannia guairaca</i>	Eigen_gua	82	0,418
<i>Characidium gomesi</i>	Char_gom	73	0,372
<i>Pyrrhulina australis</i>	Pyr_aust	69	0,352
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hop_mal	68	0,347
<i>Oreochromis niloticus</i>	Oreo_nil	64	0,326
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	Asp_fusco	62	0,316
<i>Hemigrammus ora</i>	Hemig_ora	59	0,301
<i>Eigenmannia virescens</i>	Eigen_vir	59	0,301
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	Cetops_iher	58	0,296
<i>Laetacara araguaiae</i>	Laetacara	54	0,275
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Steindac_insc	51	0,260
<i>Planaltina britskii</i>	Planalt_brit	36	0,184
<i>Astyanax biotae</i>	Ast_bioae	35	0,178
<i>Cyphocharax vanderi</i>	Cypho_vand	35	0,178
<i>Cyphocharax naegelii</i>	Cypho_nag	34	0,173
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Phenco_ten	33	0,168

<i>Imparfinis mirini</i>	Imp_mir	33	0,168
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Synb_mar	31	0,158
<i>Hasemania hanseni</i>	Has_han	28	0,143
<i>Sternopygus macrurus</i>	Sterno_mac	28	0,143
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	G_ternetzi	22	0,112
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Ery_ery	22	0,112
<i>Melanorivulus leali</i>	Melano_leali	22	0,112
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	Psali_aff_fasc	21	0,107
<i>Paravandelia oxyptera</i>	Parav_oxy	21	0,107
<i>Leporinus friderici</i>	Lep_frid	19	0,097
<i>Psalidodon schubarti</i>	Psali_schub	16	0,082
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Satano_pap	16	0,082
<i>Hypostomus cf. iheringi</i>	Hyp_iher	15	0,076
<i>Parastegophilus paulensis</i>	Parast_pauloxy	15	0,076
<i>Crenicichla haroldoi</i>	Creni_harol	15	0,076
<i>Coptodon rendalli</i>	Copt_rend	14	0,071
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Apar_ibit	11	0,056
<i>Hoplosternum littorale</i>	Hoplo_lit	11	0,056
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apar_pir	10	0,051
<i>Otothyropsis marapoama</i>	Otot_mar	10	0,051
<i>Aphyocharax dentatus</i>	Aphyo_dent	9	0,046
<i>Parodon nasus</i>	Par_nas	9	0,046
<i>Rineloricaria latirostris</i>	Rine_lat	9	0,046
<i>Megaleporinus elongatus</i>	Megalep_elon	7	0,036
<i>Neoplecostomus cf. paranensis</i>	Neoplec	7	0,036
<i>Megaleporinus obtusidens</i>	Megalep_obt	6	0,031
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Moenk_int	6	0,031
<i>Apareiodon affinis</i>	Apar_affinis	6	0,031
<i>Leptoplosternum pectorale</i>	Lepto_pec	6	0,031
<i>Megalechis thoracata</i>	Mega_thor	6	0,031
<i>Corumbataia custae</i>	Corumb_cuestae	6	0,031
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Gym_inaeq	6	0,031
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Serra_spilo	5	0,025
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	Trach_gal	5	0,025
<i>Tricomys cf. maracaya</i>	Trico_mar	5	0,025
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Acest_lac	4	0,020
<i>Leporinus lacustris</i>	Lep_lac	4	0,020
<i>Leporinus paranensis</i>	Lep_par	4	0,020
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Met_lip	4	0,020
<i>Microglanis garavelloi</i>	Micro_gar	4	0,020
<i>Australoheros facetus</i>	Aust_fac	4	0,020
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Oligo_par	3	0,015
<i>Callichthys callichthys</i>	Call_call	3	0,015
<i>Imparfinis borodini</i>	Imp_bor	3	0,015
<i>Crenicichla semifasciata</i>	Creni_sem	3	0,015
<i>Rhamphichthys hahni</i>	Rhamp_hahni	3	0,015
<i>Leporinus striatus</i>	Lep_str	2	0,010
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Steindac_brev	2	0,010
<i>Hoplias intermedius</i>	Hop_int	2	0,010
<i>Prochilodus lineatus</i>	Prochi_lin	2	0,010

<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>	Hyp_str	2	0,010
<i>Cichla kelberi</i>	Cichla_kelb	2	0,010
<i>Salminus hilarii</i>	Sal_hil	1	0,005
<i>Roeboides descavadensis</i>	Roe_desc	1	0,005
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Serra_mac	1	0,005
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Hop_unit	1	0,005
<i>Corydoras flaveolus</i>	Cor_flav	1	0,005
<i>Cetopsis gobioides</i>	Cetop_gob	1	0,005
<i>Hypostomus cf. albopunctatus</i>	Hyp_albo	1	0,005
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	Rine_pent	1	0,005
<i>Melanorivulus sp.</i>	Melanosp	1	0,005
<i>Apteronotus albifrons</i>	Apt_alb	1	0,005
Total		19.609	100

A riqueza estimada pelos estimadores ACE (110 espécies) e ICE (120 espécies) foi bem próxima da riqueza total observada (106 espécies) (Figura 7). Isso indica que entre 4 e 14 espécies podem ser acrescentadas à listagem atual com a realização de novos estudos.

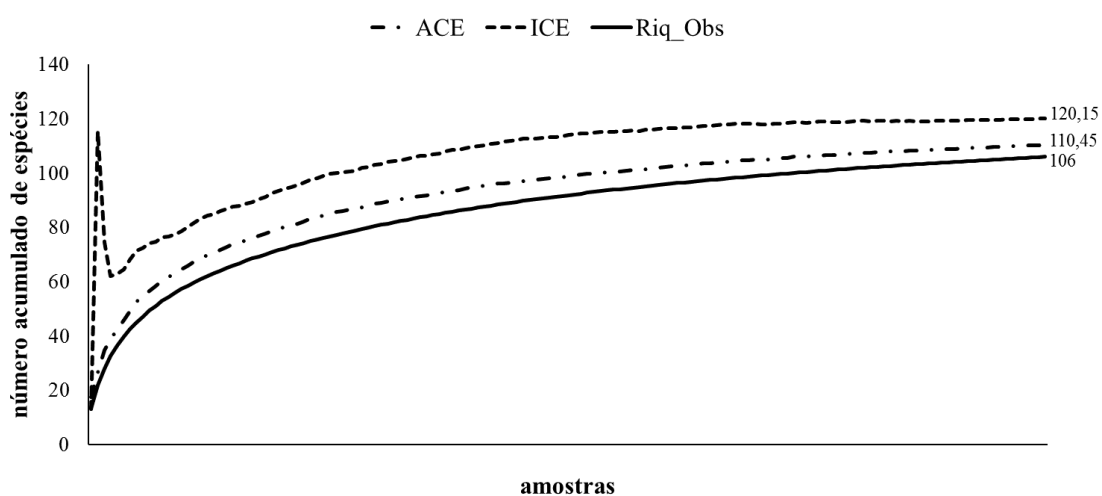


Figura 7. Estimadores de riqueza ACE (linha com traço e ponto) e ICE (linha tracejada) em relação à riqueza observada (RiqObs - linha contínua) considerando todos os riachos amostrados.

Em relação a composição das comunidades, pode-se dizer que a estrutura das assembleias de peixes em riachos associados a cana-de-açúcar mostrou pouca diferença quanto a bacia de drenagem (Figura 8; Global R = 0,123, p = 0,01), hierarquia fluvial

(Figura 9; Global R = 0,045, p = 0,04), integridade física do habitat (Figura 10; Global R = 0,103, p = 0,03) e estação sazonal (Figura 11; Global R = 0,011, p = 32,8). Mesmo que algumas comparações par a par tenham demonstrado $p < 0,05$, o R é baixo, o que indica que os grupos não se discriminam totalmente (APÊNDICE M). Algumas diferenças um pouco mais notáveis são quanto a drenagem, pois a bacia do Paranapanema se demonstrou mais dissimilar, e também quanto a hierarquia fluvial, pois nota-se que os riachos de primeira ordem foram os mais dissimilares.

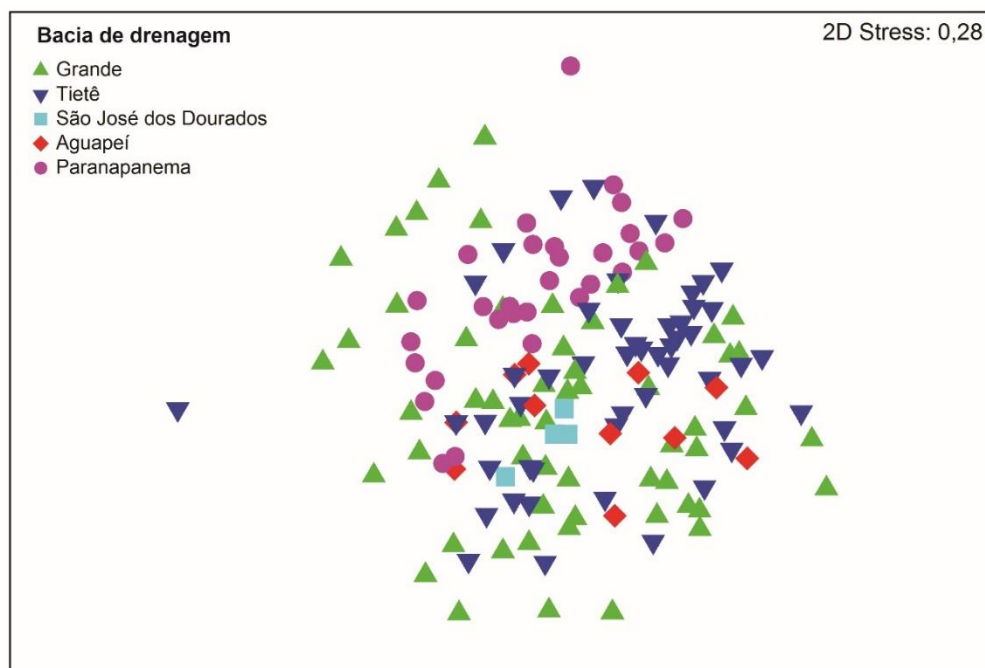


Figura 8. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as principais bacias de drenagem. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (CLARKE & GORLEY, 2006).

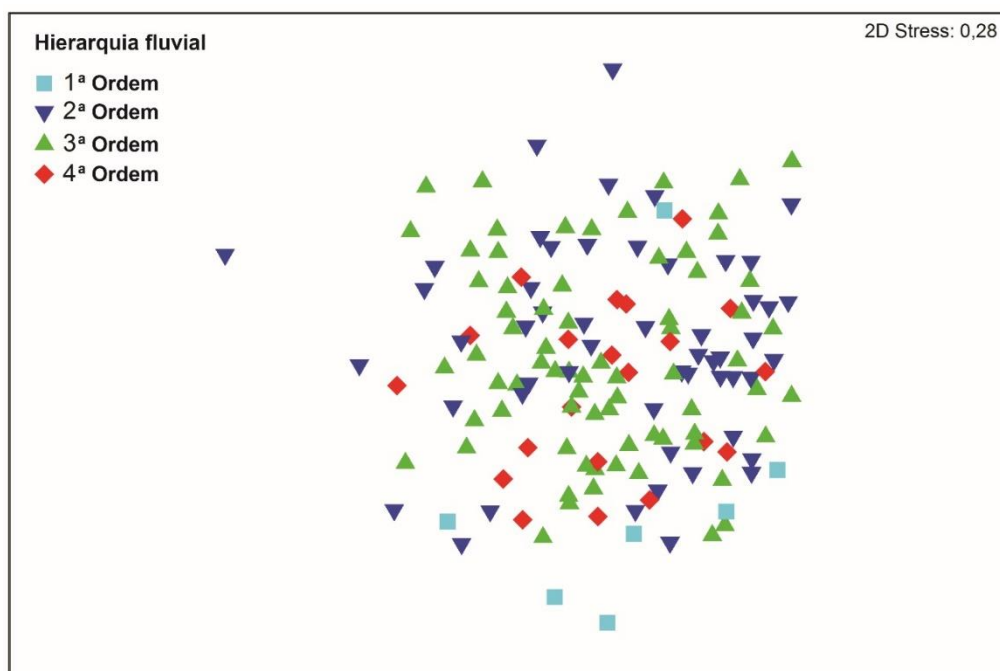


Figura 9. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator a ordem dos riachos conforme Strahler. O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (CLARKE & GORLEY, 2006).

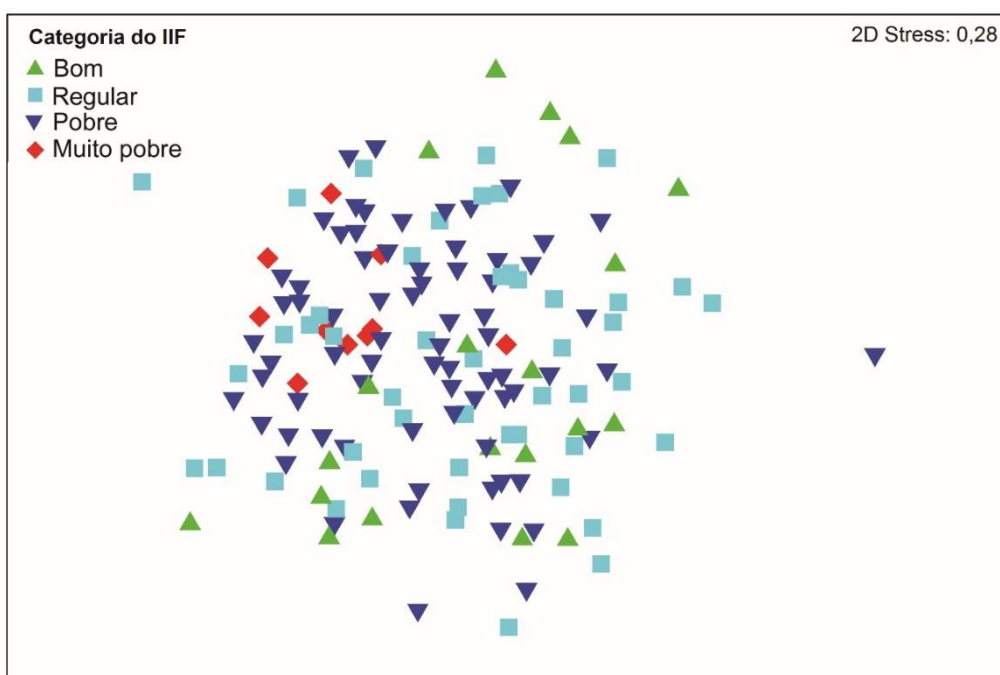


Figura 10. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as categorias do Índice de Integridade Física (IIF). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (CLARKE & GORLEY, 2006).

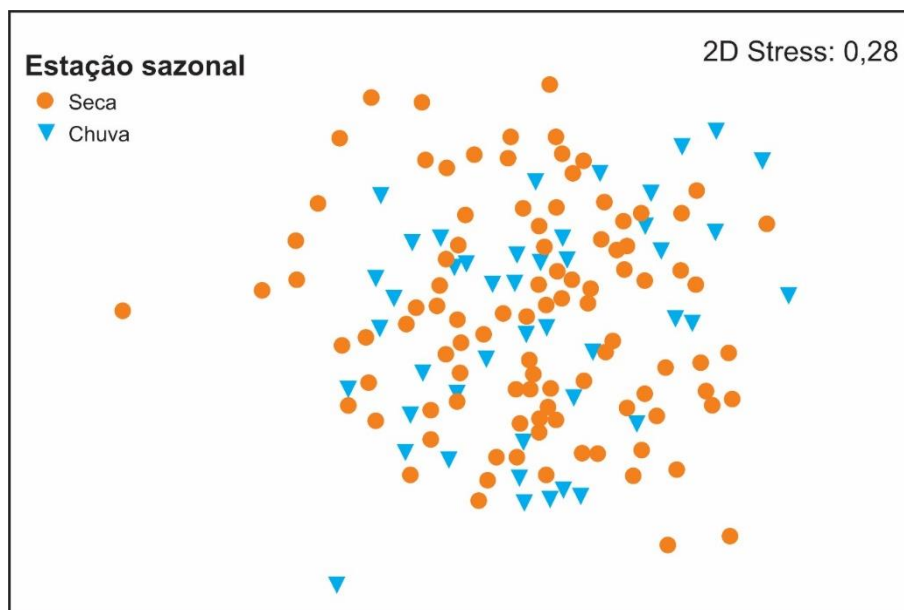


Figura 11. Projeção bidimensional resultante da Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrica sobre a ictiofauna de 149 riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista, considerando como fator as estações sazonais em que foram amostrados (seca / chuva). O valor de stress indica que as relações entre os riachos devem ser observadas com cautela (CLARKE & GORLEY, 2006).

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada com os vetores retidos pela Análise de Componentes Principais (PCA). Foram usadas cinco variáveis ambientais: o Índice de Integridade Física, o uso do solo (porcentagem de cana, pasto ou floresta) e a área total da microbacia. As demais variáveis possuíam alto grau de covariação e foram eliminadas por meio da PCA.

Os dois primeiros eixos da CCA somaram 59,78% da explicação da relação espécies-ambiente (APÊNDICE N; Figura 12), sendo que o Índice de Integridade Física – IIF ($p=0,001$), a porcentagem de cana ($p=0,001$) e de pasto ($p=0,025$) na microbacia, e a área da microbacia ($p=0,014$) explicaram significativamente a estrutura da ictiofauna. A variável “porcentagem de floresta” foi a única que não apresentou significância estatística ($p=0,097$).

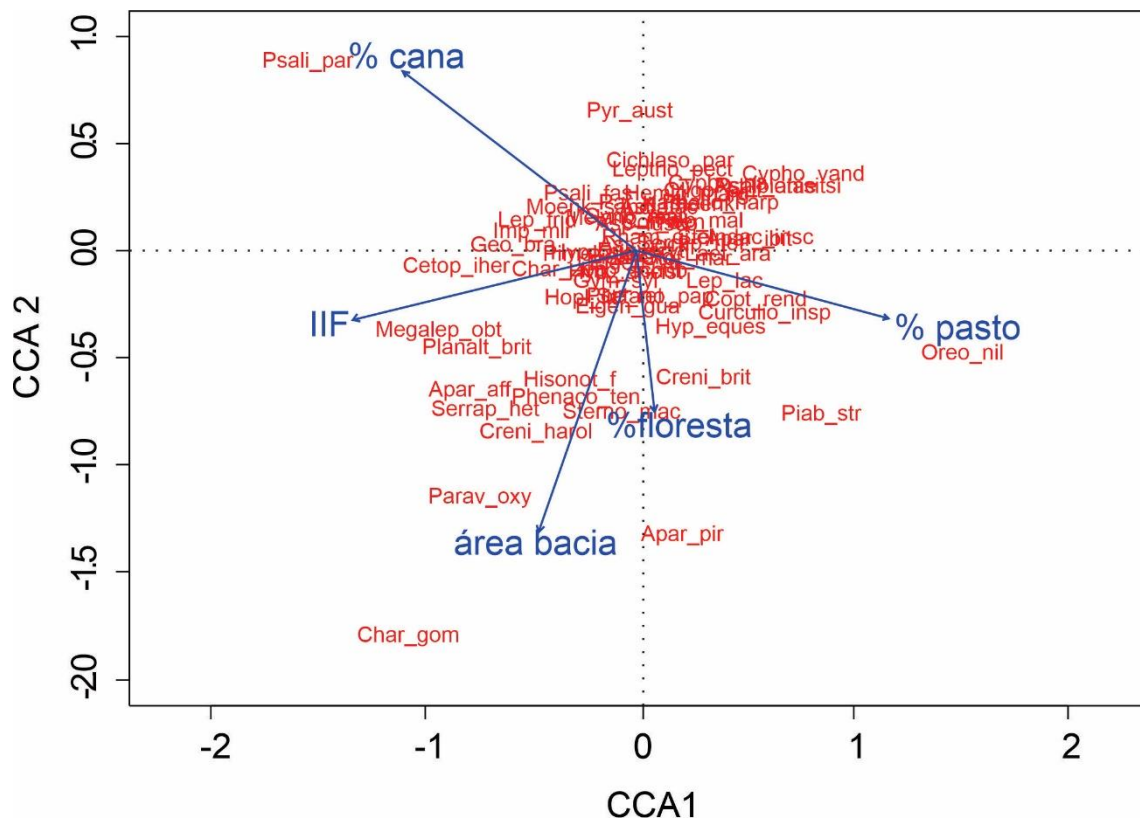


Figura 12. Triplot resultante da Análise de Correspondência Canônica, exibindo as espécies (nomes vermelhos) e variáveis ambientais (vetores azuis - % de cana na microbacia, % de pastagem na microbacia, % de floresta na microbacia, índice de integridade física do hábitat - IIF e área da bacia).

O eixo 1 explicou 33,5% da variação nos dados da comunidade. Três variáveis estiveram mais fortemente correlacionadas com o eixo 1: a porcentagem de pasto e de cana na microbacia e o índice de integridade física (IIF). O eixo 2, que explicou mais 26,24% da variância da comunidade, esteve correlacionada mais fortemente com a variável “área da bacia” (APÊNDICE O)

O descritor “% cana” determinou a associação de *Psalidodon paranae*, *Psalidodon fasciatus* e *Moenkhausia sanctaefilomenae* aos riachos com elevada representatividade de cana-de-açúcar na microbacia, enquanto as espécies exóticas *Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli* foram associadas pelo descritor “% pasto” aos riachos com elevada representatividade de pastagem na microbacia (Figura 12).

O índice de integridade física (IIF) determinou a associação de *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium zebra*, *Megaleporinus elongatus* e *Planaltina britskii* aos ambientes com melhor qualidade de habitat físico. E por fim, o descritor “área_bacia” foi o fator a influenciar a associação das espécies *Characidium gomesi*, *Paravandelia oxyptera*, *Crenicichla haroldoi*, *Sternopygus macrurus*, *Phenacorhamdia tenebrosa*, *Serrapinnus heterodon*, *Apareiodon affinis* e *Hisonotus francirochai* com as maiores microbacias (Figura 12).

Discussão

Caracterização estrutural dos riachos

A importância da estrutura do habitat para a ictiofauna de riachos é bem documentada (BOJSEN & BARRIGA, 2002; TERESA & ROMERO, 2010; ROMERO & CASATTI, 2012) e pode variar de acordo com as características geomórficas, do uso do solo na bacia de drenagem e do grau de conservação das áreas ripárias, todos fatores relacionados à manutenção da complexidade estrutural do habitat (MONTAG *et al.*, 2019).

Os riachos amostrados apresentaram graus variados de integridade física sendo que 88% dos pontos amostrais receberam as piores classificações do índice de Integridade Física (“muito pobre”, “pobre” e “regular”). A ausência ou baixa representatividade de riachos nas categorias “bom” e “excelente” ilustra o déficit de áreas florestais do Planalto Ocidental Paulista, estimada em cerca de 15,6% da área original e em pequenos e isolados fragmentos florestais (NALON *et al.*, 2020). Esse cenário é reflexo do histórico de uso e ocupação do solo no interior paulista, datado do início do século 20, onde as áreas de floresta e cerrado foram substituídas por áreas agrícolas sem critérios técnicos ou legislação ambiental para orientar e/ou regulamentar essa conversão de matriz na paisagem (SILVA *et al.*, 2007b).

Os riachos inseridos em áreas de canaviais não apresentam nenhuma singularidade estrutural que possibilite caracterizá-los de forma diferente frente aos demais usos do solo. A condição atual parece refletir a conversão de floresta para área agrícola, em especial a pastagem, onde mesmo após o estabelecimento do cultivo de cana-de-açúcar os antigos agentes de degradação (ausência de vegetação ripária e assoreamento, por exemplo) permanecem até os dias atuais.

Com relação ao padrão estrutural dos trechos amostrados, os principais fatores de degradação física encontrados estão relacionados à presença e integridade da vegetação ciliar, seja pela degradação direta e/ou retirada de espécies nativas, pela introdução de espécies vegetais não-nativas como Eucalipto e capins exóticos, por exemplo, ou pela presença de animais domésticos (bovinos e equinos, principalmente) pastejando em Área de Preservação Permanente (APP). Essa situação é comum em regiões canavieiras que preteritamente eram pastagens. Quando a maior parte da propriedade passa a ser usada para cana-de-açúcar, os animais são transferidos para as APP's. O constante trânsito desses animais forma caminhos em direção aos corpos d'água que drenam o escoamento superficial durante as chuvas, sendo origem das ravinas e fonte de uma grande quantidade de sedimento para o leito dos riachos. Além disso, ao se deslocarem pela APP, os animais promovem a compactação do solo inviabilizando-o para a germinação e colonização de espécies vegetais, além de exercerem pressão de predação sobre as mudas, dificultando a regeneração natural da vegetação nativa.

A vegetação ripária atua como barreira física na retenção de sedimentos e outras substâncias provenientes do ambiente terrestre adjacente (GREGORY *et al.*, 1991; Barrela *et al.*, 2001; LUKE *et al.*, 2018; DUFOUR *et al.*, 2019; LO *et al.*, 2020) e também é importante para o fornecimento de material alóctone que serve como alimento, abrigo e sítio reprodutivo para muitas espécies (PUSEY & ARTHINGTON, 2003; FERREIRA

et al., 2016; LO *et al.*, 2020). A atuação da vegetação ripária como área tampão é de extrema relevância, especialmente nos riachos que correm em bacias submetidas à intensa atividade agrícola (SWEENEY *et al.*, 2004, MARTINELLI & FILOSO, 2007; COLE *et al.*, 2020), como é o caso da região estudada. Apesar de alguns riachos apresentarem florestas ciliares, na maioria dos casos o seu estado de conservação encontra-se comprometido.

O uso inadequado das áreas e/ou a adoção de práticas agrícolas ineficientes para o manejo do solo empregado nas atividades agrícolas e a negligência na proteção das áreas ribeirinhas têm contribuído para uma perda acentuada e crescente da qualidade da vegetação e os serviços proporcionados pela vegetação ripária na manutenção da integridade física, química e biológica dos ambientes aquáticos ficam comprometidos (SWEENEY *et al.* 2004). Por exemplo, a redução da qualidade da vegetação ripária proporciona menor retenção de sedimento proveniente das adjacências resultando na intensificação do assoreamento (HEARTSILL-SCALLEY & AIDE, 2003). Esse tipo de alteração é um dos principais impactos que as comunidades de peixes estão submetidas na região Noroeste do estado de São Paulo (CASATTI *et al.*, 2006), inviabilizando a ocorrência de espécies bentônicas de hábitos mais especializados em detrimento de espécies tolerantes de hábitos generalistas afetando a estrutura e composição das comunidades de peixes (CASATTI *et al.*, 2009).

Outro ponto importante a considerar é o manejo das áreas de plantio e a instalação e manutenção das vias de acesso, que garantem o trânsito entre as áreas agrícolas e a planta industrial. Antes de plantio da cana-de-açúcar, a preparação da terra envolve o remodelamento do solo com a sulcação para criar trincheiras e cristas que irão receber as mudas. A colheita da Cana de açúcar ocorre normalmente entre 12 e 18 meses após o plantio (dependendo do cultivar usado) e uma mesma área pode ser explorada por por

cinco a seis ciclos, pois ocorre a regeneração de restolho nos anos seguintes (conhecido como safra de soca). Tanto o preparo da terra quanto a colheita e o transporte da cana-de-açúcar colhida para as usinas normalmente envolvem o uso intenso de máquinas (BEZERRA *et al.*, 2020) e são nesses momentos que o solo fica mais frágil e suscetível aos diferentes processos erosivos. De acordo com Medeiros *et al.* (2016), a perda de solo durante o manejo da cana-de-açúcar pode apresentar taxas de erosão bastante elevadas, podendo ultrapassar $100\text{mg. ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Desse modo, o comprometimento dos serviços ambientais desempenhados pelas florestas ciliares, devido sua degradação ou ausência, associado ao ciclo de plantio e colheita da cana-de-açúcar, atuam de forma sinérgica e potencializam os impactos negativos sobre os riachos inseridos nessa paisagem agrícola.

Composição e estrutura da ictiofauna

O número de espécies registrado neste estudo representa 40,1% do total de espécies apresentadas por Oyakawa & Menezes (2011) para as drenagens do Alto Rio Paraná no estado de São Paulo. A maioria das espécies encontradas é de pequeno porte, sem valor comercial e estão amplamente distribuídas nos riachos e nascentes do sistema do Alto Rio Paraná (CASTRO *et al.* 2003, 2004, 2005; LANGEANI *et al.*, 2007; OTA *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019; JARDULLI *et al.*, 2020). Isso reforça a hipótese de Castro (1999, 2021) de que a predominância de peixes de pequeno porte é o único padrão geral para a ictiofauna de riachos da América do Sul.

Dentre as espécies capturadas, destaca-se o registro de 15 consideradas não-nativas (14,15% da riqueza total), sendo 12 alóctones e três exóticas (*sensu* LANGEANI *et al.*, 2007; FRICKE *et al.*, 2021), com a maioria passando a ocorrer na Província ictiofaunística do Alto Rio Paraná após a construção de Itaipu e o alagamento das Sete

Quedas. Os outros vetores de introdução encontrados em literatura são o comércio de peixes ornamentais, a pesca esportiva e a piscicultura (LANGEANI *et al.*, 2007).

Apesar da maioria apresentar baixa frequência e abundância, algumas estão amplamente distribuídas, como por exemplo as tilápias *O. niloticus* e *C. rendalli* e o lebiste *P. reticulata* e frequentemente dominam as comunidades onde ocorrem. Independente da situação, as espécies não-nativas representam uma constante ameaça à biodiversidade local (TOWNSEND, 2003; CASATTI *et al.*, 2009; BRITON & ORSI, 2012; GARCIA *et al.*, 2021).

As espécies dominantes em abundância foram *Knodus moenkhausii*, *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata*. *Knodus moenkhausii* é um caracídeo de origem alóctone (*sensu* LANGEANI *et al.*, 2007) e hábito generalista, com grande plasticidade comportamental capaz de utilizar uma gama variada habitats e de recursos alimentares (CENEVIVA-BASTOS, 2007; CENEVIVA-BASTOS, 2010). *Phalloceros harpagos* e *P. reticulata* são espécies vivíparas e apresentam hábito alimentar detritívoro sendo capaz de explorar com sucesso ambientes bastante antropizados e com rerecursos de baixa qualidade (CASATTI, 2004). As três espécies são tolerantes quanto às condições de degradação do habitat e consideradas indicadoras de baixa qualidade ambiental (CASATTI *et al.*, 2006).

Em relação a composição das comunidades, pode-se dizer que a estrutura das assembleias de peixes em riachos associados a cana-de-açúcar mostrou pouca diferença quanto a bacia de drenagem. Apesar de apresentarem algumas particularidades, todas as bacias de drenagem amostradas nesse trabalho (Paranapanema, Aguapeí, Tietê e Grande) estão inseridas na bacia do Alto Rio Paraná, que inclui toda a bacia de drenagem do rio Paraná à montante de Sete Quedas (AGOSTINHO & JULIO-JÚNIOR, 1999) e, portanto, compartilham o mesmo *pool* básico de espécies. Algumas diferenças um pouco mais

notáveis apareceram na bacia do Paranapanema, que foi mais dissimilar, com o registro de *Astyanax biotae*, *Aphyocharax dentatus*, *Oligosarcus paranensis*, *Rhamphichthys hahni* e *Apteronotus albifrons*. Todas essas espécies já foram registradas anteriormente para a bacia (JARDULLI *et al.*, 2020). Dentre elas, *A. biotae* merece destaque por se tratar de uma espécie com distribuição restrita a uma pequena área dentro da bacia do Alto Paraná, essencialmente porque sua presença não foi registrada em outras áreas, mesmo em locais densamente amostrados. Além disso, o número reduzido de indivíduos nas capturas até agora sugere que as populações também são pequenas (VILELA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2018). As demais espécies são comuns e estão amplamente distribuídas pelo sistema do Alto rio Paraná (LANGEANI *et al.* 2007; FROEHLICH *et al.*, 2017; OTA *et al.*, 2018).

Para a hierarquia fluvial, nota-se que os riachos de primeira ordem foram mais dissimilares, apresentando baixo número de espécies e elevada dominância. Esse padrão é esperado em riachos de primeira ordem (CASATTI, 2005; ARAÚJO *et al.*, 2011; CIONEK *et al.*, 2012; TIBÚRCIO *et al.*, 2016) e parecer refletir a disponibilidade de *habitat*. Nos ambientes de primeira ordem amostrados nesse trabalho, as espécies dominantes foram *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata*, seguidas por *Psalidodon paranae* e *Astyanax lacustris*. A elevada representatividade dos Cyprinodontiformes parece ser um padrão em riachos de primeira ordem da bacia do Alto Paraná, como encontrado por Casatti (2004; 2005), Araújo *et al.* (2011) e Cetra *et al.* (2012).

Todas essas espécies apresentam ampla distribuição geográfica e a alta plasticidade alimentar (CHAPMAN & CHAPMAN, 2002; FERREIRA & CASATTI, 2006; ROCHA *et al.*, 2009; CASATTI *et al.*, 2009) parece favorecer a ocupação de diferentes tipos de ambientes, incluindo as regiões de cabeceiras. Ainda em relação a elevada representatividade de poeciliídeos (*P. harpagos* e *P. reticulata*), a ovovivipariade

garante a reprodução ao longo de todo ano, contribuindo para a manutenção de populações numerosas nos ambientes em que ocorrem (WOLFF *et al.*, 2007).

No que diz respeito ao período (seca ou chuva) em que as amostragens foram realizadas, não foram detectadas alterações dos padrões de abundância da ictiofauna. Esta ausência de influência sazonal não é rara em ambientes neotropicais ricos em espécies e também foi detectada em outros estudos (BÜHRNHEIM & COX-FERNANDES, 2001; SÚAREZ, 2008; ROCHA *et al.*, 2009; MASSARO *et al.*, 2019). Suárez & Petrere Júnior (2003), por exemplo, encontraram pouca importância da variação temporal sobre a ictiocenose na bacia do rio Iguatemi, sugerindo que, apesar de existirem oscilações nestas comunidades, elas não influenciam de forma significativa o padrão de distribuição das espécies e as diferenças na estrutura dos habitats e características hidrológicas assumem maior importância que a variação sazonal na organização das comunidades.

De maneira geral, a ictiofauna associada a cana-de-açúcar da região estudada não apresenta nenhuma característica singular e é semelhante aquela encontrada em outras áreas antropizadas no Alto Paraná (CASATTI *et al.*, 2006; CARMASSI *et al.*, 2012; DE CARVALHO *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2021). A comunidade é dominada por espécies generalistas e com variados graus de tolerância às variações ambientais. A presença de espécies com hábitos mais especializados esteve relacionada a presença de meso e micro-habitats específicos como, por exemplo, foi possível notar a associação de algumas espécies, como *Cetopsorhamdia iheringi*, *Characidium zebra* e *Planaltina britski*, com altos valores de integridade física dos riachos. Todas elas comumente associadas à micro-habitats específicos e fundamentais para sua ocorrência (ROMERO & CASATTI, 2012). *Cetopsorhamdia iheringi* e *C. zebra* exploram ambientes de corredeira com fundo de cascalho e rochas onde forrageiam em busca de invertebrados

aquáticos. Já *P. britski* coleta itens na coluna d'água, alimentando-se de insetos terrestres e por isso depende da qualidade da vegetação ripária.

Por outro lado, algumas espécies estiveram associadas a ambientes bastante antropizados, seja pelo cultivo de cana-de-açúcar, como *Psalidodon paranae*, *P. fasciatus* e *Moenkhausia sanctaefilomenae*, ou pela presença de pastagem, como as espécies exóticas *Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*. Nessas áreas agrícolas, os riachos apresentam baixa integridade estrutural, favorecendo a ocorrência dessas espécies generalistas.

Esse padrão sugere que as diferenças de nicho das espécies em relação ao uso de habitat contribuem para a variabilidade da estrutura da ictiocenose na escala espacial avaliada por nós. Este resultado também está de acordo com o modelo de ordenação das espécies (*species-sorting*), que enfatiza a importância dos gradientes de recursos ou dos tipos de manchas na composição da comunidade como resultado das interações locais das espécies com a qualidade da mancha e os processos de dispersão. Esta perspectiva enfatiza separação de nicho espacial acima e além da dinâmica espacial. A dispersão é importante porque permite mudanças composicionais para rastrear mudanças nas condições ambientais locais (LEIBOLD *et al.*, 2004). Esse modelo é considerado muitas vezes o principal mecanismo estruturador das comunidades de riachos inseridos em pequenas bacias de drenagem (ERÓZ *et al.*, 2016; ROA-FUENTES & CASATTI, 2017).

O Planalto Ocidental Paulista é uma região impactada por ações antropogênicas desde muito tempo, passando por um filtro ambiental que excluiu a maioria das espécies sensíveis, levando à homogeneização funcional e filogenética do conjunto regional de espécies, assim como encontrado por Casatti *et al.* (2015) e Zeni *et al.* (2019), trabalhando no noroeste paulista. Na presença de um filtro de extinção, as comunidades que ocorrem em uma paisagem com altos níveis de perturbações em escalas de tempo históricas

(evolutivas) devem ser resilientes a novas perturbações – seja porque as espécies sensíveis foram extintas localmente ou porque as espécies existentes se adaptaram à perturbação (BETTS *et al.*, 2019). Qualquer desses mecanismos levaria a uma baixa representatividade de espécies sensíveis e alta proporção de espécies generalistas de habitat, assim como em nossa área de estudo e nesse caso, variações ambientais podem não resultar necessariamente em variações na estrutura da comunidade local (HEINO, 2013).

Nossos resultados indicam que a condição estrutural dos riachos e sua composição biótica parece ser mais influenciada pelo uso do solo no passado (principalmente pastagem) que pelo atual (HARDING *et al.* 1998), sugerindo que o limiar de resposta das comunidades de peixes à modificação da bacia ocorreu há bastante tempo e as comunidades pós-limiar exibem uma resposta fraca à intensificação agrícola (BALMFORD 1996; FITZPATRICK *et al.* 2001; ZENI *et al.*, 2017).

Ao considerarmos a rede hidrológica de uma determinada região, os ambientes de riachos são os primeiros a absorver os impactos de uso do solo na área da microbacia de drenagem. Por representarem ambientes com alto grau de endemismo (CASTRO & POLAZ, 2020), e estarem sob forte pressão antrópica, ameaçados pela expansão das fronteiras agrícolas, desmatamento, represamentos, poluição, mineração e invasões biológicas (ABELL *et al.*, 2007; CASATTI *et al.*, 2009; ICMBIO, 2018; MAGALHAES *et al.*, 2019; BORGES *et al.*, 2020), descrever os padrões ecológicos das comunidades em diferentes contextos espaciais é fundamental para o entendimento dos processos e mecanismos estruturadores das comunidades e peça chave na elaboração de ações conservacionistas que garantam o funcionamento dos ecossistemas e a manutenção da biodiversidade.

Assim, as informações trazidas aqui ampliam o conhecimento acerca da estruturação de comunidades em áreas agrícolas, em especial àquelas destinadas ao cultivo da cana-de-açúcar, e devem ser levadas em consideração na elaboração e aplicação de diretrizes que orientam as atividades de licenciamento ambiental do setor sucroalcooleiro.

Referências

- ABELL, R., ALLAN, J. D. & LEHNER, B. 2007. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. **Biol. Conserv.**, 134(1): 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.017>
- AGOSTINHO, A. A. & JÚLIO-JÚNIOR, H. F. 1999. Peixes da bacia do rio Paraná. *In*: Lowe-Macconnell. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EdUSP, 1999. p. 374–400.
- ALBERT, J. S., TAGLIACOLLO, V. A. & DAGOSTA, F. 2020. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 51(1): 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- ALLAN, J. D. & CASTILHO, M. M. 2007. **Stream ecology: structure and function of running Waters**, 2nd ed. Chapman & Hall, Londres.
- ALLAN, J. D. 2004. Landscape and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, 35: 257–284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- ALLEN, T. F. H. & STARR, B. 1982. **Hierarchy: Perspectives for ecological complexity**. Chicago: Univ. Chicago Press.
- ARAÚJO, M. I., DELARIVA, R. L., BONATO, K. O. & SILVA, J. C. 2011. Fishes in first order stream in Ivaí River drainage basin, upper Paraná River Basin, Paraná state, Brazil. **Check List**, 7(6): 774–777. <https://doi.org/10.15560/11023>
- BALMFORD, A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. **Trends Ecol Evol.**, 11: 193–196. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)10026-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10026-4)
- BARRELLA, W., PETRERE-JR, M., SMITH, W.S. & MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. *In*: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. F. (eds.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2^a ed. São Paulo, SP: EDUSP, 320p.
- BETTS, M. G., WOLF, C., PFEIFER, M., BANKS-LEITE, C., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., RIBEIRO, D. B., BARLOW, J., EIGENBROD, F., FARIA, D., FLETCHER JR., R. J., HADLEY, A. S., HAWES, J. E., HOLT, R. D., KLINGBEIL, B., KORMANN, U., LENS, L., LEVI, T., MEDINA-RANGEL, G. F., MELLES, S. L., MEZGER, D., MORANTE-FILHO, J. C., ORME, C. D. L., PERES, C. A., PHALAN, B. T., PIDGEON, A., POSSINGHAM, H., RIPPLE, W. J., SLADE, E. M., SOMARRIBA, E., TOBIAS, J. A., TYLIANAKIS, J. M., URBINA-CARDONA, J. N., VALENTE, J. J., WATLING, J. I., WELLS, K., WEARN, O. R., WOOD, E., YOUNG, R., EWERS, R. M. 2019. Extinction filters mediate the global effects of habitat fragmentation on animals. **Science**, 366 (6470): 1236-1239. DOI: 10.1126/science.aax9387

- BEZERRA, M. O., BAKER, M., PALMER, M. A. & FILOSO, S. 2020. Gully formation in headwater catchments under sugarcane agriculture in Brazil. *Journal of environmental management*. **J Environ Manage.**, 270: 110271. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110271>
- BOJSEN, B. H. & BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshw. Biol.**, 47: 2246–2260.
- BORGES, P. P., DIAS, M. S., CARVALHO, F. R., CASATTI, L., POMPEU, P. S., CETRA, M., TEJERINA-GARRO, F. L., SUAREZ, Y. R., NABOUT, J. C., & TERESA, F. B. 2020. Stream fish metacommunity organization across a Neotropical ecoregion: The role of environment, anthropogenic impact and dispersal-based processes. **PLOS ONE**, 15(5): e0233733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233733>
- BREJÃO, G. L., LEAL, C. G., & GERHARD, P. 2021. A ecologia de peixes de riachos sob a perspectiva da ecologia de paisagens. **Oecologia Aust.**, 25(2): 477–495. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.16>
- BRITTON, J. R., & ORSI, M. L. 2012. Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná basin. **Rev. Fish Biol.**, 22: 555–565. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9254-x>
- BÜHRNHEIM, C. M. & COX-FERNANDES, C. 2001. Low seasonal variation of fish assemblages in Amazonian rain forest streams. **Ichthyol. Explor. Freshw.**, 12: 65–78.
- CARAMASCHI, E. P., MAZZONI, R. & LEITÃO, R. P. 2021. Editorial volume especial ecologia de peixes de riacho. **Oecologia Aust.**, 25(2): i–xii.
- CARMASSI, A. L., RONDINELI, G. FERREIRA, F. C. & BRAGA, F. M. S. 2012. Composition and structure of fish assemblage from Passa Cinco stream, Corumbataí river sub-basin, SP, Brazil. **Braz. J. Biol.**, 72(1): 87–96. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842012000100011>
- 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. **Hydrobiol.**, 795: 199–217. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3130-6>
- CASATTI, L. 2005. Comunidade de peixes em um riacho de primeira ordem no sudeste do Brasil: distribuição longitudinal, sazonalidade e diversidade de micro-habitats. **Biota Neotrop.** 5(1). <https://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02505012005>.
- 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. **Braz. J. Biol.**, 66(2B): 681–696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>
- CASATTI, L., ROMERO, R. M., TERESA, F. B., SABINO, J. & LANGEANI, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 22(1): 50–59. <https://doi.org/10.4322/actalb.02201007>

CASATTI, L., TERESA, F. B., GONÇALVES-SOUZA, T., BESSA, E., MANZOTTI, A. R., GONÇALVES, C. S. & ZENI, J. O. 2012. From forest to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotrop. Ichthyol.**, 1(1): 25–214. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000100020>

CASATTI, L., TERESA, F.B., ZENI, J., RIBEIRO, M. D., BREJÃO, G. L. & CENEVIVA-BASTOS, M. 2015. More of the same: High functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. **Environ. Manage.**, 55: 1300–1314. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0461-9>

CASTRO, R. M. C. & POLAZ, C. N. M. 2020. Peixes de pequeno porte: a porção maior e mais ameaçada da fauna megadiversa de peixes de água doce neotropicais. **Biota Neotrop.**, 20: e20180683. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0683>

CASTRO, R. M. C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, RJ, Brasil, 139–155.

CASTRO, R. M. C. 2021. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos (Castro, 1999) revisitado após mais de duas décadas. **Oecologia Aust.**, 25(2): 231–245. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.02>

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., FERREIRA, K. M., RIBEIRO, A. C., BENINE, R. C., DARDIS, G. Z. P., MELO, A. L. A., STOPIGLIA, R., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., GIBRAN, F. Z. & LIMA, F. C. T. 2003. Estrutura e Composição da Ictiofauna de Riachos do Rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotrop.**, 3(1): 1–31. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032003000100007>

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., FERREIRA, K. M., GIBRAN, F. Z. BENINE, R. C., CARVALHO, M., RIBEIRO, A. C., ABREU, T. X., BOCKMANN, F. A., PELIÇÃO, G. Z., STOPIGLIA, R. & LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotrop.**, 4(1): 1–39. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100006>

CASTRO, R. M. C., CASATTI, L., SANTOS, H. F., VARI, R. P., MELO, A. L. A., MARTINS, L. S. F., ABREU, T. X., BENINE, R. C., GIBRAN, F. Z., RIBEIRO, A. C., BOCKMANN, F. A., CARVALHO, M., PELIÇÃO, G. Z., FERREIRA, K. M., STOPIGLIA, R. & AKAMA, A. 2005. Struture and composition of the stream ichthyofauna of four tributary rivers of the upper Rio Paraná basin, Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshw.**, 16(3): 193–204.

CETRA M., BARRELLA, W., LANGEANI, F., MARTINS, A.G., MELLO, B. J. & ALMEIDA, R.S. 2012. Fish fauna of headwater streams that cross the Atlantic Forest of south São Paulo state. **Check List**, 8(3): 421-425. <https://doi.org/10.15560/8.3.421>

CHAO, A., M. C. MA & M. C. K. YANG. 1993. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. **Biometrika**, 80: 193–201. <https://doi.org/10.2307/2336768>

CHAPMAN & CHAPMAN, 1992. Variation in the structure of *Poecilia gillii* populations. **Copeia**, 1992:908-913.

CIONEK, V. M., SACRAMENTO, P. A., ZANATTA, N., OTA, P. R., CORBETTA, D. F. & BENEDITO, E. 2012. Fishes from first order streams of lower Paranapanema and Ivaí rivers, upper Paraná River basin, Paraná, Brazil. **Check List**, 8(6): 1158–1162. <https://doi.org/10.15560/8.6.1158>

CLARKE, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. **PRIMER v6: User manual/Tutorial**. Plymouth, UK. Plymouth Marine Laboratory.

COLE, L. J., STOCKAN, J. & HELLIWELL, R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. **Agric. Ecosyst. Environ.**, 296: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>.

COLWELL, R. K. 2013. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9. Disponível em: <http://viceroy.colorado.edu/estimates/EstimateSPages/AboutEstimateS.htm>. Acesso em: 21 ago. 2021.

CORBI, J. J., TRIVINHO-STRIXINO, S., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29: 61–65. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000100013>

DALA-CORTE, R. B., MELO, A. S., SIQUEIRA, T., BINI, L. M., MARTINS, R. T., CUNICO, A. M., PES, A. M., MAGALHAES, A. L. B., GODOY, B. S., LEAL, C. G., MONTEIRO-JUNIOR, C. S., STENERT, C., CASTRO, D. M. P., MACEDO, D. R., LIMA-JUNIOR, D. P., GUBIANI, E. A., MASSARIOL, F. C., TERESA, F. B., BECKER, F. G., SOUZA, F. N., VALENTE-NETO, F., SOUZA, F. L., SALLES, F. F., BREJAO, G. L., BRITO, J. G., VITULE, J. R. S., SIMIAO-FERREIRA, J., DIAS-SILVA, K., ALBUQUERQUE, L., JÜEN, L., MALTCHIK, L., CASATTI, L., MONTAG, L., RODRIGUES, M. E., CALLISTO, M., NOGUEIRA, M. A. M., SANTOS, M. R., HAMADA, N., PAMPLIN, P. A. Z., POMPEU, P. S., LEITAO, R. P., RUARO, R., MARIANO, R., COUCEIRO, S. R. M., ABILHOA, V., OLIVEIRA, V. C., SHIMANO, Y., MORETTO, Y., SUAREZ, Y. R., & ROQUE, F. DE O. 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **J. Appl. Ecol.**, 57(7): 1391–1402. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13657>

DAUFRESNE, M., LENGFELLNER, K. & SOMMER, U. 2009. Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. **PNAS**, 106(31): 12788–12793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>

DILLON, W. R. & GOLDSTEIN, M. 1984. **Multivariate analysis: Methods and applications**. New York, John Wiley & Sons.

DUFOUR, S., RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M. & LASLIER, M. 2019. Tracing the scientific trajectory of riparian vegetation studies: Main topics, approaches and needs in a globally changing world. **Sci. Total Environ.**, 653: 1168–1185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.383>

- ERŐS, T., TAKÁCS, P., SPECZIÁR, A., SCHMERA, D. & Sály, P. 2016. Effect of landscape context on fish metacommunity structuring in stream networks. **Freshw. Biol.**, 62(2): 215–228. <https://doi.org/10.1111/fwb.12857>
- FAUSCH, K. D., TORGERSEN, C. E., BAXTER, C. V., LI, H. W. 2002. Landscapes to rivescapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. **BioScience**, 52: 483–98. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0483:LTRBTG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0483:LTRBTG]2.0.CO;2)
- FERREIRA, F. S., SOLÓRZANO, J. C. J. & SÚAREZ, Y. R. 2021. Influence of urbanization on stream fish assemblages in three microbasins in the Upper Paraná River Basin. **Braz. J. Biol.**, 2023(83): e247384. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.247384>
- FIORIO, P. R., DEMATTÊ, J. A. M. & SPAROVEK, G. 2000. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesqui. Agropecu. Bras.**, 35: 671–679. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000400001>
- FITZPATRICK, F. A., SCUDDER, B. C., LENZ, B. N. & SULLIVAN, D. J. 2001. Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in Eastern Wisconsin. **J Am Water Resour Assoc.**, 37: 1489–1507. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03655.x>
- FRISSELL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environ. Manag.**, 12: 199–214. <https://doi.org/10.1007/BF01867358>
- FROEHLICH, O., CAVALLARO, M., SABINO, J., SUARÉZ, Y. R. & VILELA, M. J. A. 2017. Checklist of the Ichthyofauna from Mato Grosso do Sul state, Brazil. **Iheringia, Sér. Zool.**, 107. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017151>
- GARCIA, D. A. Z., PELICICE, F. M., BRITO, M. F. G., ORSI, M. L. & MAGALHÃES, A. L. B. 2021. Peixes não-nativos em riachos brasileiros: estado da arte, lacunas de conhecimento e perspectivas. **Oecologia Aust.**, 25(2): 565–587. <https://doi.org/10.4257/oeco.2021.2502.21>
- GREGORY, S. V., SWANSON, F. J., MCKEE, W. A. & CUMMINS, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. **Bioscience**, 41(8): 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- GRIFFITHS, D. 2010. Pattern and process in the distribution of North American freshwater fish. **Biol. J. Linn. Soc. Lond.**, 100(1): 46–61. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2010.01404.x>
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis**. Paleontologia Eletrônica, 4(1): 9pp.
- HARDING, J. S., BENFIELD, E. F., BOLSTAD, P. V., HELFMAN, G. S., JONES, E. B. D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA.**, 95:14843–14847. <https://doi.org/10.1073/pnas.95.25.14843>

- HEARTSILL-SCALLEY, T. & AIDE, T. M. 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecol. Appl.**, 13(1): 225-234. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0225:RVASCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0225:RVASCI]2.0.CO;2)
- HEINO, J. 2013. The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm. **Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.**, 88:166–178. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2012.00244.x>
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI – Peixes**. 1st ed. Brasília, DF: ICMBio/ MMA: p. 492.
- INGHAM, B., & GALLO, M. A. 1975. Effect of asulam in wildlife species acute toxicity to birds and fish. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 13(2): 194–199. <https://doi.org/10.1007/bf01721737>
- JARDULI, L. R., GARCIA, D. A. Z., VIDOTTO-MAGNONI, A. P., CASIMIRO, A. C. R., VIANNA, N. C., ALMEIDA, F. S., JEREP, F. C. & ORSI, M. L. 2020. Fish fauna from the Paranapanema River basin, Brazil. **Biota Neotrop.**, 20(1): e20180707. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0707>
- JEPPESSEN, E., MEERHOFF, M., HOLMGREN, K., GONZÁLEZ-BERGONZONI, I., TEIXEIRA-DE MELLO, F., DECLERCK, S. A. J., MEESTER, L. D., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T. L., BJERRING, R., CONDE-PORCUNA, J. M., MAZZEO, N., IGLESIAS, C., REIZENSTEIN, M., MALMQUIST, H. J., LIU, Z., BALAYLA, D. & LAZZARO, X. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. **Hydrobiol.**, 646: 73–90. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0171-5>
- LANGEANI, F., CASTRO, R. M. C., OYAKAWA, O. T., SHIBATTA, O. A., PAVANELLI, C. S. & CASATTI, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotrop.**, 7(3): 1–17. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>
- LEE, S. M. & A. CHAO. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**, 50: 88–97. <https://doi.org/10.2307/2533199>
- LEIBOLD, M. A., HOLYOAK, M., MOUQUET, N. AMARASEKARE, P. CHASE, J. M., HOOPES, M. F., HOLT, R. D., SHURIN, J. B., LAW, R., TILMAN, D., LOREAU, M. & GONZALEZ, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecol. Lett.**, 7: 601-613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>
- LO, M., REED, J., CASTELLO, L., STEEL, E. A., FRIMPONG, E. & ICKOWITZ, A. 2020. The influence of forests on freshwater fish in the tropics: A systematic review. **BioScience**, 70(5): 404–414. <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa021>
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 535p.

LUKE, S. H., SLADE, E. M., GRAY, C. L., ANNAMMALA, K. V., DREWER, J., WILLIAMSON, J., AGAMA, A. L., ATIONG, M., MITCHELL, S. L., VAIRAPPAN, C. S. & STRUEBIG, M. J. 2019. Riparian buffers in tropical agriculture: Scientific support, effectiveness and directions for policy. **J. Appl. Ecol.** 56(1): 85-92. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13280>

MAGALHÃES, A. L. B., BRITO, M. F. G. & SARROUH, B. 2019. An inconvenient routine: introduction, establishment and spread of new non-native fishes in the Paraíba do Sul River basin, state of Minas Gerais, Brazil. **Neotrop. Biol. Conserv.**, 14: 329–338. doi: <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e38058>

MANLY, B. F. J. 1994. **Multivariate statistical methods: a primer**. 2nd ed., London, Chapman & Hall.

MARINHO, J. F. U., CORREIA, J. E., MARCATO, A. C., PEDRO-ESCHER, J. & FONTANETTI, C. S. 2014. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicol Environ Saf.**, 110(2014): 239–245. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.010>

MARTINELLI, L. A. & FILOSO, S. 2007. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, 445(7126): 364. <https://doi.org/10.1038/445364c>

MARTINELLI, L. A. & FILOSO, S. 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: a environmental and social challenges. **Ecol. Appl.**, 18: 885–898. <https://doi.org/10.1890/07-1813.1>

MASSARO, M. T., PACHLA, L. A., BASTIAN, R., PELICICE, F. M. & REYNALTE-TATAJE, D. A. 2019. Seasonal and longitudinal variation in fish assemblage structure along an unregulated stretch of the Middle Uruguay River. **Neotrop. Ichthyol.**, 17(4): e190043. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20190043>

MEDEIROS, G.D.R., GIAROLLA, A., SAMPAIO, G. & MARINHO, M.D. 2016. Estimates of annual soil loss rates in the State of Sao Paulo, Brazil. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, 40: e0150497. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150497>

MONTAG, L. F. A., WINEMILLER, K. O., KEPPELER, F. W., LEÃO, H., BENONE, N. L., TORRES, N. R., PRUDENTE, B. S., BEGOT, T. O., BOWER, L. M. & SAENZ, D. E. 2019. Land cover, riparian zones and instream habitat influence stream fish assemblages in the eastern Amazon. **Ecol. Freshw. Fish.**, 28: 317–329. <https://doi.org/10.1111/eff.12455>

NALON, M. A., MATTOS, I. F. A. & FRANCO, G. A. D. C. 2008. Meio físico e aspectos da fragmentação da vegetação. In: **Diretrizes Para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no Estado de São Paulo**. Rodrigues, R.R. & Bononi, V.L.R. (Eds), pp. 17–21. Secretaria do Meio Ambiente e Instituto de Botânica, São Paulo.

OBERDORFF, T., GUÉGAN, J.-F. & HUGUENY, B. 1995. Global scale patterns in freshwater fish species diversity. **Ecography**, 18: 345–352.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P., O'HARA, R.B. & STEVENS, M. H. H. 2007. Vegan: community Ecology Package. **R Package Version 1.8–8**. Disponível em: <http://cran.r-project.org/>; <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>.

OMETO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A. BALLESTER, M. V. GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L. & WILLIAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshw. Biol.**, 44: 327–337. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>

OYAKAWA, O. T. & MENEZES, N. A. 2011. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotrop.**, 11: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/pt/abstract?inventory+bn0021101a2011>

PIELOU, E. C. 1984. **The interpretation of ecological data; a primer on classification and ordination**. New York, Wiley.

PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., RAVEN, P. H., ROBERTS, C. M. & SEXTON, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 344(6187): 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

PUSEY, B. J. & ARTHINGTON, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshw. Res.**, 54: 1–16. <https://doi.org/10.1071/MF02041>

R TEAM CORE. 2018. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org>

RAHEL, F. J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** 33: 291–315. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429>

REIS, R.E., ALBERT, J.S., DI DARIO, F., MINCARONE, M. M., PETRY, P. & ROCHA, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. **J. Fish Biol.**, 89(1): 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

RIBEIRO, D. C., CHAGAS, J. M. A., THEREZA, M. R. & LANGEANI, F. 2019. Checklist and key for the identification of fish fauna of the Uberaba River, Upper Paraná River system, Brazil. **ZooKeys**, 875: 129–155. <https://doi.org/10.3897/zookeys.875.31977>

ROA-FUENTES, C. A. & CASATTI, L. 2017. Influence of environmental features at multiple scales and spatial structure on stream fish communities in a tropical agricultural region, **J. Freshw. Ecol.**, 32(1): 273–287. <https://doi.org/10.1080/02705060.2017.1287129>

ROCHA, F. C., CASATTI, L. & PEREIRA, D. C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. **Acta Limnol. Bras.**, 21(1): 123–134.

ROMERO, R. M. & CASATTI, L. 2012. Identification of key microhabitats for fish assemblages in tropical Brazilian savanna streams. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, 97(6): 526–541. <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.201111513>

- SILVA, A. M., CASATTI, L., ALVARES, C. A., LEITE, A. M., MARTINELLI, L. A. & DURRANT, S. F. 2007b. Soil loss risk and habitat quality in some streams of a Meso-Scale River Basin. **Sci. Agric.**, 64: 336–343. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400004>
- SILVA, M. A. S., GRIEBELER, N. P. & BORGES, L. C. 2007a. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. de Eng. Agrícola e Ambient.**, 11(1): 108–114. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000100014>
- SIQUEIRA, T., LACERDA, C. G. T. & SAITO, V. S. 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? **Biotropica**, 47: 509–516. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12224>
- SNELDER, T. H. & BIGGS, B. J. F. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. **J. Am. Water Resour. Assoc.**, 38: 1225–1239. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb04344.x>
- SOUTHWICK L. M., WILLIS, G. H., REAGAN, T. E. & RODRIGUEZ, L. M. 1995. Residues in runoff and on leaves of azinphosmethyl and esfenvalerate applied to sugarcane. **Environ. Entomol.**, 24(5): 1013–1017. <https://doi.org/10.1093/ee/24.5.1013>
- SÚAREZ, Y. R. & PETRERE-JÚNIOR, M. 2007. Environmental factors predicting fish communities structure of two neotropical rivers in Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, 5(1): 61–68. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000100008>
- SÚAREZ, Y. R. 2008. Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotrop.**, 8(3): 197–204. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300018>
- SWEENEY, B. W., BOTT, T. L., JACKSON, J. K., KAPLAN, L. A., NEWBOLD, J. D., STANDLEY, L. J., HESSION, W. C., HORTWITZ, R. J. & COLMAN, M. G. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **PNAS**, 101(39): 14132–14137. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405895101>
- TERESA, F. B. & ROMERO, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotrop. Ichthyol.**, 8(1): 163–17. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100019>
- TIBÚRCIO, G. S., CARVALHO, C. S., FERREIRA, F. C., GOITEIN, R. & RIBEIRO, M. C. 2016. Landscape effects on the occurrence of ichthyofauna in first-order streams of southeastern Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 28(2): <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2515>.
- TONN, W. M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual approach. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 119: 337–352. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1990\)119<0337:CCAFCA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1990)119<0337:CCAFCA>2.3.CO;2)
- TOWNSEND, C. R. 2003. Individual, population, community, and ecosystem consequences of a fish invader in New Zealand streams. **Conserv. Biol.**, 17(1): 38–47. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02017.x>

VILELA, M. J. A., SEVERO-NETO, F. & CARVALHO, F. R. 2018. Conservation status of *Astyanax biotae* (Characiformes: Characidae) in Mato Grosso do Sul, upper Paraná River basin, Brazil. **Biotemas**, 31(4): 47–56. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2018v31n4p47>

WOLF, L.L., HRECIUK, E. R., VIANA, D., ZALESKI, T. & DONATI, L. 2007. Population structure of *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) (Cypridontiformes, Poeciliidae) collected in a brook in Guarapuava, PR. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, 50(3): 417–423. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132007000300008>

ZAR, J. H. 2009. **Biostatistical analysis**. 5th edn. Upper Saddle, NJ: Prentice Hall.

ZENI, J. O., HOEINGHAUS, D. J. & CASATTI, L. 2017. Effects of pasture conversion to sugarcane for biofuels production on stream fish assemblages in tropical agroecosystems. **Freshw. Biol.**, 62: 2026–2038. <http://dx.doi.org/10.1111/fw.13047>

ZENI, J. O., PÉREZ-MAYORGA, M. A., ROA-FUENTES, C. A., BREJÃO, G. L. & CASATTI, L. 2019. How deforestation drives stream habitat changes and the functional structure of fish assemblages in different tropical regions. **Aquat. Conserv.**, 29: 1238–1252. <http://dx.doi.org/10.1002/aqc.3128>

APÊNDICE A. Coordenadas de localização (UTM), Período de coleta, Estação sazonal e descritores físicos local (IIF) e de paisagem (%C, %F, %P e Área_bac) para os 149 pontos amostrados no Planalto Ocidental Paulista. Período = mês e ano em que foi realizada a amostragem; IIF = índice de Integridade Física; %C, %F, %P = Porcentagem de cana-de-açúcar, floresta nativa e pastagem, respectivamente, em relação à área total da microbacia; Área_bac = área total da microbacia (ha).

Riacho	Coordenadas			Período	Estação	IIF	% C	% F	% P	área_bac
	E	S	UTM							
R001	736195	7763008	22K	08/2015	Seca	Bom	32,8	39,1	26,5	3691,9
R002	742503	7760637	22K	08/2015	Seca	Pobre	79,9	11,1	6,3	1197,4
R003	742806	7757929	22K	08/2015	Seca	Bom	61,1	17,7	11,4	5990,5
R004	751521	7761753	22K	08/2015	Seca	Regular	79,0	12,1	5,5	1120,0
R005	754177,69	7747491	22K	07/2014	Seca	Regular	28,6	15,1	42,4	921,8
R006	768116,12	7746375	22K	07/2014	Seca	Pobre	72,5	5,2	15,6	1340,1
R007	764185,16	7734393	22K	07/2014	Seca	Regular	65,8	5,3	16,1	4686,7
R008	774327,61	7729301	22K	07/2014	Seca	Regular	76,0	4,6	11,2	1483,8
R009	726768	7728316	22K	10/2011	Chuvosa	Pobre	64,5	5,8	27,3	3508,0
R010	735192,06	7708514	22K	10/2011	Chuvosa	Pobre	54,0	11,0	32,7	1816,3
R011	741702	7709515	22K	10/2011	Chuvosa	Pobre	42,4	23,7	33,0	3642,7
R012	717484	7693587	22K	10/2011	Chuvosa	Pobre	50,8	7,1	42,1	863,3
R013	255914,55	7704797	23K	05/2011	Seca	Regular	16,9	36,6	34,9	8791,2
R014	249556,14	7701913	23K	05/2011	Seca	Bom	81,7	10,9	3,4	686,6
R015	246260,48	7706406	23K	05/2011	Seca	Pobre	45,2	18,8	33,9	1737,1
R016	243105,26	7700023	23K	05/2011	Seca	Bom	91,2	3,2	5,6	480,2
R017	239921,7	7702323	23K	05/2011	Seca	Bom	77,4	8,2	11,3	1411,6
R018	236866	7692759	23K	05/2011	Seca	Regular	51,2	12,7	25,7	6666,1
R019	729927,12	7667882	22K	06/2011	Seca	Pobre	54,6	6,5	38,8	1445,6
R020	731932,14	7666344	22K	06/2011	Seca	Pobre	60,6	3,4	36,0	1648,1
R021	724837,65	7660201	22K	06/2011	Seca	Pobre	76,4	7,4	16,2	1336,4
R022	723360,74	7669529	22K	06/2011	Seca	Regular	87,2	0,6	11,6	1599,3
R023	715392,38	7637835	22K	06/2011	Seca	Pobre	85,0	4,8	10,2	2006,9
R024	714233,55	7628471	22K	06/2011	Seca	Bom	72,3	11,1	16,7	934,2
R025	684129,18	7690147	22K	06/2011	Seca	Pobre	33,7	3,0	61,1	1473,3
R026	642952,76	7726975	22K	05/2010	Seca	Regular	34,9	6,5	57,8	2556,2
R027	648139,29	7733086	22K	05/2010	Seca	Pobre	20,5	7,9	71,4	811,7
R028	656561	7736218	22K	05/2010	Seca	Bom	29,2	5,9	64,5	4206,8
R029	644818,62	7740596	22K	05/2010	Seca	Pobre	47,2	3,8	48,5	1324,7
R030	644553,05	7771516	22K	04/2012	Seca	Regular	35,1	4,0	46,2	3017,6
R031	633864,65	7773596	22K	04/2012	Seca	Bom	59,7	2,1	31,0	1528,5
R032	622956,92	7775870	22K	04/2012	Seca	Pobre	58,8	20,8	18,5	835,9
R033	636904,71	7786098	22K	04/2012	Seca	Regular	37,1	4,5	57,3	889,6
R034	626060,7	7791683	22K	04/2012	Seca	Bom	25,2	22,7	45,5	2341,3
R035	570947,84	7760591	22K	02/2010	Chuvosa	Pobre	4,1	4,7	90,1	776,8
R036	563666,83	7765669	22K	02/2010	Chuvosa	Pobre	39,3	10,9	49,6	2022,0
R037	575177,66	7765619	22K	02/2010	Chuvosa	Muito pobre	11,9	4,2	83,8	2686,3
R038	576113	7772016	22K	02/2010	Chuvosa	Pobre	1,4	3,4	95,0	984,7
R039	490532,34	7671770	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	14,8	6,2	78,0	471,0

R040	496879,02	7676407	22K	05/2010	Seca	Regular	13,4	8,8	77,7	3075,0
R041	503767,15	7674310	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	57,6	2,5	39,6	4744,2
R042	508115,25	7675973	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	35,6	3,8	60,6	606,5
R043	513710,38	7674965	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	55,3	28,0	16,4	588,2
R044	516789,05	7675116	22K	05/2010	Seca	Pobre	78,9	0,8	20,3	185,1
R045	518216,75	7670094	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	27,5	1,8	70,6	597,7
R046	524165,19	7668070	22K	05/2010	Seca	Pobre	69,8	1,1	28,5	156,5
R047	519070,37	7658428	22K	05/2010	Seca	Muito pobre	56,2	2,1	41,5	692,8
R049	531160,1	7668332	22K	08/2013	Seca	Pobre	74,1	1,1	23,9	4220,6
R050	534489,08	7662449	22K	08/2013	Seca	Regular	76,0	0,0	15,6	480,1
R051	531003,91	7644917	22K	08/2013	Seca	Pobre	46,1	5,4	46,2	2060,1
R052	518653,56	7639592	22K	08/2013	Seca	Pobre	27,3	7,4	63,2	3236,6
R053	506087,52	7640559	22K	08/2013	Seca	Pobre	30,4	1,6	67,5	786,1
R055	492820,31	7647184	22K	08/2013	Seca	Regular	65,0	3,1	31,4	1922,2
R056	493288,2	7637864	22K	08/2013	Seca	Regular	82,3	0,3	14,9	232,2
R057	576647,08	7662674	22K	08/2010	Seca	Pobre	25,9	0,8	59,2	1317,5
R058	582632,51	7660800	22K	08/2010	Seca	Pobre	49,5	1,0	38,1	1709,3
R059	578216,64	7653667	22K	08/2010	Seca	Pobre	36,1	2,4	36,6	2515,7
R060	577469,93	7650721	22K	08/2010	Seca	Pobre	31,8	3,5	42,9	2215,0
R061	583249,74	7643837	22K	08/2010	Seca	Regular	46,5	5,7	32,4	3216,8
R062	585742,92	7640867	22K	08/2010	Seca	Pobre	63,8	2,3	31,6	1164,7
R063	622319,56	7627323	22K	10/2010	Chuvosa	Pobre	11,9	3,6	84,2	1916,1
R064	617118,99	7611059	22K	10/2010	Chuvosa	Regular	50,3	1,1	46,8	3724,1
R065	614757,53	7598031	22K	10/2010	Chuvosa	Muito pobre	54,7	3,6	41,6	1154,1
R066	617886,68	7597160	22K	10/2010	Chuvosa	Regular	30,0	5,6	57,4	929,9
R067	610264,42	7602649	22K	10/2010	Chuvosa	Pobre	41,0	3,8	55,3	1289,8
R068	604258,27	7593209	22K	10/2010	Chuvosa	Pobre	17,9	2,5	78,9	4323,7
R069	608502,4	7582461	22K	10/2010	Chuvosa	Pobre	19,1	0,4	80,5	919,2
R070	629442,02	7583284	22K	11/2012	Chuvosa	Regular	22,6	7,1	67,5	6833,4
R071	643156,69	7572218	22K	11/2012	Chuvosa	Pobre	8,9	5,4	85,1	957,4
R072	657368,98	7588384	22K	11/2012	Chuvosa	Regular	40,0	8,8	44,5	2478,8
R073	652565,26	7598432	22K	11/2012	Chuvosa	Muito pobre	59,4	1,8	37,2	2487,9
R074	658866,45	7608936	22K	11/2012	Chuvosa	Muito pobre	32,8	6,0	45,7	679,0
R075	636087,56	7615197	22K	11/2012	Chuvosa	Pobre	54,2	7,1	35,5	2263,1
R076	552616,47	7511075	22K	02/2012	Chuvosa	Pobre	37,9	24,2	30,6	1520,4
R077	554496,46	7521218	22K	02/2012	Chuvosa	Pobre	79,8	4,8	9,6	1431,0
R078	573971,74	7521824	22K	02/2012	Chuvosa	Pobre	18,4	2,9	76,5	413,9
R079	569131,42	7510766	22K	02/2012	Chuvosa	Pobre	38,7	6,6	45,8	1376,0
R080	567606,22	7500839	22K	02/2012	Chuvosa	Regular	10,1	48,5	24,5	2841,3
R081	586473,55	7510912	22K	06/2012	Seca	Regular	0,0	6,6	75,4	662,7
R082	597382,11	7495749	22K	06/2012	Seca	Regular	34,3	5,9	20,9	1216,5
R083	601715,03	7515149	22K	02/2012	Chuvosa	Pobre	0,7	11,2	83,3	3241,9

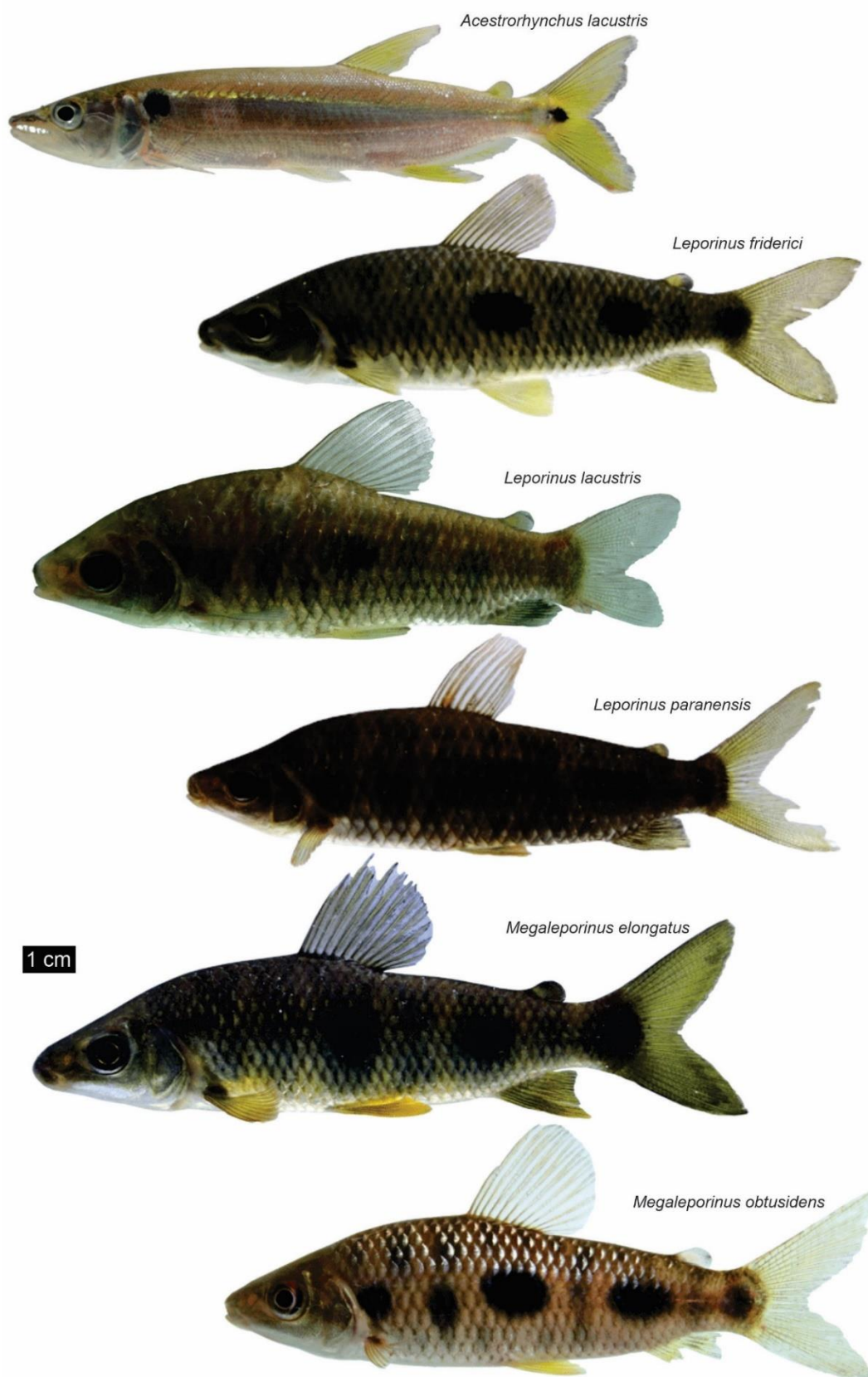
R084	606919,66	7508620	22K	06/2012	Seca	Pobre	58,3	2,7	17,2	1008,6
R085	620078,6	7512775	22K	06/2012	Seca	Regular	0,0	13,9	84,0	3926,2
R086	618891,72	7500701	22K	06/2012	Seca	Bom	0,0	7,9	77,8	2127,1
R087	624289,91	7486804	22K	06/2012	Seca	Bom	17,9	9,0	51,1	2787,4
R088	624011,48	7476588	22K	06/2012	Seca	Regular	21,0	4,5	39,8	2718,9
R089	606938,49	7482758	22K	06/2012	Seca	Regular	24,7	6,0	23,9	6165,7
R090	444839,38	7503280	22K	06/2011	Seca	Pobre	31,0	8,8	55,6	3483,1
R091	440042,52	7501366	22K	06/2011	Seca	Regular	65,3	1,5	32,9	986,5
R092	439983,29	7495341	22K	06/2011	Seca	Pobre	5,4	8,4	82,8	1542,4
R093	437598,86	7506879	22K	06/2011	Seca	Pobre	45,3	9,1	45,4	2129,2
R094	425940,32	7495170	22K	06/2011	Seca	Regular	72,6	18,3	7,6	288,3
R095	425507,31	7505283	22K	06/2011	Seca	Pobre	28,1	0,0	71,8	891,6
R096	424457,69	7509336	22K	06/2011	Seca	Pobre	0,5	1,3	98,1	1399,0
R097	416137,58	7500453	22K	06/2011	Seca	Pobre	79,7	0,2	15,1	876,4
R098	407030,69	7504652	22K	06/2011	Seca	Regular	77,3	3,9	18,5	2400,0
R099	407386,83	7514087	22K	06/2011	Seca	Pobre	49,6	0,7	49,4	2585,3
R100	372758,21	7533358	22K	12/2010	Chuvosa	Pobre	0,3	1,2	98,1	612,4
R101	352597,66	7510584	22K	12/2010	Chuvosa	Regular	0,0	32,3	67,7	147,8
R102	341303,21	7511874	22K	12/2010	Chuvosa	Pobre	10,1	17,3	72,3	9725,2
R103	326396,04	7523844	22K	12/2010	Chuvosa	Pobre	10,3	19,2	70,5	4402,8
R104	342482,16	7527433	22K	12/2010	Chuvosa	Pobre	24,8	8,8	64,8	1874,1
R105	346460,6	7533302	22K	12/2010	Chuvosa	Regular	18,9	1,4	79,6	2788,8
R106	747672,57	7619297	22K	06/2011	Seca	Pobre	60,4	6,1	33,4	1174,7
R107	736673,04	7624615	22K	06/2011	Seca	Muito pobre	44,6	12,3	43,1	871,3
R108	720974,74	7608293	22K	06/2011	Seca	Regular	19,5	11,5	68,2	1576,8
R109	718261,2	7599996	22K	06/2011	Seca	Regular	51,5	4,7	43,5	1657,0
R110	727456,46	7603200	22K	06/2011	Seca	Regular	11,9	16,0	71,4	1697,2
R111	776641,57	7591909	22K	11/2010	Chuvosa	Regular	74,7	9,9	9,1	806,0
R112	786224,65	7607628	22K	11/2010	Chuvosa	Regular	76,2	8,8	13,4	1925,3
R114	193542,74	7596684	22K	11/2010	Chuvosa	Regular	38,5	20,5	23,3	16546,9
R116	745098	7501927	22K	05/2016	Seca	Bom	87,7	2,1	8,7	3123,4
R117	752438	7493043	22K	05/2016	Seca	Pobre	73,9	7,4	9,4	882,7
R118	757284	7481882	22K	05/2016	Seca	Bom	51,7	21,0	21,3	1419,9
R119	758130	7477637	22K	05/2016	Seca	Regular	21,9	19,2	50,8	6436,9
R120	756074	7488277	22K	05/2016	Seca	Pobre	50,6	9,8	35,1	2388,7
R121	761485,78	7491373	22K	05/2016	Seca	Pobre	82,6	3,2	9,4	1532,3
R122	203857,62	7583620	22K	04/2017	Seca	Bom	39,4	20,8	30,7	4648,3
R123	224326,58	7591431	22K	04/2017	Seca	Regular	72,2	10,6	14,4	706,5
R124	229630,41	7591936	22K	04/2017	Seca	Regular	70,0	10,7	17,9	907,7
R125	236478,73	7584727	22K	04/2017	Seca	Pobre	54,0	20,0	18,4	1824,1
R126	230832,67	7565611	22K	04/2017	Seca	Regular	80,9	14,8	4,1	811,6
R127	798625,43	7609811	22K	06/2017	Seca	Regular	94,0	2,5	1,5	3673,4
R128	796134,04	7626073	22K	06/2017	Seca	Regular	90,4	3,6	4,5	5600,8
R129	797631,97	7644118	22K	06/2017	Seca	Regular	92,4	3,5	3,7	2069,0
R130	203231,19	7629933	23K	06/2017	Seca	Bom	86,2	6,9	6,6	1617,9
R131	196029,04	7634615	23K	06/2017	Seca	Regular	91,0	3,2	5,3	4294,5
R132	802603,47	7626532	22K	06/2017	Seca	Regular	83,7	3,8	6,5	4448,7
R133	800430,26	7653240	22K	06/2017	Seca	Pobre	92,3	2,1	5,6	1421,4
R134	735708,53	7662877	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	68,7	8,3	22,9	1476,4

R135	736388,72	7658068	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	70,3	3,3	25,7	3195,1
R136	731659,07	7652137	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	74,0	6,1	19,2	1631,0
R137	732485,04	7650935	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	71,1	4,1	24,8	994,5
R138	739852,68	7653653	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	47,6	3,5	41,1	2761,4
R140	738794,82	7668007	22K	10/2017	Chuvosa	Pobre	68,2	9,2	22,6	658,9
R141	749187,66	7615873	22K	05/2018	Seca	Pobre	37,0	8,4	42,4	1224,2
R142	780324,62	7624867	22K	05/2018	Seca	Bom	75,6	12,8	5,9	1698,0
R143	776314,31	7632538	22K	05/2018	Seca	Pobre	92,7	2,7	2,2	750,3
R144	772083,33	7626092	22K	05/2018	Seca	Pobre	81,3	4,6	14,1	1103,5
R145	783820,48	7614906	22K	05/2018	Seca	Pobre	80,4	7,1	10,2	1864,2
R146	762036,6	7609973	22K	05/2018	Seca	Pobre	5,5	27,6	48,1	1734,4
R147	761551,77	7615907	22K	05/2018	Seca	Pobre	85,4	3,6	9,6	2070,7
R148	523856,09	7672369	22k	10/2018	Chuvosa	Pobre	58,9	9,7	31,1	1608,7
R149	505473,8	7672735	22k	10/2018	Chuvosa	Regular	59,1	3,0	32,0	702,3
R150	524293,12	7650946	22k	10/2018	Chuvosa	Regular	34,9	8,5	55,5	2337,2
R151	525623	7679558	22k	10/2018	Chuvosa	Regular	0,5	2,0	97,5	320,8
R152	531104	7682751	22k	10/2018	Chuvosa	Regular	59,9	17,8	22,0	560,4
R153	515511	7682268	22k	10/2018	Chuvosa	Pobre	54,3	6,4	39,1	1720,2
R154	503138	7690706	22k	10/2018	Chuvosa	Bom	10,2	11,3	78,3	3148,1

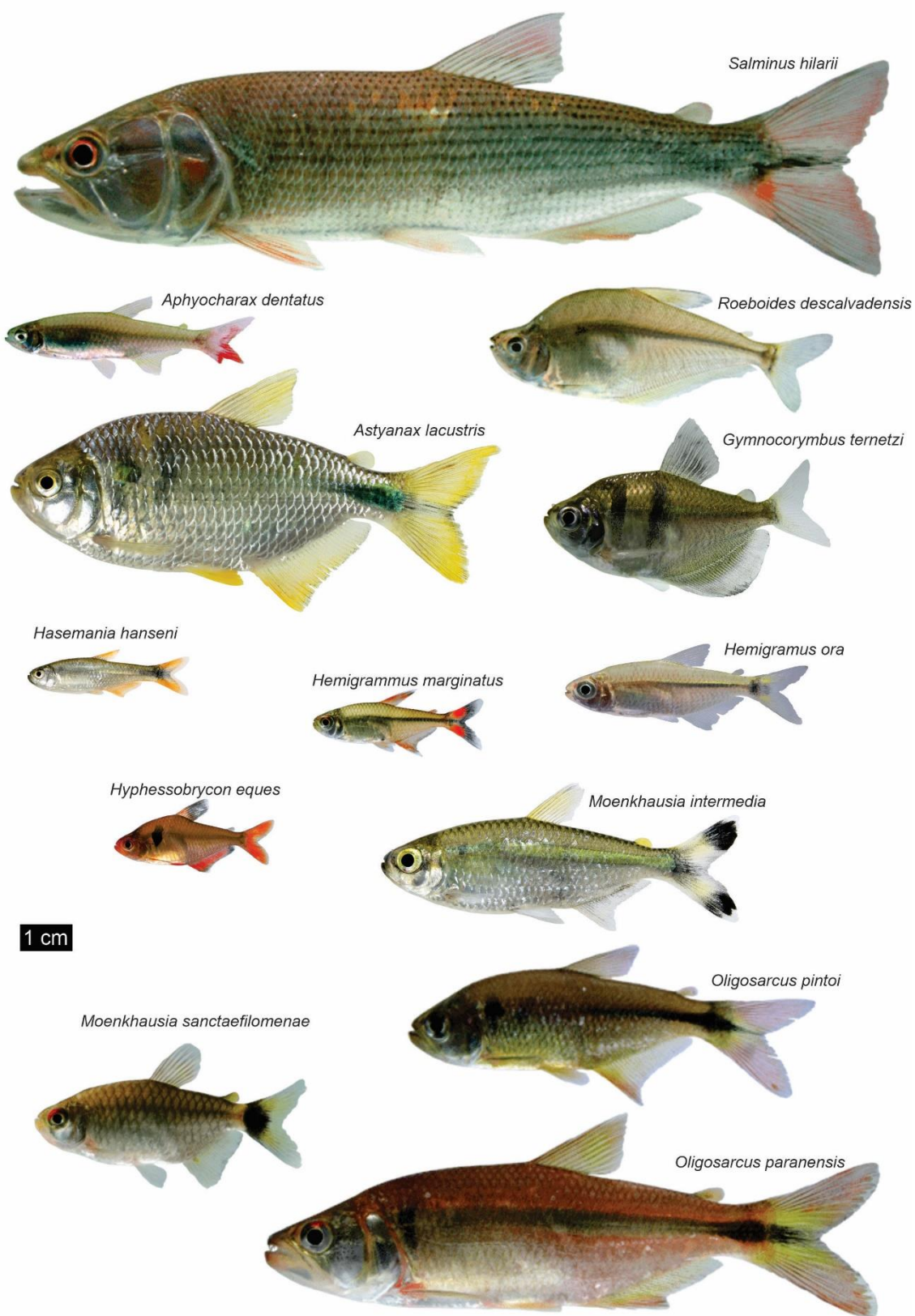
APÊNDICE B. Autovalores e autovetores resultantes da Análise de Componentes Principais (PCA).

Atributos	Componentes principais (PC's)				
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Autovalores	3,6	2,23	0,92	0,73	0,297
% Variação	45,0	27,8	11,5	9,2	3,7
% Variação acumulada	45,0	72,9	84,4	93,6	97,3
Autovetores					
IIF	-0,156	-0,322	0,520	-0,762	0,128
% cana	-0,484	0,223	0,023	0,074	-0,006
% floresta	-0,020	-0,572	-0,34	0,136	0,706
% pasto	0,507	-0,001	0,033	-0,111	-0,160
% cana_buffer	-0,478	0,208	0,047	0,059	0,175
% floresta_buffer	-0,120	-0,575	-0,322	-0,028	-0,601
% pasto_buffer	0,491	0,167	0,090	-0,012	0,253
área_bacia_ha	0,012	-0,343	0,706	0,615	-0,065

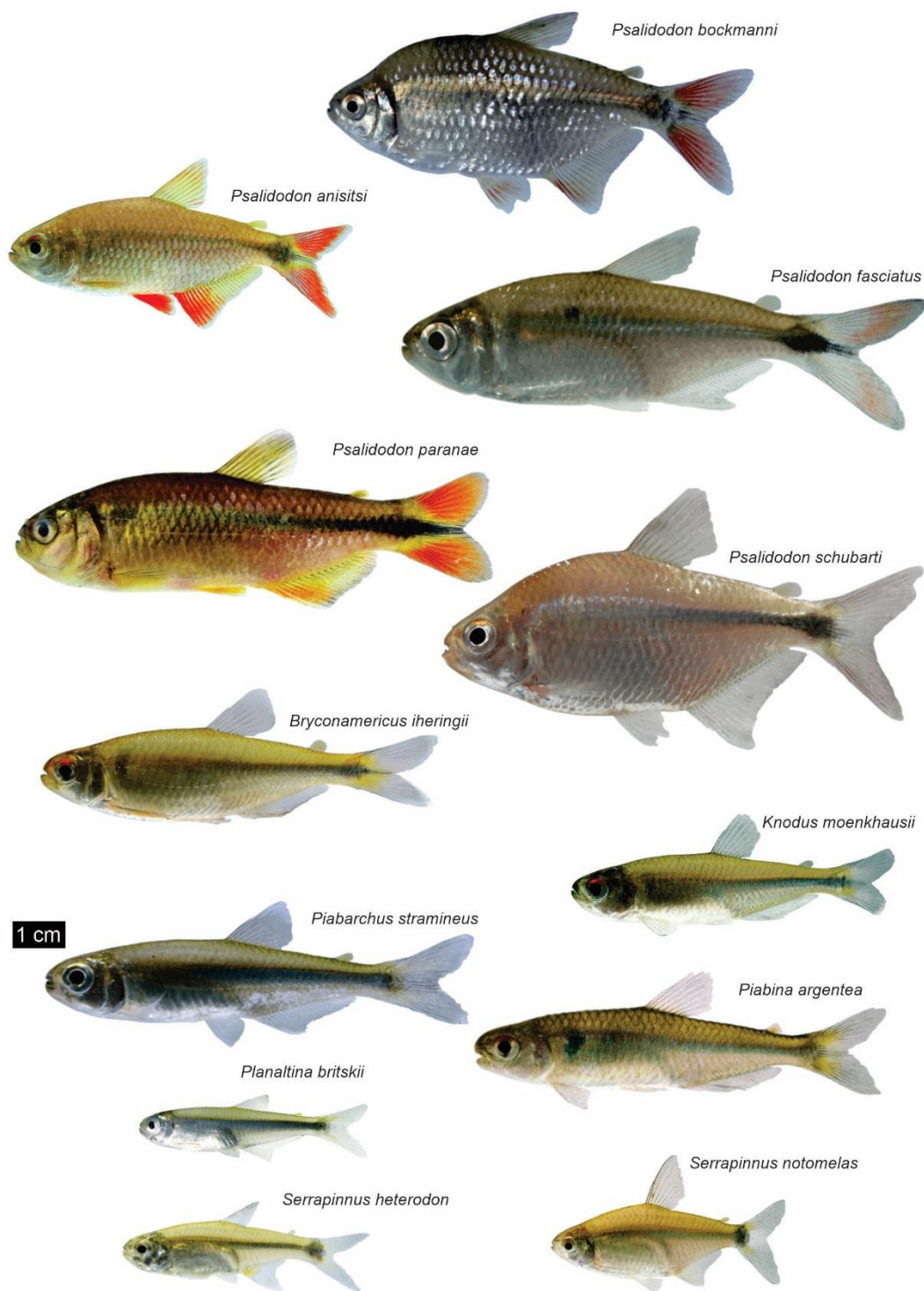
APÊNDICE C. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (famílias Acestrorhynchidae e Anostomidae).



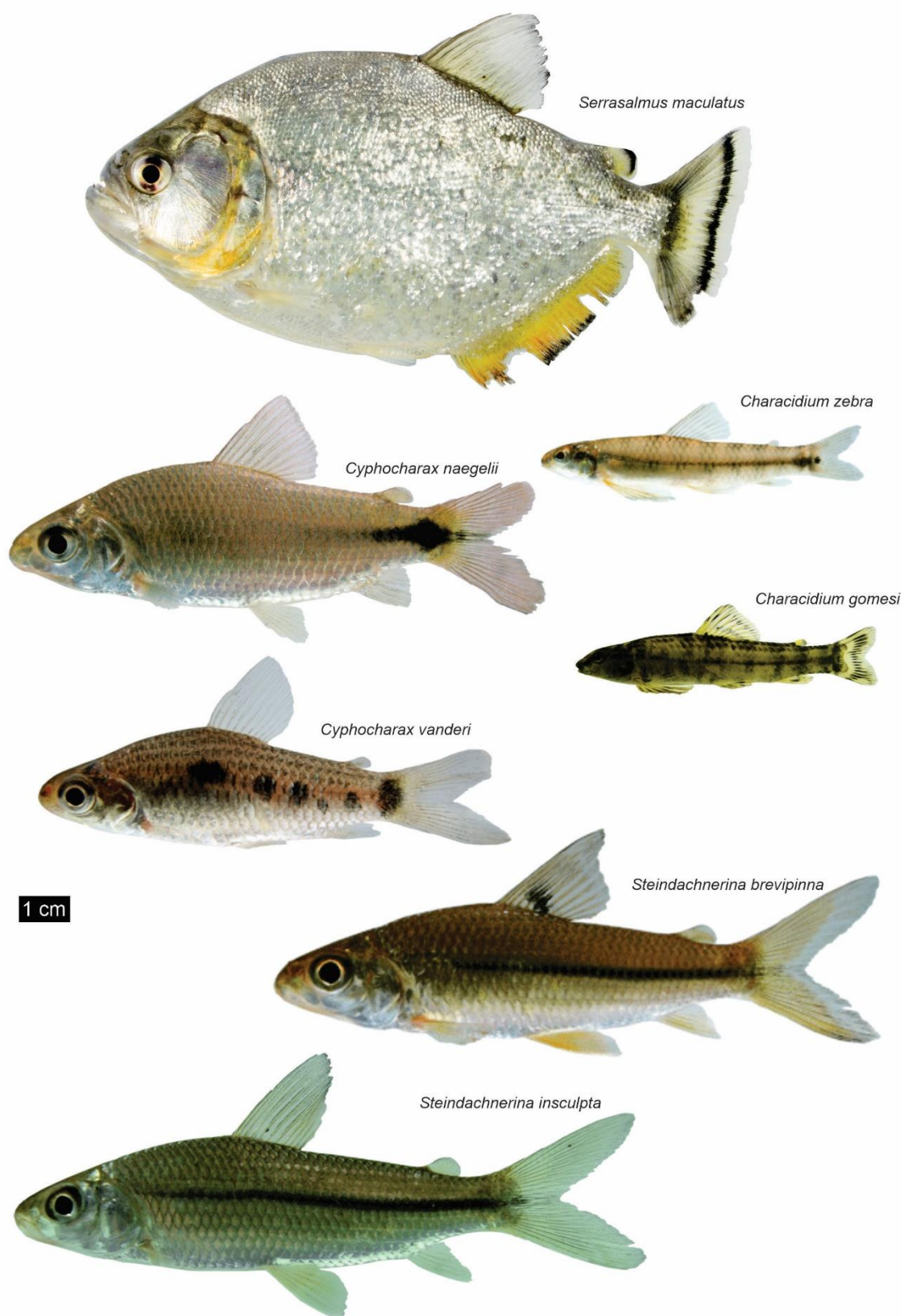
APÊNDICE D. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (famílias Bryconidae e Characidae).



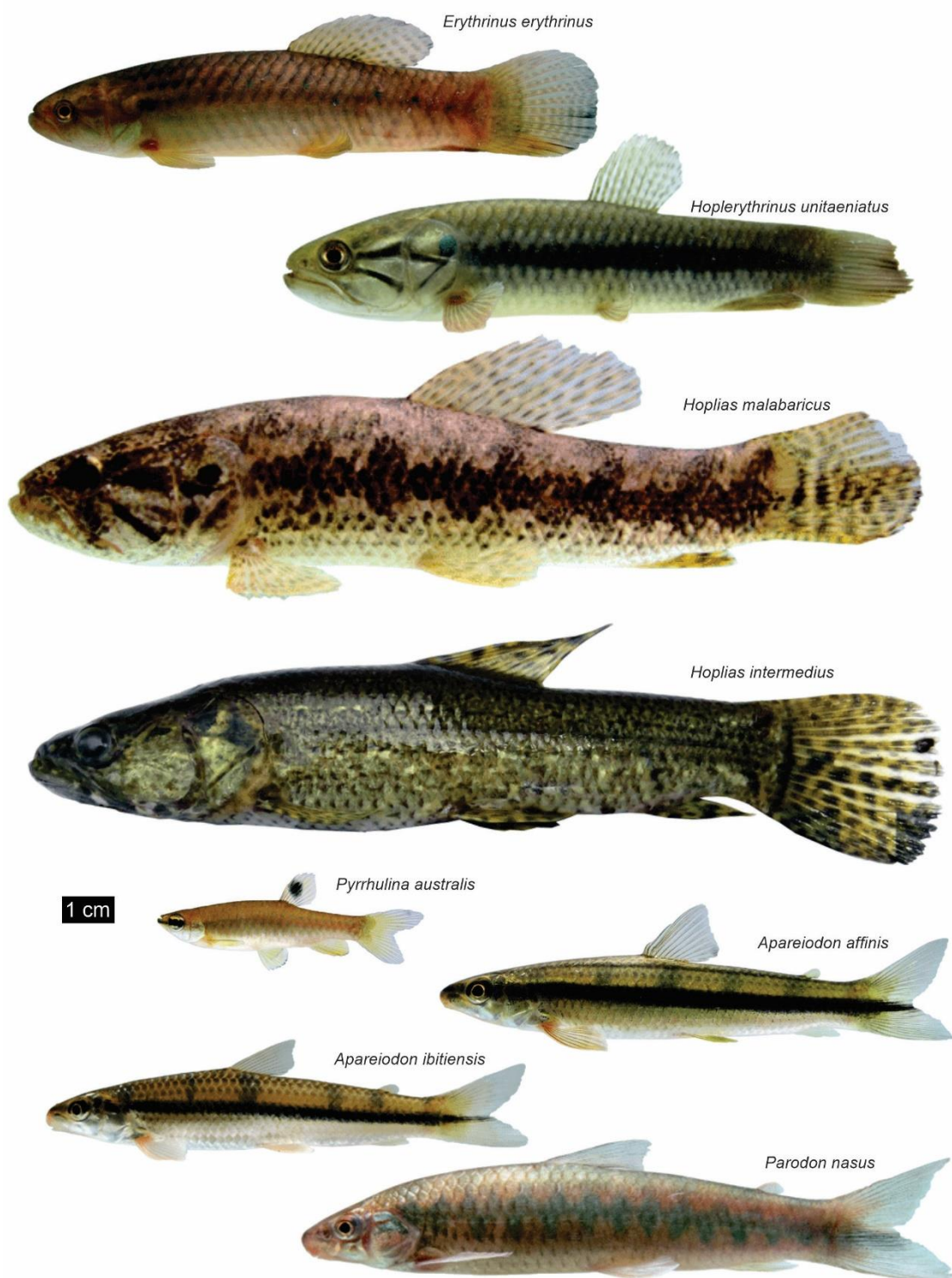
APÊNDICE E. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (família Characidae).



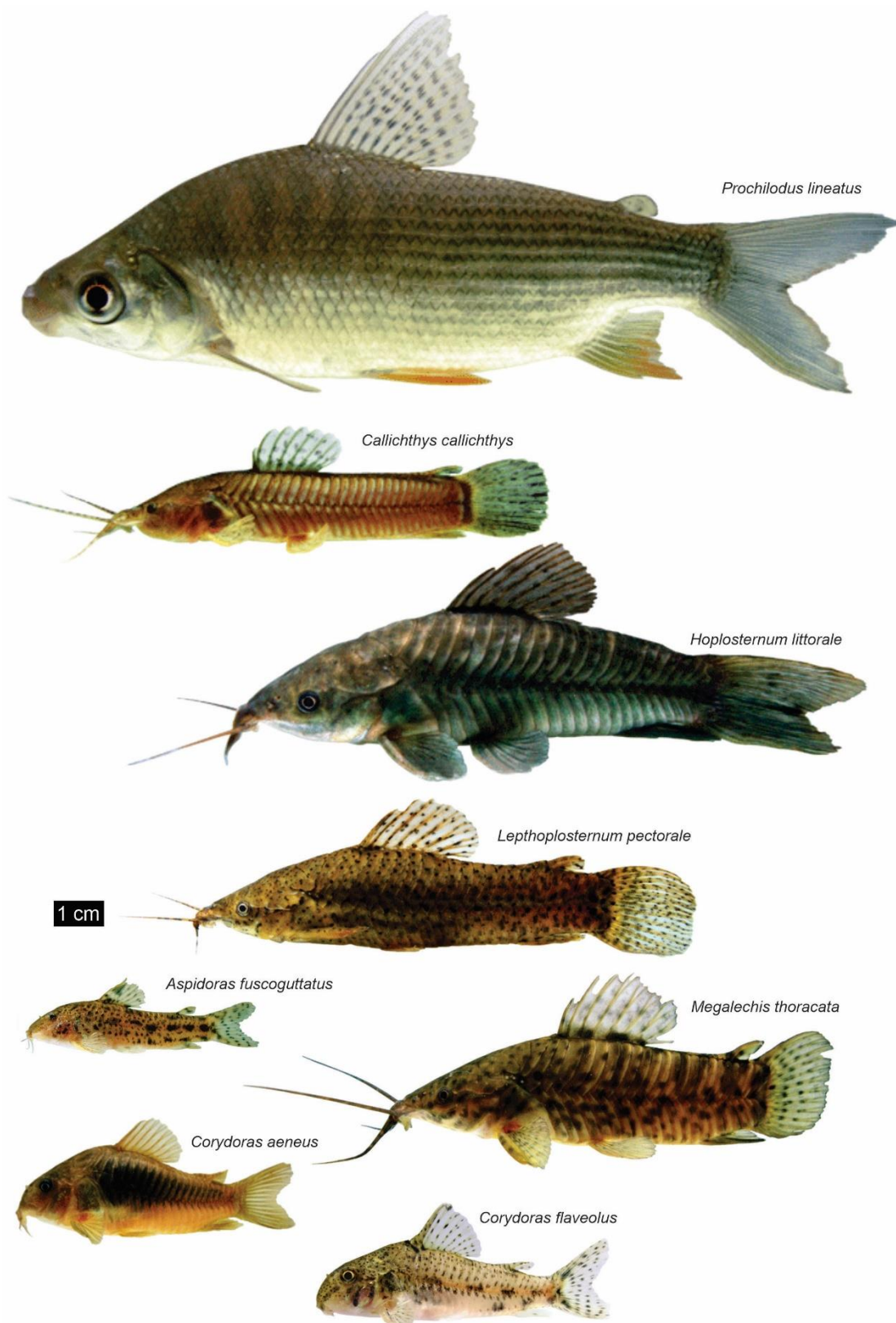
APÊNDICE F. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (famílias Serrasalminidae, Curimatidae e Crenuchidae).



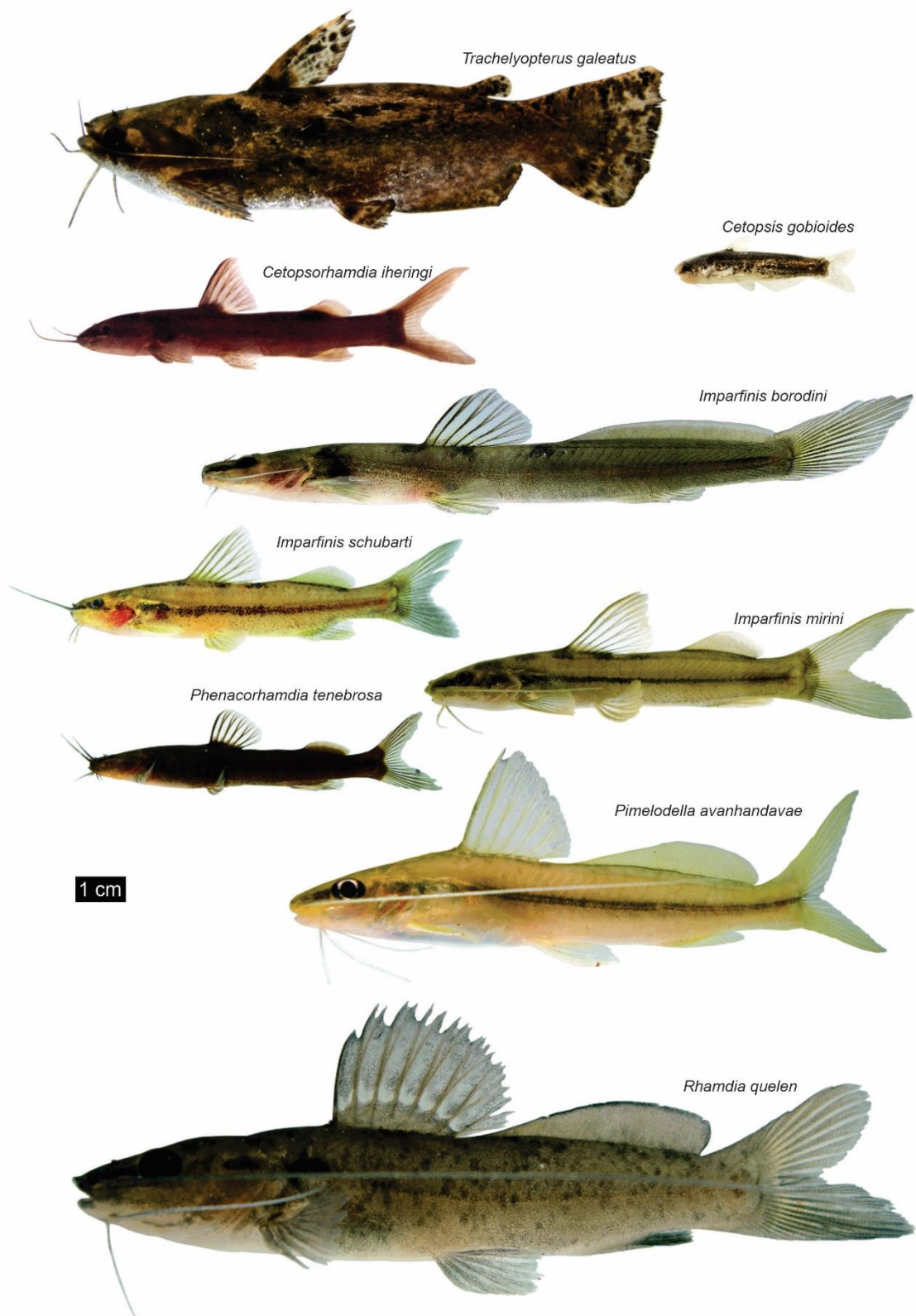
APÊNDICE G. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (famílias Erythrinidae, Lebiasinidae e Parodontidae).



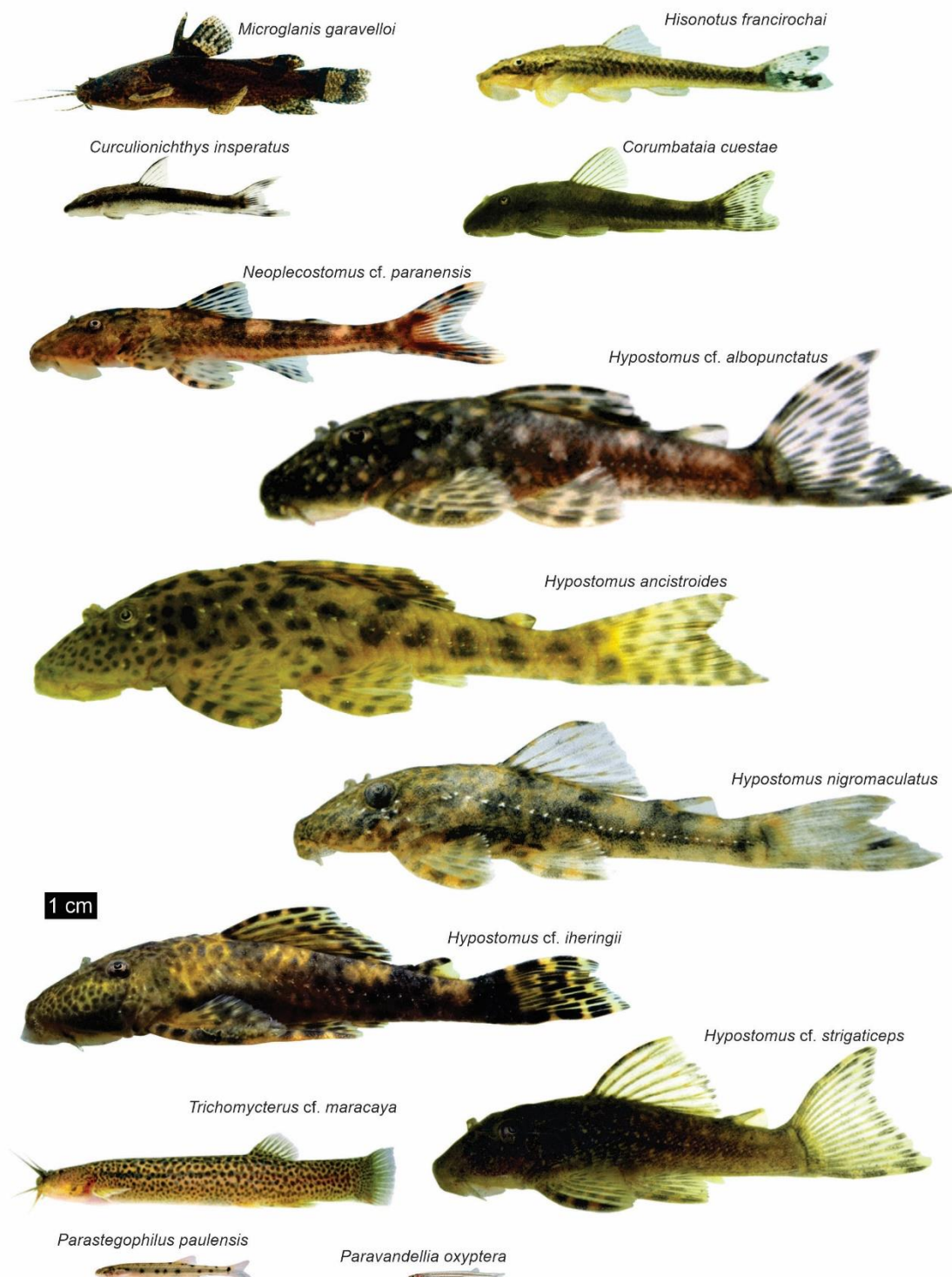
APÊNDICE H. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Odem Characiformes (família Prochilodontidae) e Ordem siluriformes (família Callichthyidae).



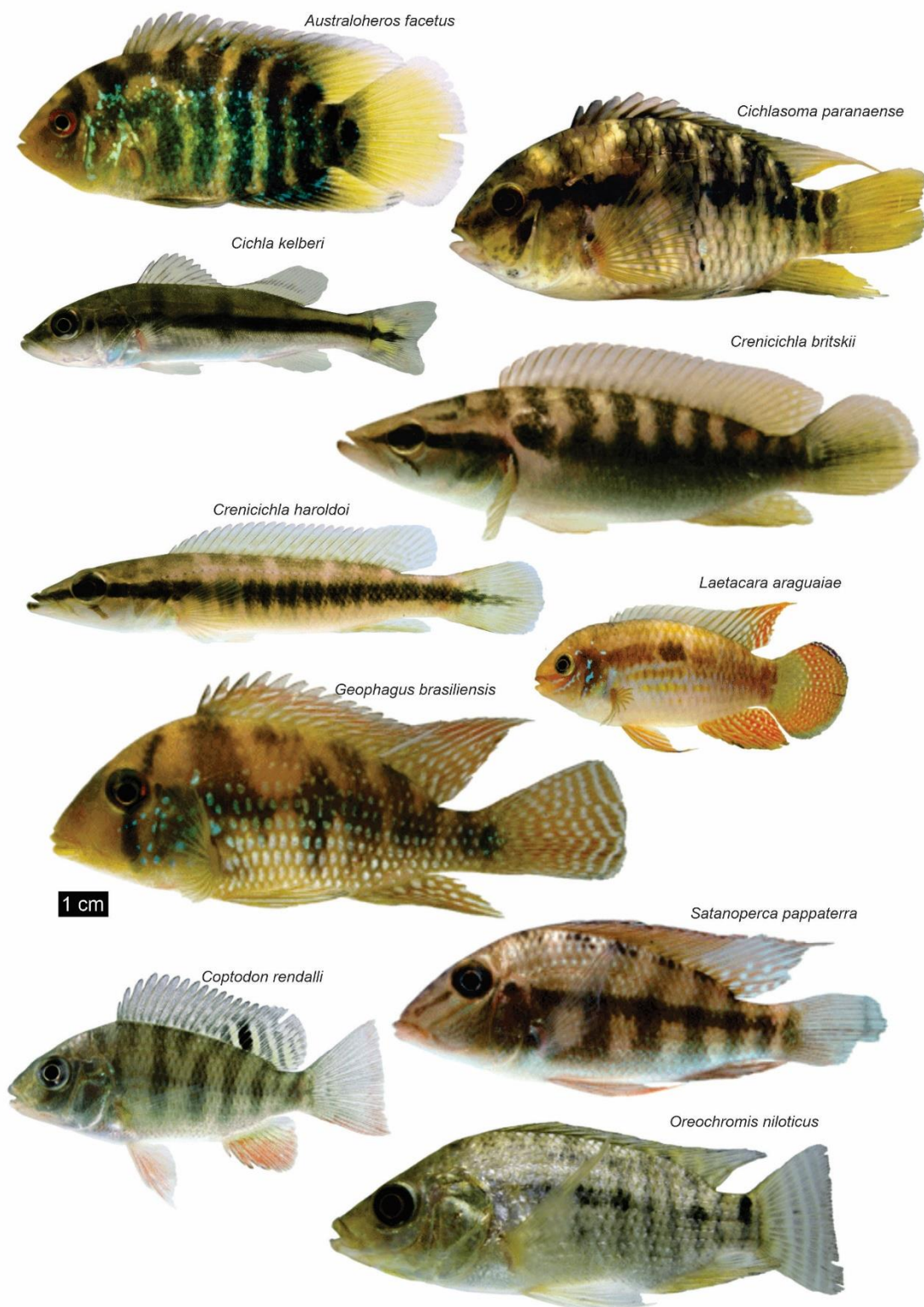
APÊNDICE I. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Ordem Siluriformes (famílias Auchenipteridae, Cetopsidae e Heptapteridae).



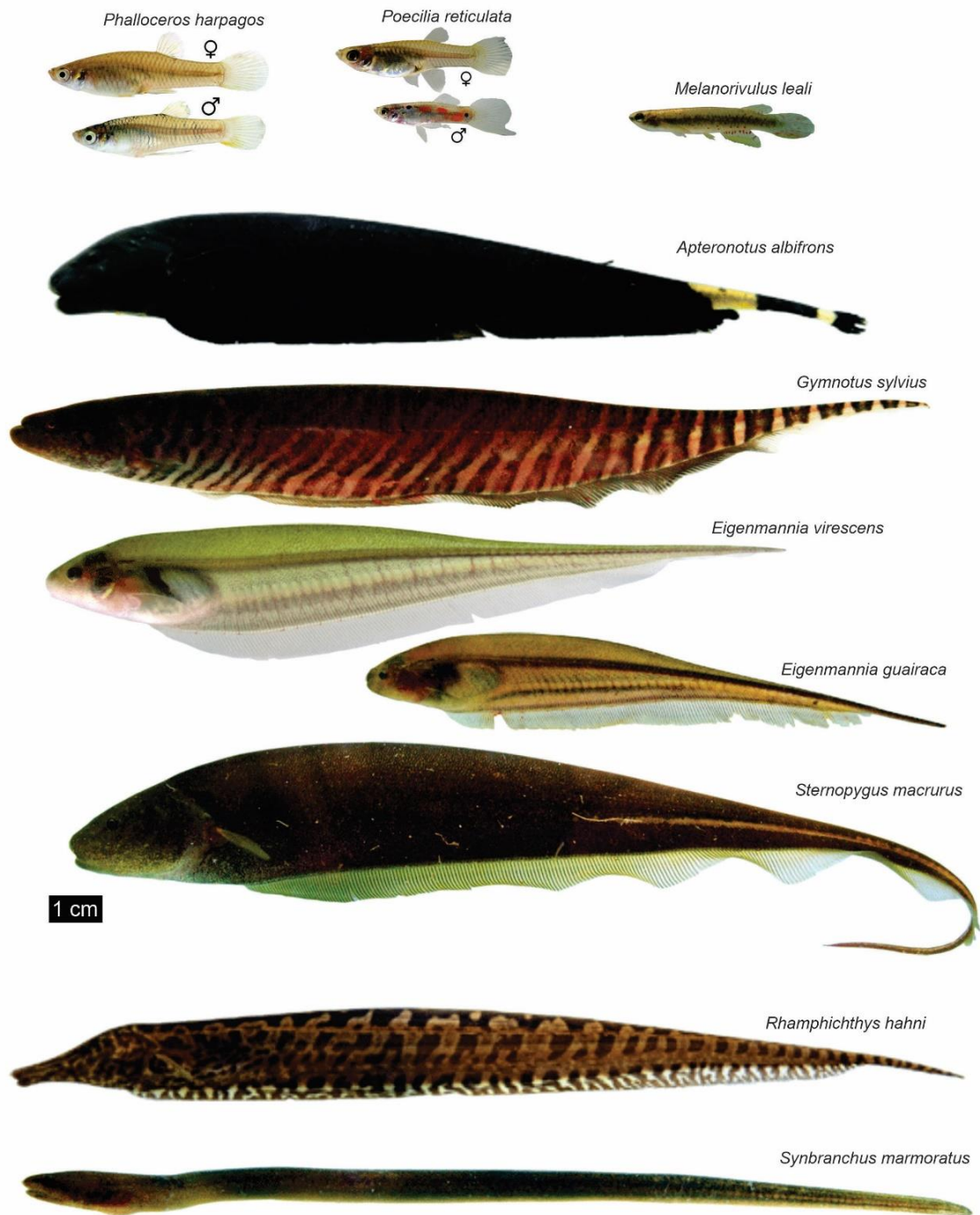
APÊNDICE J. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Ordem Siluriformes (famílias Pseudopimelodidae, Loricariidae e Trichomycteridae).



APÊNDICE K. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Ordem Cichliformes (Família Cichlidae).



APÊNDICE L. Registro fotográfico ilustrativo das espécies capturadas nos riachos associados a cana-de-açúcar no Planalto Ocidental Paulista. Ordens Ciprinyodontiformes (famílias Poeciliidae e Rivulidae), Gymnotiformes (famílias Apterontidae, Gymnotidae e Sternopygidae) e Synbranchiformes (família Synbranchidae).



APÊNDICE M. Valores de R e níveis de significância (p) resultantes da Análise de Similaridade (ANOSIM).

Fatores e comparações par a par	R	p
Bacias de drenagens		
Grande, Tietê	0,109	0,01
Grande, São José dos Dourados	-0,287	99,3
Grande, Aguapeí	-0,056	76,8
Grande, Paranapanema	0,222	0,01
Tietê, São José dos Dourados	0,017	43
Tietê, Aguapeí	0,033	31,7
Tietê, Paranapanema	0,215	0,01
São José dos Dourados, Aguapeí	0,170	12,3
São José dos Dourados, Paranapanema	0,323	2,7
Aguapeí, Paranapanema	0,320	0,03
Hierarquia fluvial		
3ª ordem, 2ª ordem	0,043	1,7
3ª ordem, 1ª ordem	0,366	0,05
3ª ordem, 4ª ordem	-0,071	91,8
2ª ordem, 1ª ordem	0,213	3,8
2ª ordem, 4ª ordem	-0,047	80,8
1ª ordem, 4ª ordem	0,362	0,08
Integridade Física do Hábitat		
Bom, Pobre	0,289	0,01
Bom, Regular	0,031	24,9
Bom, Muito pobre	0,103	7,4
Pobre, Regular	0,103	0,02
Pobre, Muito pobre	-0,107	91,5
Regular, Muito pobre	-0,098	90,2
Estação sazonal		
Seca, chuva	0,011	32,8

APÊNDICE N. Sumário da Análise de Correspondência Canônica relacionando espécies e descritores ambientais dos trechos estudados.

Eixo	CCA 1	CCA 2	CCA 3	CCA 4	CCA 5
Autovalores	0,1496	0,1172	0,0843	0,0644	0,0311
Proporção explicada	0,3350	0,2624	0,1888	0,1442	0,0696
Proporção acumulada	0,3350	0,5978	0,78624	0,9304	1

APÊNDICE O. Sumário da Análise de Correspondência Canônica relacionando espécies e descritores ambientais dos trechos estudados.

Eixo	CCA 1	CCA 2	CCA 3	CCA 4	CCA 5
IIF	-0,788	-0,190	-0,306	-0,415	0,276
% cana	-0,647	0,501	0,093	0,183	-0,536
% floresta	0,052	-0,447	-0,542	-0,492	-0,511
% pasto	0,703	-0,188	0,170	-0,178	0,640
área_bacia	-0,271	-0,781	0,468	-0,224	-0,213

Capítulo 2 - Limiars de resposta para ictiofauna de riachos associados a cana-de-açúcar e implicações para o licenciamento ambiental

Resumo

Os limiares ecológicos representam pontos de transição entre estados alternativos de condições ecológicas, muitas vezes em resposta a pequenas e contínuas mudanças em um ou mais aspectos ambientais que influenciam a ocorrência e distribuição das espécies. Dessa forma, conhecer os limiares ecológicos em gradientes ambientais antropogênicos tem implicações importantes tanto para a teoria ecológica quanto para a implantação de ações conservacionistas. Nesse contexto, o objetivo desse capítulo foi avaliar os limiares ecológicos para as comunidades de peixes de riachos em um gradiente de uso de solo em regiões sobre forte influência agrícola, em especial das usinas de açúcar. Foram amostrados 149 riachos distribuídos pelo Planalto Ocidental Paulista. As informações de paisagem foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas (2010 a 2018). A análise de limiar de táxon indicador (TITAN) foi aplicada para avaliar a resposta das populações e comunidades de peixes ao tipo e intensidade de uso do solo, considerando a porcentagem de vegetação nativa, pastagem e cana-de-açúcar na microbacia e na zona ripária. Os limiares de resposta variaram em magnitude e sinal de acordo com a intensidade e o tipo de uso do solo, indicando que as espécies respondem de maneiras distintas aos diferentes tipos de manejo agrícola. Aproximadamente 35% das espécies apresentaram responsividade aos três tipos de uso do solo com respostas positivas para pastagem e negativas para cana-de-açúcar e cobertura florestal. Em nível de comunidade, os limiares de respostas negativas ou positivas para o percentual de floresta foram $< 30\%$. Para o percentual de pastagem, os limiares negativos foram $< 40\%$ e os positivos $> 45\%$, enquanto para cana-de-açúcar na microbacia e na zona ripária os limiares negativos foram $< 20\%$ e os positivos foram próximo de 80% para microbacia e 15% para zona ripária. Esses resultados indicam que o tipo e a frequência de manejo na área agrícola podem estruturar de maneiras diferentes comunidades similares em áreas degradadas e ressaltam a importância de monitorar as atividades agrícolas para garantir a sustentabilidade ecológica e econômica da indústria açucareira.

Palavras-chave: Peixes. Etanol. Impacto ambiental. Paisagem agrícola.

Abstract

Ecological thresholds represent transition points between alternative states of ecological conditions, often in response to small and continuous changes in one or more environmental aspects that influence the occurrence and distribution of species. Thus, knowing the ecological thresholds in anthropogenic environmental gradients has important implications both for ecological theory and for the implementation of conservationist actions. In this context, the objective of this chapter was to evaluate the ecological thresholds for the fish communities of streams in a gradient of land use in regions under strong agricultural influence, especially in the sugar mills. A total of 149 streams distributed by the Planalto Ocidental Paulista were sampled. Landscape information was obtained from the MapBiomass Project (2010 to 2018). The indicator taxon threshold analysis (TITAN) was applied to evaluate the response of fish populations and communities to the type and intensity of land use, considering the percentage of native vegetation, pasture and sugarcane in the microbasin and in the riparian zone. The thresholds response varied in magnitude and sign according to the intensity and type of land use, indicating that species respond differently to different types of agricultural management. Approximately 35% of the species showed responsiveness to the three types of land use, with positive responses for pasture and negative responses for sugarcane and forest cover. At the community level, the negative or positive response thresholds for the percentage of forest were $< 30\%$. For the percentage of pasture, the negative thresholds were $< 40\%$ and the positive ones $> 45\%$, while for sugarcane in the watershed and riparian zone the negative thresholds were $< 20\%$ and the positive ones were close to 80% for the watershed and 15% for riparian zone. These results indicate that the type and frequency of management in the agricultural area can structure similar communities in degraded areas in different ways and highlight the importance of monitoring agricultural activities to ensure the ecological and economic sustainability of the sugar industry.

Keywords: Fish. Ethanol. Environmental impact. Agricultural landscape.

Introdução

A degradação ambiental e o declínio da diversidade de peixes são processos globais relatados desde a segunda metade do século 20, mas que foram acelerados com a expansão das atividades humanas das últimas cinco décadas (TOUSSAINT *et al.*, 2018; GRILL *et al.*, 2019; DEINET *et al.*, 2020). O Antropoceno multiplicou e potencializou impactos que agora atuam de forma sinérgica (BARLETTA *et al.*, 2010; COSTA & BARLETTA, 2016; REIS *et al.*, 2016; TORREMORELL *et al.*, 2021), influenciando negativamente a diversidade de peixes em vários níveis de organização, desde organismos até comunidades, incluindo mudanças nos padrões de diversidade, demografia, estrutura da comunidade, riqueza e até mesmo extinção de espécies (PELICICE *et al.*, 2017).

Os peixes são organismos-chave dos ecossistemas aquáticos, onde desempenham funções essenciais, incluindo a assimilação e transferência de matéria/energia, controle populacional ou dispersão de propágulos (HOLMLUND & HAMMER, 1999; FLECKER *et al.*, 2010). Algumas dessas funções são vistas como serviços ecossistêmicos de alta relevância para a humanidade (MEA, 2005). Portanto, as perdas de diversidade são motivo de grande preocupação, pois tem efeitos sobre padrões e processos evolutivos, ecológicos, ecossistêmicos e econômicos que operam em distintas escalas espaciais.

A expansão das atividades humanas induziram mudanças na hidrologia, geomorfologia e conectividade fluvial, provocaram perdas significativas de habitats aquáticos e ribeirinhos, alteraram a cobertura e uso do solo e os fluxos de carbono, favoreceram a colonização e estabelecimento de espécies não-nativas, causaram contaminação por poluentes urbanos e agrícolas, a pesca predatória (ARAÚJO *et al.*, 2009; AGOSTINHO *et al.*, 2016; TREGIDGO *et al.*, 2017; BREJÃO *et al.*, 2018; GARCIA *et al.*, 2018; LOURES & POMPEU, 2018; PELICICE *et al.*, 2018; MOI *et al.*, 2021) e traz agora, novos estressores como por exemplo, as mudanças climáticas e

pandemias com efeitos ainda pouco conhecidos. Frente a esse cenário pessimista, alimentado por políticas insustentáveis, crise econômica e social e pressão por desenvolvimento de curto prazo baseado em atividades de alto impacto (DOBROVOLSKI *et al.*, 2018; PELICICE & CASTELLO, 2021), a conservação no Antropoceno enfrenta desafios crescentes.

Acompanhando esse panorama surgem cada vez mais interessados em detectar e quantificar limiares ecológicos (BRENDEN, *et al.*, 2008; ANDERSEN *et al.* 2009; SONDEREGGER *et al.* 2009). Os limiares ecológicos podem ser definidos como pontos de transição ou de mudança rápida entre estados alternativos do ecossistema ou de condições ecológicas, muitas vezes em resposta a pequenas e contínuas mudanças em um ou mais aspectos ambientais (TOMS & LESPERANCE 2003; HUGGETT 2005; GROFFMAN *et al.* 2006) que influenciam a ocorrência e distribuição das espécies (KING & RICHARDSON 2003; SASAKI *et al.* 2008). Dessa forma, conhecer os limiares ecológicos de gradientes ambientais antropogênicos tem implicações importantes tanto para a teoria ecológica quanto para a implantação de ações conservacionistas (TOWNSEND *et al.*, 2008; MARTIN & KIRKMAN 2009), podendo contribuir de forma significativa nos processos de licenciamento e avaliação de impactos ambientais.

A região Neotropical detém a maior biodiversidade de peixes do planeta (TOUSSAINT *et al.*, 2016; VITULE *et al.*, 2017; ALBERT *et al.*, 2020). O Brasil, maior representante da região Neotropical, dispõe de mecanismos legais para orientar a instalação e funcionamento de empreendimentos utilizadores de recursos naturais e/ou potencialmente poluidores (RESOLUÇÃO CONAMA 237/97), sendo submetidos ao licenciamento ambiental em âmbito federal ou estadual, onde ocorre um processo sistemático de estudo e avaliação de impactos ambientais visando evitar ou prevenir a ocorrência de efeitos indesejáveis ao meio ambiente devido à implantação de um projeto.

Nesse contexto, o objetivo desse capítulo é determinar os limiares ecológicos para as comunidades de peixes de riachos em um gradiente de uso de solo em regiões sobre forte influencia agrícola, em especial das usinas de açúcar e álcool, testando a hipótese de que a intensificação do manejo agrícola (maior frequência de manejo do solo e aplicação de corretivos e defensivos agrícolas, por exemplo) corresponde a limiares baixos de respostas ao representar o aumento na frequência e magnitude dos impactos negativos sobre a fauna aquática. Desse modo, seria esperado que as comunidades em riachos de pastagem e canavial apresentassem padrões de resposta semelhantes, diferindo apenas na sua intensidade. Com essa perspectiva, analisamos as atuais exigências dos órgãos licenciadores do estado de São Paulo e apresentamos sugestões a serem incorporadas ao processo de licenciamento ambiental estadual.

Material e métodos

A coleta de dados seguiu conforme apresentado na metodologia geral da tese.

Análise dos dados

A análise de limiar de táxon indicador (TITAN; BAKER & KING, 2010) foi aplicada para avaliar a resposta das populações e comunidades de peixes ao tipo e intensidade de uso do solo, considerando a porcentagem de vegetação nativa, pastagem e cana-de-açúcar na microbacia e na zona ripária.

A TITAN é uma análise não paramétrica de pontos de mudança (limiares) que é combinada com a análise de espécies indicadoras para identificar um ponto de mudança, sua direção (aumento ou diminuição) e a magnitude da resposta (mudança na abundância) para cada espécie ao longo de um gradiente ambiental (BAKER & KING, 2010). Dessa maneira, usamos a abundância das espécies como variável resposta para avaliar o limiar de mudança para o conjunto de dados taxonômicos ao longo de cada gradiente ambiental.

Para atender as premissas da análise, apenas as espécies com abundância superior a cinco indivíduos foram incluídas (BAKER & KING, 2010).

A intensidade das respostas de limiar é padronizada com escores z para facilitar as comparações entre táxons em um conjunto de dados multivariado. Os pontos de mudança em nível da comunidade foram avaliados separadamente para táxons com respostas positivas e negativas como o valor do gradiente com o maior escore z acumulado ($fsoma[z+]$ e $fsoma[z-]$, respectivamente). Os dados de abundância foram padronizados usando o método de padronização Hellinger antes das análises (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001). Os níveis de corte para TITAN foram $\alpha < 0,05$, pureza e confiabilidade $\geq 0,80$. As análises foram realizadas usando o *script* R fornecido em Baker & King (2010). Pureza é a proporção de direções de resposta do ponto de mudança (positivas ou negativas) entre as réplicas geradas pelo bootstrap e que concordam com a resposta observada, enquanto confiabilidade é a proporção de pontos de mudança do bootstrap com pontuações IndVal que consistentemente resultam em valores de p abaixo dos níveis de significância de $\alpha < 0,05$.

Resultados

Os riachos amostrados apresentaram graus variados de integridade física e foram classificados em sua maioria como pobres (48,3%) ou regulares (32,9%). O terceiro grupo em ordem decrescente de representatividade foram aqueles classificados como bons (11,4%) e por fim os classificados como muito pobres (7,4%). Com relação ao padrão estrutural dos trechos amostrados, os principais fatores de degradação física encontrados estão relacionados à presença e integridade da vegetação ciliar, seja pela degradação direta e/ou retirada de espécies nativas, pela introdução de espécies exóticas ou pela presença de animais domésticos (bovinos e equinos, principalmente) pastejando na zona ripária (ver caracterização física no capítulo 1).

Foram coletados 18.893 indivíduos distribuídas em 106 espécies, 26 famílias e seis ordens (Tabela 2 do capítulo 1). Excluindo as espécies com abundância menor que cinco indivíduos, trabalhamos com uma matriz de dados formada por um conjunto de 18.510 indivíduos distribuídos em 63 espécies, 17 famílias e seis ordens (Tabela 3).

Tabela 3. Espécies de peixes incluídas nesse estudo e respectiva abreviação, frequência de ocorrência (F.O), abundância total (AB_{tot}) e abundância máxima em um único ponto (AB_{max}).

Taxon	Abreviação	F.O	AB_{tot}	AB_{max}
CHARACIFORMES				
Anostomidae				
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch 1794)	Lepfrid	10	19	3
<i>Leporinus lacustris</i> Amaral Campos 1945	Leplac	4	4	1
<i>Megaleporinus obtusidens</i> (Valenciennes 1837)	Megalepobt	5	6	2
Characidae				
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	Astlac	110	806	70
<i>Astyanax biotae</i> Castro & Vari 2004	Astbiotae	6	35	13
<i>Psalidodon bockmanni</i> (Vari & Castro 2007)	Psalibock	30	167	36
<i>Psalidodon fasciatus</i> (Cuvier 1819)	Psalifas	89	1115	108
<i>Psalidodon paranae</i> (Eigenmann 1914)	Psalipar	17	304	130
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann 1908)	Piabstr	29	679	129
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis 1911	Hemigmarg	17	84	23
<i>Psalidodon anisitsi</i> (Eigenmann 1907)	Psalianisitsi	18	142	35
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)	Hypeques	15	87	23
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)	Kmoenk	47	2660	290
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner 1907)	Moenksancta	41	142	14
<i>Oligosarcus pintoii</i> Amaral Campos 1945	Oligopint	56	381	65
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt 1867	Piabarg	78	983	69
<i>Planaltina britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns 2003	Planaltbrit	6	36	23
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	Serraphet	31	294	48
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann 1915)	Serrapnot	71	972	204
Crenuchidae				

<i>Characidium gomesi</i> Travassos 1956	Chargom	24	73	17
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann 1909	Charzeb	77	368	39
Curimatidae				
<i>Cyphocharax naegeliai</i> (Steindachner 1881)	Cyphona	12	33	6
<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski 1980)	Cyphovand	14	35	6
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez 1948)	Steindacinsc	22	50	7
Erythrinidae				
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Hopmal	40	67	4
<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Eryteryt	9	22	9
Lebiasinidae				
<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy 1903	Pyraust	15	69	24
Parodontidae				
<i>Apareiodon affinis</i> (Steindachner 1879)	Aparaff	4	6	3
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos 1944	Aparibit	8	11	4
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann 1907)	Aparpir	6	10	3
<i>Parodon nasus</i> Kner 1859	Parnas	7	9	2
SILURIFORMES				
Callichthyidae				
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker 1976	Aspfusco	15	62	19
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill 1858)	Coraen	82	881	62
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	Hopllit	6	11	5
<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger 1895)	Lepthopect	4	6	3
Heptapteridae				
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes 1959	Cetopiher	27	58	8
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart 1964)	Phenacoten	20	33	4
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman 1911	Impmir	24	33	4
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes 1956)	Impschub	58	376	30
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann 1917	Pimeloav	30	287	79
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Rhamquel	69	114	4
Loricariidae				
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering 1928)	Hisonotf	47	960	135
<i>Curculionichthys insperatus</i> (Britski & Garavello 2003)	Curculioinsp	13	209	36
<i>Otothyropsis marapoama</i> Ribeiro, Carvalho & Melo 2005	Ototmar	5	10	4

<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering 1911)	Hypancist	128	906	41
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart 1964)	Hypnigro	27	87	12
Tricomycetidae				
<i>Paravandellia oxyptera</i> Miranda Ribeiro 1912	Paravoxy	5	21	7
CICHLIFORMES				
Cichlidae				
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander 1983	Cichlasopar	36	121	23
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander 1982	Crenibrit	43	154	18
<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski 1974	Creniharol	8	15	6
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Geobra	45	228	32
<i>Laetacara araguaiae</i> Ottoni & Costa 2009	Laetara	9	54	38
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Oreonil	4	64	61
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel 1840)	Satanopap	5	15	7
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897)	Coptrend	8	13	3
CYPRINODONTIFORMES				
Poeciliidae				
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda 2008	Phalloharp	68	2305	436
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	Poeret	50	1406	212
Rivulidae				
<i>Melanorivulus leali</i> Costa 2013	Melanoleali	5	22	9
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	Gymsyl	69	192	21
Sternopygidae				
<i>Eigenmannia guairaca</i> Peixoto, Dutra & Wosiacki 2015	Eigengua	18	82	20
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes 1836)	Eigenvir	14	59	18
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider 1801)	Sternomac	11	28	8
SYNBRANCHIFORMES				
Synbranchidae				
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Synbmar	27	29	2

Do total de espécies utilizado nas análises (n=63), 55 responderam de alguma forma (z- / z+) ao gradiente ambiental de uso do solo e a resposta foi diferente dependendo

do contexto (cana-de-açúcar, pastagem ou vegetação nativa) e da escala avaliada (microbacia ou zona ripária). Desse montante, 22 espécies apresentaram responsividade aos três tipos de uso do solo, enquanto outras responderam apenas a um ou dois dos contextos avaliados (Tabela 4).

A maioria das espécies que responderam negativamente ao aumento do percentual de cobertura florestal nativa e de cana-de-açúcar, tanto em escala de microbacia quanto de zona ripária, apresentaram padrão oposto ao aumento do percentual de pastagem (Tabela 4; Figura 13). *Cetopsorhamdia iheringi*, *Corydoras aeneus*, *Curculionichthys insperatus*, *Cyphocharax vanderi*, *Eigenmannia guairaca*, *Geophagus brasiliensis*, *Gymnotus sylvius*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon eques*, *Hypostomus nigromaculatus*, *Oligosarcus pintoii*, *Phalloceros harpagos*, *Piabarchus stramineus*, *Psalidodon paranae*, *Rhamdia quelen*, *Serrapinnus notomelas* e *Sternopygus macrurus* apresentam respostas negativas (z-) para o aumento percentual de vegetação nativa e cana de açúcar e respostas positivas (z+) para o aumento percentual de pastagem (Tabela 4; Figura 13).

Tabela 4. Limiares de mudança detectados para cada espécie ao longo do gradiente ambiental para a microbacia e a zona ripária considerando a representatividade de cana-de-açúcar, pastagem ou vegetação nativa. Apenas as espécies com pureza e confiabilidade ≥ 0.80 são mostradas. As cores azuis indicam respostas positivas e as cores vermelhas, respostas negativas; A correspondência entre abreviação e os nomes das espécies pode ser vista na Tabela 3.

Taxon	Microbacia						Zona ripária					
	+/-	Veg. Nativa (%)	+/-	Pasto (%)	+/-	Cana (%)	+/-	Veg. Nativa (%)	+/-	Pasto (%)	+/-	Cana (%)
Apaibit	-	-	z+	79.2	-	-	z-	12.8	z+	90.2	z-	13.4
Apapir	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	z-	13.4
Aspfusco	z-	4.7	z+	84.7	-	-	z-	20.7	z+	78.7	-	-
Astbiotae	-	-	z+	96.2	z-	0.5	z-	2.4	z+	91.1	z-	0.0
Astlac	-	-	z+	6.1	z-	73.2	z-	8.1	z+	37.5	z-	60.3
Cetopiher	z+	3.8	z-	18.9	-	-	z+	28.6	z-	35.6	z+	7.6
Chargom	z+	4.7	-	-	z-	0.1	z+	22.1	z-	54.9	-	-
Charzeb	-	-	-	-	z+	82.0	-	-	-	-	-	-
Cichlasopar	z-	2.1	z+	87.6	-	-	z-	1.8	z+	80.6	-	-
Coptrend	z-	7.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coraen	z-	1.9	z+	7.1	z-	2.8	z-	2.3	z+	37.9	z-	7.6
Crenibrit	z-	1.5	z+	42.7	z-	36.6	z-	4.3	z+	66.5	z-	31.7
Creniharol	-	-	z+	-	z-	58.2	-	-	-	-	-	-
Curculioinsp	z-	0.5	z+	46.2	z-	46.9	z-	14.4	z+	72.9	z-	17.5
Cyphovand	z-	6.8	z+	84.7	-	-	z-	0.0	z+	66.5	z-	2.2
Eigengua	z-	1.7	z+	96.2	z-	76.0	z-	10.2	z+	56.3	z-	36.9
Eigenvir	-	-	z+	46.0	-	-	-	-	z+	58.6	-	-
Eryteryt	-	-	-	-	-	-	-	-	z+	37.5	-	-
Geobra	z+	4.0	z-	12.5	z+	59.6	z+	24.3	z-	6.7	z+	17.7
Gymsyl	z-	1.5	z+	6.6	z-	79.9	z-	12.8	z+	34.3	z-	18.4
Hemigmarg	z-	1.3	-	-	-	-	z-	6.0	z+	92.9	-	-
Hisonotf	z+	4.5	-	-	z-	0.0	z+	26.1	-	-	z-	8.6
Hopllit	z-	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hopmal	z-	2.0	z+	87.6	z-	5.5	z-	10.2	z+	65.2	z-	0.0

Hypeques	-	-	z+	83.5	z-	74.1	z-	3.7	z+	68+1	-	-
Hypancist	-	-	z+	51.0	-	-	-	-	z+	62.8	z-	9.1
Hypnigro	-	-	z+	30.7	z-	68.5	z-	6.0	z+	31.3	-	-
Impmir	-	-	-	-	z+	90.7	-	-	-	-	z+	16.8
Impschub	-	-	z+	37.7	-	-	-	-	z+	21.5	z-	9.0
Lepfrid	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	z+	12.7
Kmoenk	z-	5.8	z+	87.6	-	-	z-	8.1	z+	76.3	-	-
Laetara	z-	10.8	z+	83.1	-	-	-	-	z+	90.2	-	-
Moenksancta	z-	1.3	z+	92.6	-	-	z-	3.6	z+	68.1	-	-
Oligopint	z-	1.9	z+	87.6	z-	39.0	z-	5.0	z+	75.6	z-	0.0
Oreonil	-	-	-	-	-	-	z-	3.8	z+	85.2	-	-
Ototmar	-	-	z+	83.9	-	-	-	-	z+	74.2	z-	17.3
Phalloharp	-	-	z+	96.2	z-	0.6	z-	4.3	-	-	z-	0.0
Phenacoten	-	-	z+	44.9	z-	23.6	-	-	z+	35.6	z-	8.2
Piabarg	-	-	z+	23.6	-	-	-	-	z+	26.7	-	-
Paravoxy	z-	34.6	-	-	-	-	z+	30.8	z-	30.3	-	-
Piabstr	z-	23.9	z+	67.5	z-	0.0	-	-	z+	94.6	z-	8.6
Pimeloav	-	-	-	-	z+	82.4	z+	5.4	-	-	-	-
Planaltbrit	-	-	z+	46.5	z-	47.4	-	-	z+	53.1	z-	24.1
Poeret	-	-	-	-	-	-	z+	1.9	-	-	z-	42.7
Psalianisitsi	-	-	z+	15.9	-	-	-	-	-	-	-	-
Psalibock	-	-	z+	72.1	z-	0.1	-	-	-	-	z-	8.2
Psalifasc	-	-	-	-	-	-	z+	8.1	-	-	-	-
Psalipar	-	-	z+	15.3	z+	74.1	z+	45.8	z-	38.3	z+	33.0
Pyraust	z-	2.1	-	-	-	-	z-	0.0	z+	83.0	-	-
Rhamquel	z-	2.1	z+	41.3	z-	89.0	-	-	z+	68.1	z-	60.3
Serraphet	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	z+	18.4
Serrapnot	z-	1.5	z+	26.9	z-	75.1	z-	4.3	z+	37.5	z-	0.0
Steindacinsc	-	-	z+	40.5	-	-	-	-	z+	29.0	-	-
Sternomac	z-	1.9	z+	96.2	z-	0.5	z-	4.3	z+	92.9	z-	12.3
Synbmar	z-	6.5	z+	96.5	-	-	z-	4.3	z+	77.7	-	-

Em nível de comunidade, considerando o percentual de floresta na microbacia e na zona ripária os limiares de resposta negativa (fsumz-) foram < 5% e de resposta positiva (fsumz+) foram < 30% (Tabela 5). Para o percentual de pastagem na microbacia e na zona ripária os limiares negativos (fsumz-) foram < 40% enquanto os positivos

(fsumz+) foram > 45% (Tabela 5). Por fim, para o percentual de cana-de-açúcar na microbacia e na zona ripária os limiares negativos (fsumz-) foram < 20% enquanto o limiar positivo (fsumz+) foi próximo de 80% para microbacia e 15% para zona ripária (Tabela 5).

Tabela 5. Limiares de mudança das comunidades de peixes em relação aos diferentes usos do solo em escala de microbacia e zona ripária.

Uso do solo		Microbacia			Zona ripária		
		Limiar de mudança (%)	5%	95%	Limiar de mudança (%)	5%	95%
<i>Vegetação nativa</i>	fsumz-	1.7	1.4	4.7	4.3	4.0	10.3
	fsumz+	4.2	3.9	34.4	26.1	7.6	46.8
<i>pastagem</i>	fsumz-	17.0	4.3	36.6	38.3	12.7	55.9
	fsumz+	45.6	38.8	97.8	68.1	42.3	92.9
<i>Cana-de-açúcar</i>	fsumz-	0.5	0.4	56.9	18.6	0.0	24.5
	fsumz+	80.4	40.5	83.8	15.9	9.4	41.3

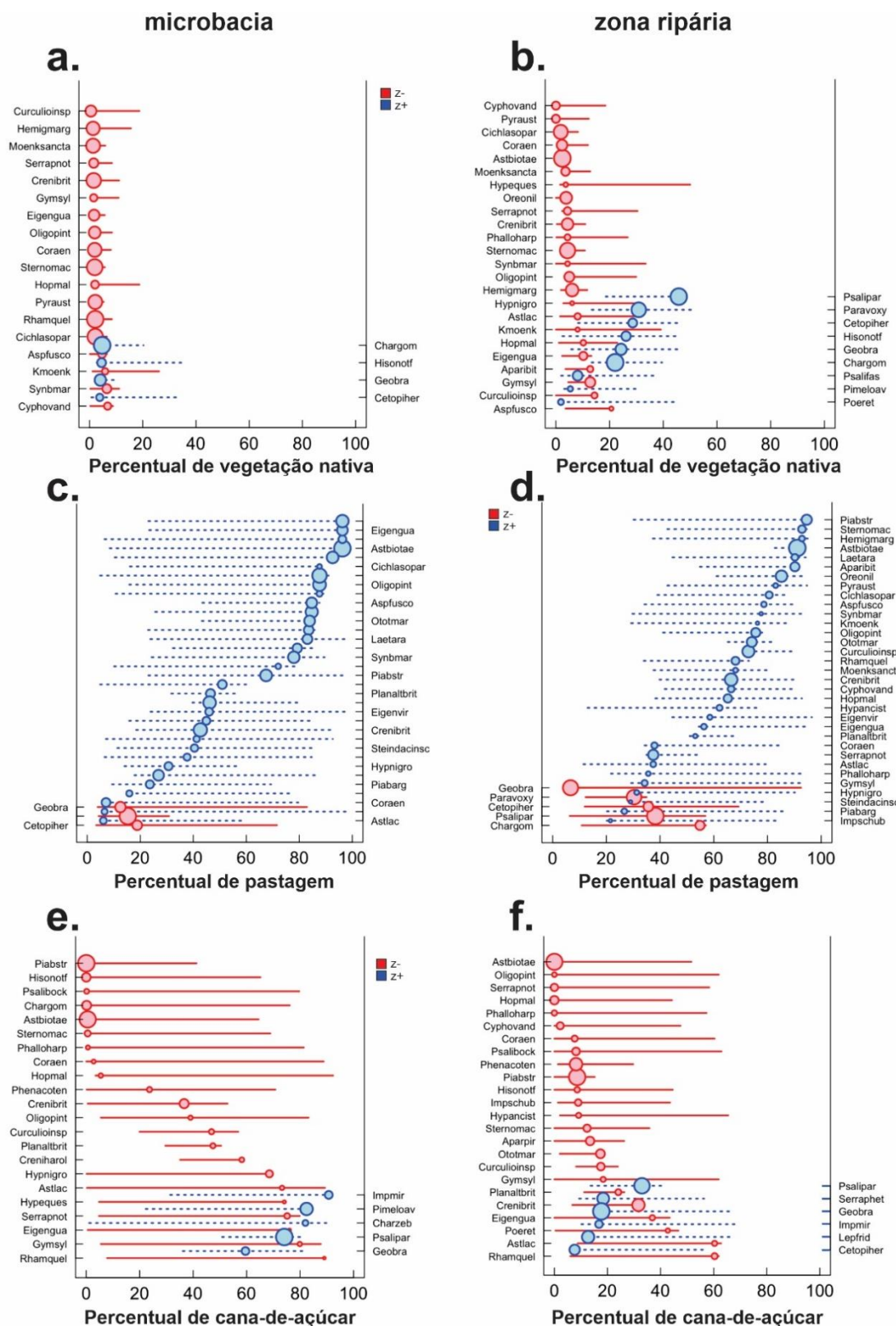


Figura 13. Limiar de resposta das espécies em relação ao uso do solo dentro da microbasia (a, c e d) e da zona ripária (b, d e f); em vermelho, limiar de resposta negativo; em azul, limiar de resposta positivo; os círculos representam o ponto de mudança ao longo do gradiente, enquanto o tamanho do círculo indica a magnitude relativa da resposta escalada pela pontuação Z; as abreviaturas das espécies e os nomes completos são fornecidos na Tabela 3.

Discussão

Nossos resultados indicam que as comunidades de peixes respondem ao gradiente de uso do solo com diferentes sinais de resposta para cobertura florestal, pastagem e cana-de-açúcar. A maioria das espécies com respostas negativas ao aumento do percentual de cobertura vegetal nativa, tanto em escala de microbacia quanto de zona ripária (<5%), são generalistas e tendem a ser dominantes em ambientes antropizados. Nesse caso, o aumento percentual de áreas florestadas contribui para o aumento da complexidade de habitat, reduzindo a oferta de habitats ótimos para essas espécies, impactando diretamente seus tamanhos populacionais e contribuindo para estruturação de comunidades mais equitativas.

As respostas de limiar positivo foram bastante comuns e ocorreram em níveis distintos para o gradiente de pastagem. Espécies que exibiram as maiores respostas de limiar positivo são comumente associadas a macrófitas emergentes ou macrófitas terrestres que avançam sobre a água, enquanto os limiares negativos foram observados para espécies com características ecológicas associadas a recursos estruturais (raízes, troncos e folhas, por exemplo) ou alimentares (insetos terrestres, por exemplo) de origem alóctone. Por apresentarem características estruturais semelhantes aos riachos de pastagem (ver capítulo 1), era esperado encontrar limiares de respostas similares para as comunidades ao longo do gradiente de cana-de-açúcar; entretanto, o sinal de resposta da maioria das espécies foi inverso ao encontrado para pastagem, com um limiar de resposta negativo em percentuais de cana-de-açúcar menores que 20%, independente da escala (microbacia ou zona ripária).

Sob uma perspectiva temporal, temos uma ordem cronológica extensa de alteração de uso do solo na paisagem (ver introdução da tese) onde a cobertura florestal foi substituída por pastagem (iniciando entre 1880 e 1930), que depois deu lugar a cana-de-

açúcar (início por volta 1970; ver Figura 14). A substituição da cobertura florestal por pastagem (Figura 14a-b) desencadeia uma série de alterações físico-químicas no corpo hídrico além de interromper processos ecológicos entre o ambiente aquático e o terrestre (BARRELLA *et al.*, 2000; PUSEY & ARTHINGTON, 2003). Essas modificações levam a simplificação de hábitat e homogeneização da fauna (FIORIO *et al.*, 2000; MARTINELLI & FILOSO, 2008), favorecendo a ocorrência de espécies de hábitos generalistas em detrimento daquelas com hábitos mais especializados (CASATTI *et al.*, 2009; CASATTI *et al.*, 2012; PIMN *et al.*, 2014).

Nesse conjunto de espécies generalistas temos, por exemplo, *Phalloceros harpagos*, *Aspidoras fuscoguttatus*, *Cichlasoma paranaense*, *Laetacara araguaiae*, *Cyphocharax vanderi*, *Hoplias malabaricus*, *Astyanax biotae*, *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Hyphessobrycon eques* e *Oligosarcus pinto* que respondem positivamente ao aumento da representatividade da pastagem com limiares acima de 80%. Trata-se de um grupo de espécies com alta plasticidade alimentar capaz de explorar com eficiência uma gama variada de recursos abundantes nesses ambientes e que vão desde detritos (*P. harpagos*; *C. vanderi*) até peixes e invertebrados (*H. malabaricus*) (GRAÇA & PAVANELLI, 2007).

Em um segundo momento, a conversão de áreas de pastagem para canaviais, apesar de não trazer grandes alterações estruturais quando comparada à conversão floresta ➔ pasto (Figura 14b-c), traz fontes cíclicas de perturbações associadas ao manejo da área agrícola que pode explicar a mudança de sinal no limiar de resposta das espécies. Em outras palavras, as comunidades saem de um estado estável em matriz de pastagem antiga, com pouco ou nenhum manejo, para um cenário instável na matriz canavieira, onde a frequência de perturbações (manejo do solo e aplicações de corretivos e defensivos

agrícolas) pode estar constantemente alterando as relações entre as espécies e influenciando a estruturação das comunidades.

O manejo do solo entre os períodos de plantio e colheita (a cada 12 ou 18 meses) e de reforma completa do canavial (a cada 5 ou 6 anos) favorece a ocorrência de processos erosivos que potencializam assoreamento do leito dos riachos e intensificam a homogeneização estrutural e biológica (FIORIO *et al.*, 2000; MARTINELLI & FILOSO, 2008), enquanto que o uso de defensivos, como pesticidas e herbicidas, corretivos e fertilizantes alteram as características físicas e químicas do solo e podem provocar alterações nas características físicas e químicas da água como pH, condutividade, temperatura e concentração de nutrientes (INGHAM, 1975; SOUTHWICK *et al.*, 1995; OMETO *et al.*, 2000; CORBI *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2007a; MARINHO *et al.*, 2014; SCHIESARI & CORRÊA, 2016; FUES *et al.*, 2017) ou mesmo atuar de forma direta com efeitos tóxicos sobre os organismos aquáticos (*e.g.*, ISLAM *et al.*, 2018). De fato, alguns dos herbicidas mais comuns aplicados em canaviais no Brasil, mesmo quando manipulados nas doses recomendadas pelo fabricante e, apesar de autorizados pela agência sanitária (ANVISA, 2021), causaram malformações (HEREK *et al.*, 2020), alteraram parâmetros metabólicos (FREITAS *et al.*, 2019) e apresentam efeitos letais e/ou sub-letais para anfíbios (MOUTINHO *et al.* 2020). De forma similar, o acúmulo ou hiperconcentração de compostos nitrogenados derivados dos processos de fertilização em lavouras, demonstraram efeitos hepatotóxicos em peixes (MARINHO *et al.*, 2014) e foram letais para anfíbios, especialmente em estágios iniciais de desenvolvimento da fase larval (ILHA & SCHIESARI, 2014). No conjunto, esses impactos reduzem a disponibilidade de habitat e podem desencadear alterações fisiológicas e comportamentais, que levam a redução de populações ou até mesmo a extinção local de espécies, em especial aquelas mais sensíveis às variações ambientais (PIMM *et al.*, 2014).

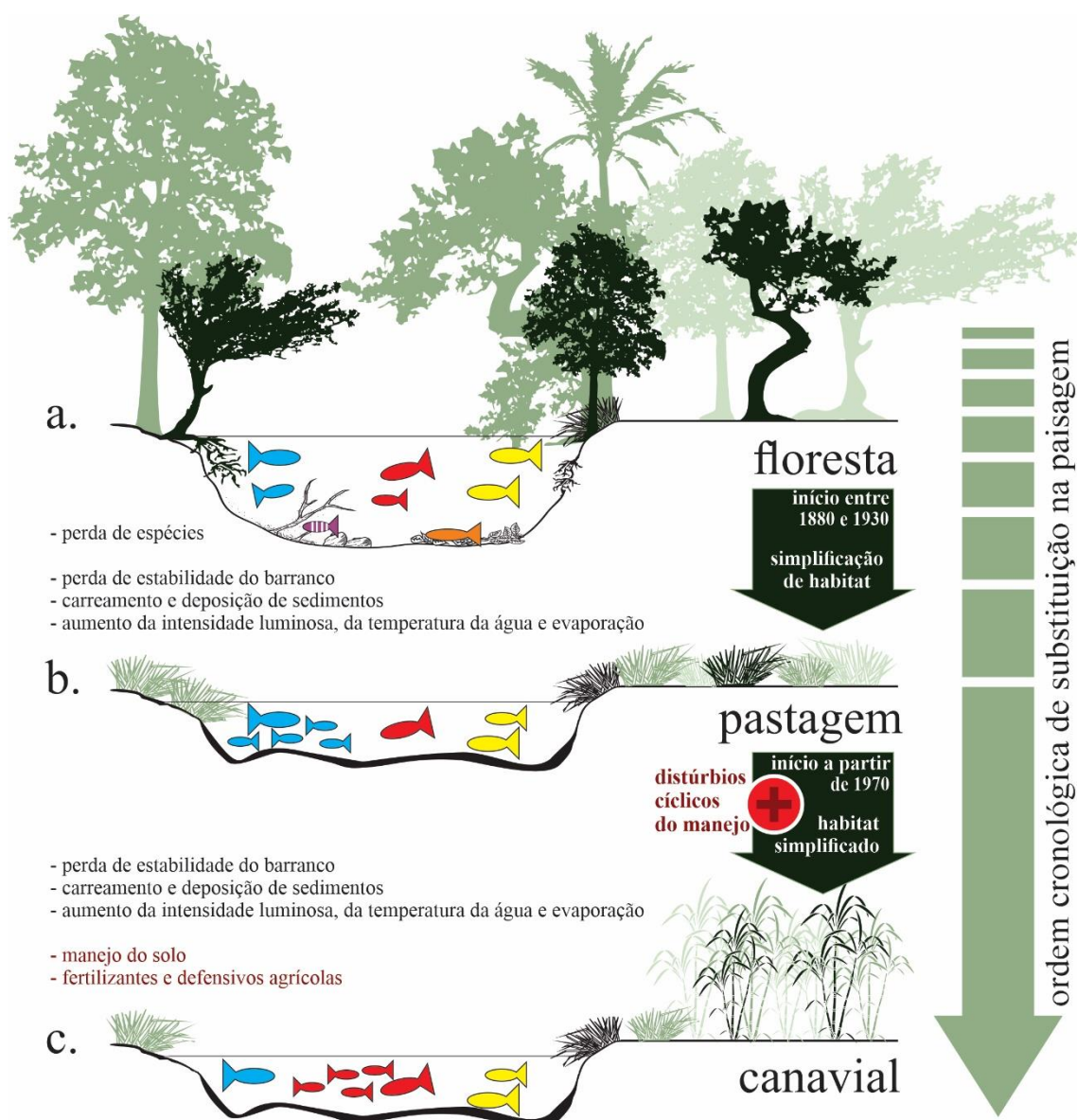


Figura 14. Fluxograma ilustrando a ordem cronológica de alteração de uso do solo na paisagem, as alterações de habitat e as respostas das comunidades de peixes. (a) riacho em matriz de floresta com riacho heterogêneo e comunidade equilibrada; (b) riacho em matriz de pasto com habitat simplificado e comunidade elevada dominância; (c) riacho em matriz de canavial com habitat simplificado como em áreas de pastagem, mas o manejo agrícola impõe novos filtros que modificam a estrutura da comunidade, alterando as relações de dominância.

Com esse ciclo de perturbações oriundos do manejo agrícola, para a cana-de-açúcar temos um conjunto de espécies que apresentaram respostas opostas àqueles das pastagens e com limiares de respostas negativas abaixo de 10%, como por exemplo, *Phalloceros*

harpagos, *Hoplias malabaricus*, *Astyanax biotae*, *Corydoras aeneus* e *Sternopygus macrurus*. Essas são espécies generalistas na ocupação de habitat com grande plasticidade alimentar, algumas com adaptações fisiológicas para tolerar condições de hipóxia (WINEMILLER, 1989; RANTIN *et al.*, 1992; OLAYA-NIETO, 2009; ROCHA *et al.*, 2009; CASATTI *et al.*, 2012) e que mesmo assim respondem negativamente ao percentual de cana-de-açúcar na bacia e na zona ripária, sugerindo que os impactos oriundos do manejo agrícola atingem os corpos d'água e impactam as comunidades, mesmo que em pequena escala.

Apesar das comunidades em pastagens e canaviais não diferirem quanto à composição geral (capítulo 1), aqui é possível observar que os limiares de resposta das espécies são diferentes e respondem, aumentando ou diminuindo em abundância, em sentidos opostos. Estas diferenças na magnitude e sentido de resposta são importantes pois sinalizam que um mesmo conjunto de espécies pode responder às mudanças ambientais de maneiras diferentes. Comunidades em áreas florestadas ou de pastagem que antes respondiam a ação de eventos estocásticos, como secas, incêndios e inundações (TURNER *et al.*, 2001; RADFORD & BENNETT, 2004), agora precisam enfrentar fontes antrópicas de perturbações recorrentes que alteram, periodicamente, a qualidade do habitat e a oferta de recursos.

O conhecimento dos limites ecológicos pode ajudar a definir a sensibilidade das espécies a processos ameaçadores como a perda, simplificação e fragmentação de habitat e/ou perda de diversidade e homogeneização biótica pela ação de substâncias tóxicas (pesticidas, herbicidas e fertilizantes). Se os limites de sensibilidade são conhecidos para as espécies é possível identificar as mudanças nos tamanhos das populações e implementar estratégias de conservação antes que o ponto de mudança seja transposto e impactos irreversíveis sejam estabelecidos (BAYLISS & CHOQUENOT, 1998;

CHOQUENOT & PARKES, 2001). Essas ações podem guiar metas para o alcance da excelência em gestão sustentável da paisagem baseada em ações preventivas com estabelecimento de limites para cada tipo de uso e ocupação do solo dentro da microbacia. Com esse ordenamento, variáveis ambientais relacionadas a perda e fragmentação de habitat, erosão do solo, poluição e eutrofização de riachos, por exemplo, podem ser mantidas em níveis seguros ou de baixo impacto sobre as comunidades aquáticas (ROE & VAN EETEN, 2001).

No Brasil, o Zoneamento Agroecológico da Cana – ZAEcana (BRASIL, 2009) fornece subsídios técnicos para formulação de políticas públicas visando à expansão e produção sustentável de cana-de-açúcar em território nacional. Esse zoneamento é resultado de um trabalho que avaliou o potencial das terras para a produção da cultura da cana-de-açúcar com base nas características físicas, químicas e mineralógicas dos solos, risco climático (precipitação, temperatura, ocorrência de geadas e veranicos), potencial de produção agrícola sustentável e a legislação ambiental vigente. Desse modo, a incorporação dos limiares ecológicos, numa perspectiva similar a realizada no presente estudo, poderá reduzir os riscos ambientais e os impactos negativos do cultivo sobre a biodiversidade ao limitar a intensidade do manejo agrícola na paisagem.

Em território paulista, somado ao ZAEcana, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) é responsável pelo processo de avaliação de impactos e licenciamento ambiental e disponibiliza o “*Manual para Elaboração de Estudos para o Licenciamento Ambiental com Avaliação de Impacto Ambiental*” (CETESB, 2014). Neste manual constam as diretrizes e critérios básicos para a elaboração dos estudos de avaliação de impacto ambiental de acordo com o tipo e o porte do empreendimento.

No referido manual, a solicitação de estudos de impacto ambiental envolvendo a fauna aquática são obrigatórios apenas em casos onde haja a interferência direta em cursos

d'água ou reservatórios (CETESB, 2014). Com isso, os processos ocorridos em escala de paisagem, onde os corpos d'água concentram impactos diversos oriundos das práticas de uso do solo de toda bacia de drenagem à montante, não são avaliados. A conectividade imposta pelo fluxo unidirecional e o arranjo espacial das redes fluviais influenciam sobremaneira a dinâmica ecológica dos ambientes aquáticos, uma vez que os subsídios de energia, nutrientes e materiais orgânicos são transportados por trechos interconectados de riachos no sentido montante-jusante (GOMI *et al.*, 2002; CAMPBELL GRANT *et al.*, 2007; BROWN *et al.*, 2011). Dessa forma, sugerimos que as orientações do manual incluam as amostragens de fauna aquática em todos os tipos de licenciamento.

Outro aspecto importante diz respeito a periodicidade das amostragens dentro do desenho amostral dos estudos de licenciamento. Atualmente, as exigências para realização das atividades de levantamento e monitoramento ambiental levam em consideração apenas a sazonalidade das estações climáticas (que nem sempre influenciam de forma significativa as comunidades – ver capítulo 1), exigindo, de forma generalizada, a realização de campanhas de amostragem durante a estação seca e chuvosa (CETESB, 2014). Entretanto, os resultados apresentados aqui indicam a necessidade de refinar as exigências de acordo com o tipo de empreendimento e que, no caso das usinas de açúcar e álcool, deve-se levar em consideração as etapas cíclicas do manejo das áreas agrícolas (plantio, colheita, aplicação de defensivos, corretivos e fertilizantes), com amostragens contemplando as diferentes etapas do manejo para construção de um banco de dados robusto que possibilite identificar as principais alterações e influências de cada componente dentro do ciclo produtivo.

Nesse sentido, a incorporação das respostas de limiares ecológicos da fauna aquática no acabamento legal do licenciamento poderá contribuir com a melhoria dos processos de licenciamento ambiental e ampliar o poder preditivo das avaliações de

impacto. Destaca-se ainda a necessidade de monitoramento das atividades agrícolas e realização de pesquisas ecológicas de longa duração com periodicidade compatível com as diferentes etapas do ciclo produtivo para avaliar a influência do manejo sobre a estabilidade temporal das comunidades para melhorar a gestão ambiental e garantir a sustentabilidade ecológica e econômica da indústria açucareira.

Síntese

Entender como a conversão e ampliação de áreas agrícolas influenciam a distribuição das espécies e os padrões de diversidade é fundamental para desenvolver estratégias de manejo e conservação de forma a garantir os processos e serviços ecossistêmicos.

Com a crescente demanda por biocombustíveis e fontes de energias renováveis, a expansão da área plantada com cana-de-açúcar acontece sob a bandeira de energia limpa e sustentável. Entretanto, a produção de cana-de-açúcar tem um potencial significativo de contaminação ambiental pelo intenso manejo agrícola com consumo moderadamente alto de fertilizantes inorgânicos e orgânicos e o consumo moderado de uma ampla gama de agrotóxicos.

A caracterização estrutural dos riachos tem fatores relacionados a ausência ou baixa qualidade da vegetação ripária como principais fatores de degradação o que revela o legado histórico de ocupação do interior paulista e evidencia o desrespeito as leis que protegem as zonas ripárias. A simplificação de habitat pode ser tão intensa a ponto de diminuir a influência da hierarquia fluvial, bacia de drenagem, sazonalidade e cobertura do solo, tornando as métricas tradicionais (aquelas baseadas em riqueza e diversidade) nos estudos ecológicos incapazes de distinguir as comunidades ao longo de um gradiente ambiental.

Para a composição das comunidades, nenhuma característica diferenciou as comunidades em relação ao uso do solo, indicando que toda área de estudo apresenta um conjunto regional de espécies que resistiram ao filtro ambiental de conversão de cobertura e uso do solo entre floresta-pastagem-cana. Apesar disso, os limiares de resposta das comunidades variaram em intensidade e sinal de acordo com a intensidade e o tipo de uso do solo, indicando que as espécies respondem de maneiras distintas aos diferentes tipos de manejo agrícola, sugerindo que a intensidade do manejo em áreas de canaviais pode gerar uma fonte de perturbação cíclica que desestabilizam as comunidades aquáticas.

Dessa forma, este estudo amplia o conhecimento acerca da estruturação e resposta das comunidades em áreas agrícolas e pode colaborar com a compreensão da direção, magnitude e balanço entre os impactos ambientais e a expansão da cana-de-açúcar, bem como, contribuir para o desenvolvimento e melhoria de políticas sólidas de planejamento do uso da terra para a expansão sustentável da cana-de-açúcar no futuro.

Referências

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., SANTOS, N. C. L., ORTEGA, J. C. G. & PELICICE, F. M. 2016. Fish assemblages in Neotropical reservoirs: Colonization patterns, impacts and management. **Fish. Res.**, 173: 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.006>
- ALBERT, J. S., TAGLIACOLLO, V. A. & DAGOSTA, F. 2020. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 51(1): 27–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-011620-031032>
- ANDERSON, E. P., JENKINS, C. N., HEILPERN, S., MALDONADO-OCAMPO, J. A., CARVAJAL- VALLEJOS, F. M., ENCALADA, A. C., RIVADENEIRA, J. F., HIDALGO, M., CAÑAS, C. M., ORTEGA, H., SALCEDO, N., MALDONADO, M. & TEDESCO, P. A. 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. **Sci. Adv.**, 4(1): e1642. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aao1642>
- ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2021. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/> (Acessado em 30 Jan 2021).
- ARAÚJO, F. G., PINTO, B. C. T. & TEIXEIRA, T. P. 2009. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: Evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. **Hydrobiol.**, 618(1): 89–107. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9551-5>
- BAKER, M. & KING, R. 2010. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods Ecol. Evol.**, 1: 25–37. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00007.x>
- BARRELLA, W., PETRERE-JR, M., SMITH, W. S. & MONTAG, L. F. A. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. F. (eds.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 2ª ed. São Paulo, SP: EDUSP, 320p.
- BAYLISS, P. & CHOQUENOT, D. 1998. Contribution of modelling to definition and implementation of management goals for overabundant marsupials. In: Cowan, P.E. (Ed.), *Managing Marsupial Abundance for Conservation Benefits*, Proceedings of a symposium held at the 1998 Society for Conservation Biology Annual meeting (**Occasional Papers of the Marsupial CRC No. 1**), Macquarie University, Sydney, Australia, pp. 69–75.
- BRASIL. 2009. Decreto nº6.961, de 17 de setembro de 2009. Aprova o zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar e determina ao Conselho Monetário Nacional o estabelecimento de normas para as operações de financiamento ao setor sucroalcooleiro, nos termos do zoneamento. Diário Oficial da União - Seção 1, Brasília, DF, p.1–18 set 2009, Página 1.
- BREJÃO, G. L., HOEINGHAUS, D. J., PÉREZ- MAYORGA, M. A., FERRAZ, S. F. B. & CASATTI, L. 2018. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. **Conserv. Biol.**, 32(4): 860–71. <https://doi.org/10.1111/cobi.13061>

BRENDEN, T. O., WANG, L. & SU, Z. 2008. Quantitative identification of disturbance thresholds in support of aquatic-resource management. **Environ. Manage.**, 42: 821–832. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9150-2>

BRITSKI, H. A., SILIMON, K. Z. S. & LOPES, B. S. 2007. **Peixes do Pantanal. Manual de identificação**. 2 ed. Brasília: Embrapa – SPI; Corumbá: Embrapa – CPAP, p. 45-57.

BROWN, B. L., SWAN, C. M., AUERBACH, D. A., CAMPBELL GRANT, E. H., HITT, N. P., MALONEY, K. O. & PATRICK, C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 30: 310–327. <https://doi.org/10.1899/10-129.1>

BUCKUP, P. A., MENEZES, N. A. & GHAZZI, M. S. (Eds.). 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil: Museu Nacional (Série Livros 23)**, Rio de Janeiro. 195p.

CAMPBELL GRANT, E. H., LOWE, W. H. & FAGAN, W. F. 2007. Living in the branches: Population dynamics and ecological processes in dendritic networks. **Ecol. Lett.**, 10: 165–175. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01007.x>

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. **Braz. J. Biol.**, 66(2B): 681–696. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000400012>

CASATTI, L., ROMERO, R. M., TERESA, F. B., SABINO, J. & LANGEANI, F. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, 22(1): 50–59. <https://doi.org/10.4322/actalb.02201007>

CETESB – Companhia ambiental do estado de são Paulo. 2014. Decisão da diretoria nº 217/2014/I. **Diário Oficial Estado de São Paulo - Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I)**, 124(147): 38.

CHOQUENOT, D. & PARKES, J. 2001. Setting thresholds for pest control: how does pest density affect resource viability? **Biol. Conserv.**, 99: 29–46. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00186-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00186-5)

CORBI, J. J., TRIVINHO-STRIXINO, S., SANTOS, A. & DEL GRANDE, M. 2006. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Quim. Nova**, 29: 61–65. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000100013>

COSTA, M. F. & BARLETTA, M. 2016. Special challenges in the conservation of fishes and aquatic environments of South America. **J. Fish Biol.**, 89(1): 4–11. <https://doi.org/10.1111/jfb.12970>

DEINET, S., SCOTT-GATTY, K., ROTTON, H., TWARDK, W. M., MARCONI, V., MCRAE, L., BAUMGARTNER, L. J., BRINK, K., CLAUSSEN, J. E., COOKE, S. J., DARWALL, W., ERIKSSON, B. K., GARCIA DE LEANIZ, C., HOGAN, Z., ROYTE, J., SILVA, L. G. M., THIEME, M. L., TICKNER, D., WALDMAN, J., WANNINGEN, H., WEYL, O. L. F. & BERKHUYSEN, A. 2020. **The Living Planet Index (LPI) for**

migratory freshwater fish - Technical Report. World Fish Migration Foundation, The Netherlands.

DOBROVOLSKI, R., LOYOLA, R., RATTIS, L., GOUVEIA, S. F., CARDOSO, D., SANTOS-SILVA, R., GONÇALVES-SOUZA, D., BINI, L. M. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2018. Science and democracy must orientate Brazil's path to sustainability. **Perspect Ecol. Conserv.**, 16(3): 121–24. [https:// doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.005](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.005)

FIORIO, P. R., DEMATTÊ, J. A. M. & SPAROVEK, G. 2000. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP. **Pesqui. Agropecu. Bras.**, 35: 671–679.

FLECKER, A. S., MCINTYRE, P. B., MOORE, J. W., ANDERSON, J. T., TAYLOR, B. W. & HALL JR., R. O. 2010. Migratory fishes as material and process subsidies in riverine ecosystems. **Am. Fish Soc. Symp.**, 73(2):559–92. Available from: http://www.sfu.ca/biology/faculty/jwmoore/publications/Flecker_et_al_2010_AFSS_migrator-fishes.pdf

FREITAS, J. S., GIROTTO, L., GOULART, B. V., ALHO, L. O. G., GEBARA, R. C., MONTAGNER, C. C., SCHIESARI, L. & ESPÍNDOLA, E. L. G. E. 2019. Effects of 2,4-D-based herbicide (DMA® 806) on sensitivity, respiration rates, energy reserves and behavior of tadpoles. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, 182: 109446. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109446>

FRICKE, R., ESCHMEYER, W. N. & VAN DER LAAN, R. (eds). 2021. **Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references.** Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Acesso em: 23 feb. 2022.

FROESE, R. & PAULY, D. (eds). 2021. **FishBase. World Wide Web electronic publication. version (07/2021).** Disponível em: www.fishbase.org. Acesso em: 08 jul. 2021.

FUESS, L. T., RODRIGUES, I. J. & GARCIA, M. L. 2017. Fertirrigation with sugarcane vinasse: Foreseeing potential impacts on soil and water resources through vinasse characterization, **J. Environ. Sci. Health - Toxic/Hazard:** <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1338892>

GARCIA, D. A. Z., BRITTON, J. R., VIDOTTO- MAGNONI, A. P. & ORSI, M. L. 2018. Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). **Biol. Invasions**, 20(5): 1229–41. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1623-x>

GOMI, T., SIDLE, R. C. & RICHARDSON, J. S. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. **BioScience**, 52: 905–915. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0905:UPADLO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0905:UPADLO]2.0.CO;2)

GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2007. **Peixes da planície de inundação do Alto rio Paraná e áreas adjacentes.** EDEM, Maringá, PR, 241 p.

GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M., GEENEN, B., TICKNER, D., ANTONELLI, F., BABU, S., BORRELLI, P., CHENG, L., CROCHETIERE, H., MACEDO, H. E.,

FILGUEIRAS, R., GOICHOT, M., HIGGINS, J., HOGAN, Z., LIP, B., MCCLAIN, M. E., MENG, J., MULLIGAN, M., NILSSON, C., OLDEN, J. D., OPPERMAN, J. J., PETRY, P., LIERMANN, C. R., SÁENZ, L., SALINAS-RODRÍGUEZ, S., SCHELLE, P., SCHMITT, R. J. P., SNIDER, J., TAN, F., TOCKNER, K., VALDUJO, P. H., VAN SOESBERGEN, A. & ZARFL, C. 2019. Mapping the world's free-flowing rivers. **Nature**, 569(7755): 215–21. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

GROFFMAN, P. M., BARON, J. S. & BLETT, T. 2006. Ecological thresholds: The key to successful environmental management or an important concept with no practical application? **Ecosystems**, 9: 1–13. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0142-z>

HEREK, J. S., VARGAS, L., TRINDADE, S. A. R., RUTKOSKI, C. F., MACAGNAN, N., HARTMANN, P. A. & HARTMANN, M. T. Can environmental concentrations of glyphosate affect survival and cause malformation in amphibians? Effects from a glyphosate-based herbicide on *Physalaemus cuvieri* and *P. gracilis* (Anura: Leptodactylidae). **Environ. Sci. Pollut. Res.**, 27: 22619–22630. DOI: 10.1007/s11356-020-08869-z

HOLMLUND, C. M. & HAMMER, M. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecol. Econ.**, 29(2): 253–68. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00015-4)

HUGGETT, A. J. 2005. The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. **Biol. Conserv.**, 124: 301–310. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.037>

INGHAM, B. & GALLO, M. A. 1975. Effect of asulam in wildlife species acute toxicity to birds and fish. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, 13(2): 194–199. <https://doi.org/10.1007/bf01721737>

IPT – Instituto de Pesquisas tecnológicas do estado de São Paulo. 2000. **Diagnóstico da situação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Turvo-Grande – UGRHI-15**. São Paulo.

ISLAM, F., WANG, J., FAROOQ, M. A., KHAN, M. S. S., XU, L., ZHU, J., ZHAO, M., MUÑOS, S., LI, Q. X. & ZHOU, W. 2018. Potential impact of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on human and ecosystems. **Environ. Int.**, 111: 332–351. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.020>

KAZYAK, P. F. 2001. **Maryland biological stream survey: sampling manual**. Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis.

KING, R. S. & RICHARDSON, C. J. 2003. Integrating bioassessment and ecological risk assessment: an approach to developing numerical water-quality criteria. **Environ. Manage.**, 31: 795–809. <https://doi.org/10.1007/s00267-002-0036-4>

LEGENDRE, P. & GALLAGHER, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, 129: 271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

LOURES, R. C. & POMPEU, P. S. 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. **Mar. Freshw. Res.**, 69(12): 1983-94. <https://doi.org/10.1071/MF18109>

MARINHO, J. F. U., CORREIA, J. E., MARCATO, A. C., PEDRO-ESCHER, J. & FONTANETTI, C. S. 2014. Sugar cane vinasse in water bodies: Impact assessed by liver histopathology in tilapia. **Ecotoxicol Environ Saf.**, 110(2014): 239–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.010>

MARTIN, K. L. & KIRKMAN, L. K. 2009. Management of ecological thresholds to re-establish disturbance-maintained herbaceous wetlands of the south-eastern USA. **J. Appl. Ecol.**, 46: 906–914. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01659.x>

MARTINELLI, L. A. & FILOSO, S. 2007. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, 445(7126): 364. <https://doi.org/10.1038/445364c>

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis**. World Resources Institute, Washington, DC.

MOI, D. A., ALVES, D. C., FIGUEIREDO, B. R. S., ANTIQUEIRA, P. A. P., TEIXEIRA DE MELLO, F., JEPPESEN, E., ROMERO, G. Q., MORMUL, R. P. & BONECKER, C. C. 2021. Non-native fishes homogenize native fish communities and reduce ecosystem multifunctionality in tropical lakes over 16 years. **Sci. Total Environ.**, 769: 144524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144524>

MOUTINHO, M. F., ALMEIDA, E. A., ESPÍNDOLA, E. L. G., DAAM, M. A. & SCHIESARI, L. 2020. Herbicides employed in sugarcane plantations have lethal and sublethal effects to larval *Boana pardalis* (Amphibia, Hylidae). **Ecotoxicol.**, 29(7): 1043–1051. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02226-z>

OLAYA-NIETO, M.S.C.C., ACUICULT, P. S. F. & ACUICULT, J. B. C. 2009. Hábitos alimentarios de la Mayupa (*Sternopygus macrurus* Bloch & Schneider, 1801 em el río Sinú, Colombia. **Rev.MVZ Córdoba** 14(3): 1787-1795.

OMETO, J. P. H. B., MARTINELLI, L. A. BALLESTER, M. V. GESSNER, A., KRUSCHE, A. V., VICTORIA, R. L. & WILLIAMS, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. **Freshw. Biol.**, 44: 327–337. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>

OTA, R. R., DEPRÁ, G. C., GRAÇA, W. J. & PAVANELLI, C. S. 2018. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2): e170094. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>

PELICICE, F. M. & CASTELLO, L. 2021. A political tsunami hits Amazon conservation. **Aquat. Conserv., Mar. Freshw. Ecosyst.**, 31(5): 1221–1229. <https://doi.org/10.1002/aqc.3565>

PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., ESGUÍCERO, A. L. H, AGOSTINHO, A. A. & ARCIFA, M. S. 2018. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the

Paranapanema River, southeast Brazil. **Neotrop. Ichthyol.**, 16(2): e170150. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170150>.

PELICICE, F. M., AZEVEDO-SANTOS, V. M., VITULE, J. R. S., ORSI, M. L., LIMA JR., D. P., MAGALHÃES, A. L. B., POMPEU, P. S., PETRERE JR., M., & AGOSTINHO, A. A. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. **Fish. Fish.**, 18(6): 1119–33. <https://doi.org/10.1111/faf.12228>

PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., RAVEN, P. H., ROBERTS, C. M. & SEXTON, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 344(6187): 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

PUSEY, B. J. & ARTHINGTON, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Mar. Freshw. Res.**, 54: 1–16. <https://doi.org/10.1071/MF02041>

RADFORD, J. Q. & BENNETT, A. F. 2004. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. **Biol. Conserv.**, 117: 375–391. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.002>

RANTIN, F. T., KALININ, L., GLASS, M. L. & FERNANDES, M. N. 1992. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). **J. Fish. Biol.**, 41: 805–812. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1992.tb02708.x>

REIS, R. E., ALBERT, J. S., DI DARIO, F., MINCARONE, M. M., PETRY, P. & ROCHA, L. A. 2016. Fish biodiversity and conservation in South America. **J. Fish Biol.**, 89(1): 12–47. <https://doi.org/10.1111/jfb.13016>

REIS, R. E., KULLANDER, S. O. & FERRARIS JR., C. J. (Eds.). 2003. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: Edipucrs, 742 p.

ROA-FUENTES, C. A., HEINO, J., ZENI, J. O., FERRAZ, S., CIANCIARUSO, M. V. & CASATTI, L. 2020. Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. **Hydrobiol.**: <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04396-7>

ROE, E. & VAN EETEN, M. 2001. Threshold-based resource management: a framework for comprehensive ecosystem management. **Environ. Manag.**, 27: 195–214. <http://doi.org/10.1007/s002670010143>

ROTH, N. E., ALLAN, J. D. & ERICKSON, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Land. Ecol.**, 11: 141–156. <https://doi.org/10.1007/BF02447513>

SASAKI, T., OKAYASU, T., JAMSRAN, U. & TAKEUCHI, K. 2008. Threshold changes in vegetation along a grazing gradient in Mongolian rangelands. **J. Ecol.**, 96: 145–154. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01315.x>

SILVA, M. A. S., GRIEBELER, N. P. & BORGES, L. C. 2007a. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Rev. Bras. de Eng. Agrícola e Ambient.**, 11(1): 108–114. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662007000100014>

SONDEREGGER, D. L., WANG, H., CLEMENTS, W. H. & NOON, B. R. 2009. Using SiZer to detect thresholds in ecological data. **Front. Ecol. Environ.**, 7: 190–195. <https://doi.org/10.1890/070179>

SOUTHWICK L. M., WILLIS, G. H., REAGAN, T. E. & RODRIGUEZ, L. M. 1995. Residues in runoff and on leaves of azinphosmethyl and esfenvalerate applied to sugarcane. **Environ. Entomol.**, 24(5): 1013–1017.

SOUZA, C. M., SHIMBO, J. Z., ROSA, M. R., PARENTE, L. L., ALENCAR, A. A., RUDORFF, B. F. T., HASENACK, H., MATSUMOTO, M., FERREIRA, L. G., SOUZA-FILHO, P. W. M., OLIVEIRA, S. W., ROCHA, W. F., FONSECA, A. V., MARQUES, C. B., DINIZ, C. G., COSTA, D., MONTEIRO, D., ROSA, E. R., VE´LEZ-MARTIN, E., WEBER, E. J., LENTI, F. E. B., PATERNOST, F. F., PAREYN, F. G. C., SIQUEIRA, J. V., VIERA, J. L., NETO, L. C. F., SARAIVA, M. M., SALES, M. H., SALGADO, M. P. G., VASCONCELOS, R., GALANO, S., MESQUITA, V. V. & AZEVEDO, T. 2020. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sens. Environ.**, 12(17): 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

TERESA, F. B. & ROMERO, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. **Neotrop. Ichthyol.**, 8(1): 163–17. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252010000100019>

TOMS, J. & LESPERANCE, M. L. 2003. Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. **Ecology**, 84: 2034–2041. <https://doi.org/10.1890/02-0472>

TORREMORELL, A., HEGOBURU, C., BRANDIMARTE, A. L., RODRIGUES, E. H. C., POMPÊO, M., SILVA, S. C., MOSCHINI-CARLOS, V., CAPUTO, L., FIERRO, P., MOJICA, J. I., MATTA, A. L. P., DONATO, J. C., JIMÉNEZ-PARDO, P., MOLINERO, J., RÍOS-TOUMA, B., GOYENOLA, G., IGLESIAS, C., LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A., MEERHOFF, M., PACHECO, J. P., MELLO, F. T., RODRÍGUEZ-OLARTE, D., GÓMEZ, M. B., MONTOYA, J. V., LÓPEZ-DOVAL, J. C. & NAVARRO, E. 2021. Current and future threats for ecological quality management of South American freshwater ecosystems. **Inland Waters**, 11(2): 125–40. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>

TOUSSAINT A., CHARPIN, N., BEAUCHARD, O., GRENOUILLET, G., OBERDORFF, T., TEDESCO, P. A., BROSSE, S. & VILLÉGER, S. 2018. Non-native species led to marked shifts in functional diversity of the world freshwater fish faunas. **Ecol. Lett.**, 21(11): 1649–59. <https://doi.org/10.1111/ele.13141>

TOUSSAINT, A., CHARPIN, N., BROSSE, S. & VILLÉGER, S. 2016. Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. **Sci. Rep.**, 6(1): 1–09. <https://doi.org/10.1038/srep22125>

- TOWNSEND, C. R., UHLMANN, S. S. & MATTHAEI, C. D. 2008. Individual and combined responses of stream ecosystems to multiple stressors. **J. Appl. Ecol.**, 45(6): 1810–1819. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01548.x>
- TREGIDGO, D. J., BARLOW, J., POMPEU, P. S., ROCHA, M. D. A. & PARRY, L. 2017. Rainforest metropolis casts 1,000-km defaunation shadow. **Proc. Natl. Acad. Sci. USA**, 114(32): 8655–59. <https://doi.org/10.1073/pnas.1614499114>
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & ONEILL, R.V. 2001. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. Springer, New York.
- VITULE, J. R. S., AGOSTINHO, A. A, AZEVEDO-SANTOS, V. M., DAGA, V. S., DARWALL, W. R. T., FITZGERALD, D. B., FREHSE, F. A., HOEINGHAUS, D. J., LIMA-JUNIOR, D. P., MAGALHÃES, A. L. B., ORSI, M. L., PADIAL, A. A., PELICICE, F. M., PETRERE JR., M. POMPEU, P. S. & WINEMILLER, K. O. 2017. We need better understanding about functional diversity and vulnerability of tropical freshwater fishes. **Biodivers. Conserv.**, 26(3): 757–62. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1258-8>
- WINEMILLER, K. O. 1989. Development of Dermal Lip Protuberances for Aquatic Surface Respiration in South American Characid Fishes. **Copeia**, 1989(2): 382–390. <https://doi.org/10.2307/1445434>