



Ministério da Educação
**Universidade Tecnológica Federal do
Paraná**
Campus Londrina



UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA

JÉSSICA CAMILLA DA SILVA VIEIRA DE ARAÚJO

**ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES BIOINDICADORES DE RIACHOS
SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO**

LONDRINA
2020

JÉSSICA CAMILLA DA SILVA VIEIRA DE ARAÚJO

**ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES BIOINDICADORES DE RIACHOS
SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Apucarana/Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira.

LONDRINA

2020

TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

A663e Araújo, Jéssica Camila da Silva Vieira de
Ecomorfologia trófica de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização / Jéssica Camila da Silva Vieira de Araújo. – Londrina: [s.n], 2020.
76 f. : il.; 30 cm.

Orientador: Prof.º Dr.º Edson Fontes de Oliveira
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Londrina, 2020.
Bibliografia: f. 62-76

1. Ecologia Aquática. 2. Peixes. 3. Indicadores Biológicos. I. Oliveira, Edson Fontes de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. III. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

CDD: 628



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Câmpus Apucarana e Londrina



TERMO DE APROVAÇÃO

ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES BIOINDICADORES DE RIACHOS SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO

por

JÉSSICA CAMILLA DA SILVA VIEIRA DE ARAÚJO,

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 27 de fevereiro de 2020, como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, *Campus* Apucarana e Londrina, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O(A) mestrando(a) foi arguido(a) pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após avaliação da Dissertação, a Banca Examinadora considerou a Dissertação _____ (Aprovada ou Reprovada). O presente termo assinado ficará depositado na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA.

Prof(a). Dr(a). Edson Fontes de Oliveira - Orientador(a)
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Londrina)

Prof(a). Dr(a). Geuza Cantanhêde da Silva - Membro Titular
(Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Palotina)

Prof(a). Dr(a). Alessandro Francisco Martins - Membro Titular
(Katia Valeria Marques Cardoso Prates)

Prof. Dr. Alesandro Bail

A toda minha família, em especial a minha figura de pai e mãe Raimunda Ramos Ferreira, minhas irmãs (Rosângela e Maria Vitória), e ao meu irmão Rodrigo Brito por todo carinho, amor e apoio em todos os sentidos, que permitiram que esse objetivo fosse atingido e a todas as pessoas que lutam para alcançar seus sonhos.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me proporcionado, o conhecimento por meio de profissionais renomados de diversas áreas do conhecimento, e adquirir com eles uma visão de um mundo que será de grande importância profissional e pessoal;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, pela formação acadêmica;

Ao meu orientador Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira, pela oportunidade concedida para minha formação no Mestrado, pela orientação, pelo incentivo, amizade e por abrir caminhos para o conhecimento não somente na Ecologia, mas também por ter me sensibilizado aos conhecimentos da literatura e mostrar que não há barreiras entre as áreas do conhecimento;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Mestrado;

Aos Laboratórios de Monitoramento Ambiental (LAMA) e Ecologia Teórica e Aplicada (LETA) da UTFPR, por oferecer apoio técnico e os materiais necessários durante a realização deste trabalho;

Às Professoras Dr^a. Kátia Prates e Dr^a. Luciana Maia, participantes da banca de qualificação, pelas correções e sugestões;

A todos os integrantes do LETA, pela gentileza de ceder dados da alimentação e ecomorfologia das espécies já estudadas;

Aos meus amigos ecólogos, Fábio Leandro da Silva (UFSCar), pela confecção do mapa de localização da área de estudo;

Às amizades realizadas dentro e fora da UTFPR, em especial Nathan Caldana, João Munhoz, Célio Estanislau, Carol Wikuats, Lara Silva, Vinicius, Maria Clara Lopes, Gabi Zoli, Arlete Alves e Lorraine Beltrane, todas foram muito importantes e de alguma forma contribuíram para este trabalho;

Aos Técnicos da limpeza, aos Seguranças e ao Técnico de Laboratório Thiago, pela ajuda e paciência durante a realização deste trabalho;

À minha mãe Raimunda Ramos Ferreira, tia Socorro Nascimento, ao tio Marco Antônio Ayres e Dra Rogéria Sousa, a Madrinha Nede, Lucinha e mãe Ana Maria em memória, por terem apoiado, incentivado e encorajado a minha busca pelo conhecimento e todo o caminho que percorri para chegar até aqui. Ao Rodrigo Brito, que me apoiou, incentivou e encorajou a realizar este trabalho e por sempre estar à disposição para ouvir e contribuir. Às minhas irmãs, Rosangela e Vitória, às minhas primas Osmarina e Fabricia Ramos, tios Antônio Paixão e Josefa Ramos, a minha querida Maria Santana e minha afilhada Jéssica, por proporcionarem momentos de descontração durante esses anos.

Muito obrigada a todos vocês!

ARAUJO, Jéssica Camilla da Silva Vieira de. **ECOMORFOLOGIA TRÓFICA DE PEIXES BIOINDICADORES DE RIACHOS SUBMETIDOS A DIFERENTES GRAUS DE ANTROPIZAÇÃO**. 2020. 76 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), Câmpus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2020

RESUMO: Os ecossistemas aquáticos têm sofrido recorrentes impactos ambientais que implicam em significativas alterações na biota, com repercussões para sua conservação. Diante do exposto, o presente trabalho buscou avaliar as variações nas estruturas ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização (urbano: Cambé, periurbano: Cafezal, e rural: Taquara), localizados na bacia do baixo rio Tibagi (Paraná, Brasil). Foram analisadas as dietas de 20 espécies de peixes reconhecidas como bioindicadoras dos riachos amostrados, utilizando o critério do valor indicador individual (IndVal). Para cada indivíduo foram calculados 26 índices ecomorfológicos. A análise de variância multivariada foi aplicada para testar se há diferenças significativas entre os escores da análise de componentes principais realizada com os índices ecomorfológicos dos indivíduos, investigando se os riachos apresentam estruturas ecomorfológicas diferentes. Variações e semelhanças na dieta foram verificadas aplicando a análise de correspondência destendenciada. A análise de redundância canônica foi aplicada para avaliar as relações entre a ecomorfologia (índices ecomorfológicos) e a ecologia trófica (dietas alimentares) das espécies bioindicadoras. A hipótese nula de que as diversificações ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes bioindicadores nas diferentes categorias de riachos estudadas não dependem de relações históricas (filogenéticas) entre as espécies foi testada pelos testes parciais de Mantel e Mantel. A análise das dietas revelou a ocorrência de 11 categorias de recursos alimentares, para as quais foram calculados os índices de importância relativa (IIR): alga, casulo de insetos, detrito, inseto imaturo, inseto adulto, recursos raros, recursos não identificados, microcrustáceo, molusco, peixe e vegetal. Verificou-se a formação de três ecomorfotipos distintos (urbano, periurbano e rural) correspondentes a diferentes graus de antropização das bacias hidrográficas. No que se refere ao padrão trófico, as categorias de recursos alimentares inseto adulto, inseto imaturo, detrito e vegetal apresentaram os maiores valores de IIR. O riacho rural apresentou a maior diversidade de recursos alimentares, em contraposição ao urbano e periurbano. Há evidências significativas de que quanto mais urbanizada for a bacia, menor será a diversificação ecomorfológica da assembleia de peixes e a diversidade de recursos alimentares disponíveis para serem potencialmente explorados pelas espécies, independente das relações filogenéticas entre as espécies. Portanto, a forma do corpo das espécies bioindicadoras dos riachos urbano, periurbano e rural se revelaram um boa preditora da alimentação dessas espécies. Dessa forma, a ecomorfologia trófica se revelou uma importante ferramenta de diagnóstico das respostas das espécies às alterações antrópicas que comumente afetam os ecossistemas aquáticos de menor ordem.

Palavras-Chave: Ecomorfotipo; Bioindicadores; Ictiofauna; Interferência antrópica; Riachos.

ARAUJO, Jéssica Camilla da Silva Vieira de. **TROPHIC ECOMORPHOLOGY OF BIOINDICATOR FISH IN STREAMS UNDER DIFFERENT DEGREES OF ANTHROPIZATION**. 2020. 76 p. Dissertation (Master's degree). Environmental Engineering Master's Program (PPGEA), Campus Apucarana/Londrina, Federal University of Technology – Paraná. Londrina, 2020.

ABSTRACT: Aquatic ecosystems have suffered recurrent environmental impacts that imply changes in biota, with repercussions for their conservation. In this context, the present study evaluates the variations in ecomorphological and trophic structures of assemblages of bioindicator fishes of streams under different degrees of anthropization (urban: Cambé, periurban: Cafezal, and rural: Taquara), in the Tibagi River basin (Paraná, Brazil). The diets of 20 species of fish recognized as bioindicators of the sampled streams were analyzed, using the criterion of the individual indicator value (IndVal). For each individual, 26 ecomorphological indices were calculated. Multivariate analysis of variance was applied to test whether there are significant differences among the scores of the principal component analysis performed with ecomorphological indices of the individuals, investigating whether the streams present different ecomorphological structures. Variations and similarities in diet were verified applying the detrended correspondence analysis. The canonical redundancy analysis was applied to assess the relationships between ecomorphology (ecomorphological indexes) and trophic ecology (food diets) of the bioindicator species. The null hypothesis that the ecomorphological and trophic diversifications of the assemblages of bioindicator fish in the different categories of streams studied does not depend on historical (phylogenetic) relationships between species was tested by the partial Mantel and Mantel tests. An analysis of the diets revealed the occurrence of 11 categories of food resources, for which were calculated the relative importance indexes (IIR): seaweed, insect cocoon, detritus, immature insect, adult insect, rare resources, unidentified resources, microcrustacean, mollusk, fish and vegetable. The formation of three distinct ecomorphotypes (urban, peri-urban, and rural) was verified corresponding to different degrees of anthropization of the hydrographic basins. In relation to the trophic pattern, adult insect, immature insect, detritus, and plant source presented highest values of IIR. The rural stream had the greatest diversity of food resources, in contrast to the urban and periurban. There is evidence that a more urbanized stream presents less ecomorphological diversification of fish assemblage and diversity of resources available to be potentially exploited by these species, regardless of phylogenetic relationships among species. Therefore, the body shape of the bioindicator species of the urban, periurban and rural streams has proven to be a good predictor of the feeding of these species. Trophic ecomorphology has proven to be an important tool for diagnosing responses to anthropogenic changes that commonly affect aquatic ecosystems of lesser order.

Keywords: Ecomorphotype; Bioindicator, Ichthyofauna; Anthropic interference; Streams.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização geográfica dos pontos de amostragem.....	27
Figura 2. Medidas morfométricas lineares e áreas mensuradas para a realização das análises ecomorfológicas no presente estudo. Siglas: altura da boca (AlBo), altura da cabeça (AlCb), altura da linha média do corpo (AlM), altura da nadadeira anal (AlA), altura da nadadeira caudal (AlC), altura da nadadeira dorsal (AlD), altura da nadadeira peitoral (AlPt), altura da nadadeira pélvica (AlPv), altura do olho (AlO), altura do pedúnculo caudal (AlPd), altura máxima do corpo (AlMCp), área da nadadeira anal (ArA), área da nadadeira anal (ArPv), área da nadadeira dorsal (ArD), área da nadadeira peitoral (ArPt), área do olho (AO), comprimento da cabeça (CCb), comprimento da nadadeira anal (CA), comprimento da nadadeira caudal (CC), comprimento da nadadeira dorsal (CD), comprimento da nadadeira peitoral (CPt), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), comprimento padrão (CP), largura da boca (LBo), largura do pedúnculo caudal (LPd) e largura máxima do corpo (LMCp). Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2010).....	34
Figura 3. Médias \pm dp indicando o desempenho das variáveis altitude (A) e condutividade elétrica (B) dos três riachos estudados.	42
Figura 4. Projeção dos escores dois primeiros eixos da ACP gerada a partir dos atributos ecomorfológicos das espécies bioindicadoras dos riachos urbano, periurbano e rural.	46
Figura 5. Projeção dos escores dos eixos 1 e 2 da Análise de Correspondência Destendenciada com remoção do efeito de arco (ACD) com os recursos alimentares consumidos pelas espécies bioindicadoras em cada ponto de amostragem dos riachos urbano, periurbano e rural (Alga = Algas, Cas = Casulo de insetos, Det = Detrito, Ins. ad = Inseto adulto, Ins. i = Inseto imaturo, N.i.D = Recursos não identificados, Recursos raros, M.crus = Microcrustáceos, Mol = Molusco, Pei = Peixes, Veg = Vegetais).	50
Figura 6. Projeção dos eixos 1 e 2 da ACR para os índices ecomorfológicos (X; círculos cheios) e dieta (Y; quadrados vazios), bem como dos centroides dos escores dos pontos de amostragem dos riachos urbano, periurbano e rural (Categorias de riachos; círculos vazios).	52

LISTA DE TABELA

Tabela 1. Variáveis limnológicas e sua influência sobre a ictiofauna.	21
Tabela 2. Ordens de peixes e os recursos alimentares frequentemente consumidos.	23
Tabela 3. Índices ecomorfológicos com suas respectivas fórmulas e seus significados funcionais.	35
Tabela 4. Categorias e classificação dos recursos alimentares encontrados nas diferentes espécies estudadas.	37
Tabela 5. Espécies de cada riacho selecionadas para análise pelo IndVal a partir do Teste de Monte Carlo,	43
Tabela 6. Contribuição dos 25 índices ecomorfológicos analisados nos dois primeiros eixos da ACP nos Riachos estudados, seus autovalores, resultado de <i>broken stick</i> , suas respectivas percentagens de variância e as variações cumulativas. Os maiores autovetores estão marcados em negrito.....	45
Tabela 7. Percentual do Índice de Importância Relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho urbano nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. <i>A. lac</i> - <i>Astyanax lacustris</i> / <i>G. ina</i> – <i>Gymnotus inaequilabiatus</i> / <i>G. bra</i> – <i>Geophagus brasiliensis</i> / <i>C. ren</i> – <i>Coptodon rendalli</i> / <i>O. nil</i> – <i>Oreochormis nilotus</i> ...47	47
Tabela 8. Percentual do índice de importância relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho periurbano nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. <i>P. ret</i> – <i>Poecilia reticulata</i> / <i>N. yap</i> - <i>Neoplecostomus yapo</i>	48
Tabela 9. Percentual do Índice de importância relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho rural nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. <i>P. arg</i> – <i>Piabina argentea</i> / <i>R. pen</i> – <i>Rineloricaria pentamaculata</i> / <i>I. sch</i> – <i>Imparfinis schubarti</i> / <i>B. ihe</i> – <i>Bryconamericus aff. lheringi</i> / <i>A. par</i> – <i>Astyanax aff. paranae</i> / <i>A. boc</i> - <i>Astyanax bockmanni</i> / <i>A. ibi</i> – <i>Apareiodon ibitiensis</i> / <i>I. mir</i> – <i>Imparfinis mirini</i> / <i>P. ten</i> – <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> / <i>B. stra</i> – <i>Bryconamericus stramineus</i> / <i>T. dia</i> - <i>Trichomycterus diabolus</i> / <i>C. zeb</i> – <i>Characidium aff. zebra</i>	49

LISTA DE ABREVIATURAS

AICb	Altura da cabeça
AIM	Altura na linha média
AIMCp	Altura máxima do corpo
AIPd	Altura do pedúnculo caudal
AO	Área do olho
ARA	Altura relativa da nadadeira anal.
ARB	Abertura relativa da boca.
ARC	Altura relativa da nadadeira caudal.
ARCp	Altura relativa do corpo.
ARD	Altura relativa da nadadeira dorsal.
ARP	Altura relativa do pedúnculo caudal.
ARPt	Altura relativa da nadadeira peitoral.
ARPv	Altura relativa da nadadeira pélvica.
Asb	Aspecto da boca.
CA	Comprimento da nadadeira anal
ca.	Cerca de.
CC	Comprimento da nadadeira caudal
CD	Comprimento da nadadeira dorsal
CF	Coefficiente de finura.
CFA	Comprimento do focinho com a boca aberta
FFF	Comprimento do focinho com a boca fechada
CP	Comprimento padrão
CPd	Comprimento do pedúnculo caudal
CPt	Comprimento da nadadeira peitoral
CPv	Comprimento da nadadeira pélvica
CRCb	Comprimento relativo da cabeça.
CRP	Comprimento relativo do pedúnculo caudal.
e.g.	Por exemplo.
i.e.	Isto é.
ICL	Índice de compressão lateral
ICP	Índice de compressão do pedúnculo.
ICV	Índice de compressão ventral.
IP	Índice de protusão.
LMCp	Largura máxima do corpo
LRB	Largura relativa da boca.
LRCb	Largura relativa da cabeça.
LRCp	Largura relativa do corpo.
LRP	Largura relativa do pedúnculo caudal.
RAC	Razão aspecto da nadadeira caudal.
RAP	Razão aspecto da nadadeira peitoral.
RAPI	Razão aspecto da nadadeira pélvica.
TO	Tamanho dos olhos.
TRO	Tamanho relativo dos olhos.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3 REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 A ICTIOFAUNA E SUA RELAÇÃO COM A INTEGRIDADE ECOLÓGICA DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS	15
3.2 A ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DOS RIACHOS	16
3.3 A ANÁLISE DA ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS COMO FERRAMENTA DE ESTUDO AMBIENTAL	18
3.4 IMPORTÂNCIA DA LIMNOLOGIA PARA A ANÁLISE ECOLÓGICA	20
3.5 DIETA ALIMENTAR DE PEIXES EM AMBIENTES IMPACTADOS	22
3.6 A ECOMORFOLOGIA TRÓFICA	24
4 MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1 ÁREA DE ESTUDO	27
4.1.1. Bacia do Riacho Urbano (Cambé)	28
4.1.2. Bacia do Riacho Periurbano (Cafezal)	28
4.1.3. Bacia do Riacho Rural (Taquara)	29
4.2 AMOSTRAGEM DOS PEIXES E DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS	29
4.3 SELEÇÃO DAS ESPÉCIES PARA ANÁLISE	30
4.4 Ecomorfologia	33
4.5 Ecologia trófica	37
4.6 Análise dos dados	39
5 RESULTADOS	42
6. DISCUSSÃO	54
CONCLUSÃO	60
REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

Na atualidade, os limites biofísicos do planeta e a resiliência dos ecossistemas têm sido marcados pela interferência ocasionada pelo desenvolvimento das ações antrópicas (STERNER et al., 2019). Os ecossistemas naturais têm sofrido uma série de desordens ambientais devido a inserção de contaminantes/poluentes e a conversão de áreas naturais em áreas urbanas ou destinadas ao desenvolvimento do agronegócio (SILVA et al., 2019).

Esta situação interfere no equilíbrio dos ecossistemas, altera as interações bióticas e a dinâmica trófica nos ambientes aquáticos. Nesse contexto, quando esses ambientes não são preservados pode ocorrer redução na variedade de recursos ambientais disponíveis para as espécies, bem como queda da qualidade nutricional. Esse conjunto de eventos pode levar à perda de biodiversidade e mudanças na estrutura das comunidades.

Os ambientes aquáticos inseridos próximos às áreas urbanas tendem a ser mais susceptíveis às alterações causadas pelo ser humano, quando comparados com os ecossistemas inseridos em matrizes periurbanas ou rurais (IORIS, 2013; LARONDELLE; HAASE, 2013; GUIDA; REMO; SECCHI, 2016). A integridade da biota relaciona-se diretamente com a integridade física do meio, principalmente em ambientes mais estruturados, os quais podem oferecer maior diversidade de habitats, permitindo deste modo, a exploração do ambiente por mais espécies com características específicas. Por outro lado, a homogeneização dos habitats e a alteração do substrato têm favorecido a ocorrência de espécies generalistas (NASCIMENTO; SMITH, 2016; SMITH et al., 2018).

Nesse cenário, grande parte dos ecossistemas continentais, principalmente os de baixa ordem (e.g. riachos, córregos), devido à limitação da vazão e seu pequeno porte, se revelam ainda mais susceptíveis aos impactos advindos da ação antrópica, principalmente aqueles ligados diretamente/indiretamente ao processo de urbanização e agricultura (IDE; ANDRADE, 2017; QUEIROZ; OLIVEIRA; MARCHETTO, 2018).

Numa escala mais ampla, tais alterações tendem a influenciar a sobrevivência da própria biota devido a redução da qualidade dos recursos alimentares disponíveis. A influência de fatores internos (e.g. sazonalidade) e externos (e.g.

desmatamento, poluição) contribuem para o desaparecimento de determinados recursos alimentares que são utilizados por diversas espécies, situação que pode alterar ainda mais a dinâmica alimentar e permitir o estabelecimento de espécies mais generalistas, já que as mais sensíveis podem ser fortemente afetadas (OLIVEIRA et al., 2016; LIMA; CHAGAS, 2019; MUNIZ et al., 2019).

Neste sentido, entender como essas alterações perturbam a integridade desses ambientes é fundamental, uma vez que, a manutenção da qualidade destes ambientes é essencial para a conservação da biota aquática e funcionamento do ecossistema como um todo. No entanto, apesar de estudos estarem sendo desenvolvidos nesse sentido (e.g. OLIVEIRA et al., 2016; SMITH et al., 2018; MUNIZ et al., 2019), ainda há carência daqueles que analisem os efeitos dos impactos antrópicos sobre as interações ecológicas, a dinâmica e a estrutura das assembleias de peixes, com reflexo direto para a conservação do ambiente aquático. Em razão dessa problemática, tem sido um desafio encontrar indicadores que possam ser utilizados como ferramenta para o monitoramento desses ambientes (MAMUM; AN, 2020).

A assembleia de peixes apresenta significativas vantagens quando utilizada como bioindicador ambiental. Logo, o estudo ictiofaunístico traz consigo uma diversidade de informações sobre o ciclo de vida das espécies de peixes e a variabilidade de níveis tróficos, o que possibilita uma visão integrada do ecossistema aquático em relação aos indicadores de qualidade ambiental.

Nesse contexto, torna-se evidente a importância de ferramentas de análise das condições ambientais, principalmente aquelas que se referem aos corpos hídricos, especificamente os riachos situados em áreas urbanas e rurais intensamente exploradas; que por serem extremamente sensíveis às pressões ambientais, se comportam de modo particular às interferências do meio no qual estão inseridos. Considerando o crescimento das áreas urbanas e rurais, alteradas pelo homem e pelas atividades decorrentes da urbanização e agropecuária, surge a importância de se avaliar as suas consequências. Deste modo, tem-se o seguinte questionamento: a ictiofauna presente em riachos submetidos a diferentes gradientes de antropização difere em relação as estruturas ecomorfológica e trófica?

Diante o exposto, o presente trabalho almejou avaliar a variação nas estruturas ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes de riachos

submetidos a diferentes gradientes e alterações ambientais. A hipótese deste trabalho assume que as assembleias de peixes de três riachos estudados apresentaram diferenças significativas em suas estruturas ecomorfológica e trófica em função do tipo de degradação de seus habitats, principalmente aquelas relacionadas às suas condições urbana, periurbana e rural. A hipótese central é que quanto mais urbana for a bacia, menor será a diversificação ecomorfológica da assembleia de peixes e a diversidade de recursos alimentares explorados pelas espécies. Assume-se que as características ecomorfológica e trófica correspondem a pressões seletivas impostas pelas condições urbana, periurbana e rural independente das relações históricas (filogenéticas) entre as assembleias de peixes bioindicadores.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as variações entre as estruturas ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes bioindicadores de riachos submetidos a diferentes graus de antropização.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- ✓ Identificar as espécies bioindicadoras dos riachos urbano, periurbano e rural estudados;
- ✓ Reconhecer variações nos padrões ecomorfológicos das espécies de peixes bioindicadores em riachos urbano, periurbano e rural;
- ✓ Caracterizar as estruturas tróficas das assembleias de peixes bioindicadores de riachos urbano, periurbano e rural;
- ✓ Analisar quais variáveis limnológicas influenciaram a diversidade de recursos disponíveis e as estruturas ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes bioindicadores nos riachos estudados;
- ✓ Avaliar o grau de diversificação ecomorfológica das assembleias de peixes bioindicadores e de diversidade de recursos alimentares explorados pelas espécies entre riachos urbano, periurbano e rural.
- ✓ Verificar se as diversificações ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes dos riachos urbano, periurbano e rural são independentes das relações filogenéticas entre as espécies.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 A ICTIOFAUNA E SUA RELAÇÃO COM A INTEGRIDADE ECOLÓGICA DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

A conversão dos ecossistemas naturais em outros usos da terra tem contribuído para a intensiva degradação das bacias hidrográficas e deterioração da qualidade da água, comprometendo deste modo a integridade ecológica dos corpos hídricos (TUNDISI; MATSURA-TUNDISI, 2010). O comprometimento da integridade ecológica tem ocasionado a extinção de espécies, a redução das comunidades biológicas, a introdução de espécies invasoras, alterações dos habitats naturais e das estruturas das comunidades (KAISER-BUNBURY et al., 2010).

Sabe-se que a integridade ecológica possui uma relação direta com a biodiversidade e com a qualidade dos recursos naturais (SU et al., 2012). Nesse contexto, a complexidade dos ecossistemas influencia de forma direta os serviços por eles promovidos (LARONDELLE; HAASE, 2013), assim como a própria biodiversidade associada, que, inclusive, pode ser utilizada como um indicador da integridade ecológica (BURKHARD et al., 2012).

A variação na integridade ecológica de um ecossistema aquático está relacionada à variação física do ambiente, que por sua vez se reflete na estrutura das comunidades aquáticas. Araújo e Tejerina-Garro (2009) destacam as características físicas do ambiente e os fatores abióticos como fatores primários para estruturação das comunidades, os quais influenciam na abundância e composição das espécies. Polis et al. (1997) corroboram com essa assertiva ao citar que os fatores abióticos também influenciam na estrutura trófica das comunidades aquáticas.

Dessa forma, as assembleias biológicas (e.g. ictiofauna), caracterizadas por possuírem sensibilidade às perturbações ocasionadas pela ação humana, permitem a compreensão das relações que se estabelecem entre os fatores ambientais e aqueles estressores advindos da ação antrópica sobre os ecossistemas aquáticos (DANZ et al., 2007; DECATANZARO; CVETKOVIC; CHOW-FRASER, 2009). Além

disso, a estabilidade da composição de espécies é essencial para o funcionamento e manutenção do metabolismo dos ecossistemas, situação que demanda o entendimento da relação entre as espécies e os sistemas naturais (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

Tais relações entre a estrutura do hábitat e a composição da ictiofauna, bem como as condições do entorno dos corpos hídricos, têm sido aspectos elucidados na literatura (LOPES; MALABARBA, 2008; CORTELLETE et al., 2009; SOUZA et al., 2013; FISCH; BRANCO; MENEZES, 2016; SEREIA; DUARTE; DEBONA, 2017), demonstrando as relações que existem entre a integridade ecológica dos ambientes aquáticos e a composição das assembleias de peixes.

Entretanto, ainda existe a necessidade de se compreender de que forma as comunidades aquáticas suportam as modificações que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (e.g. NASCIMENTO; SMITH, 2016; SANTANA et al., 2016; LIMA et al., 2018; SANTOS; SANTOS, 2019), tanto internamente como no entorno. Essa situação possibilita a compreensão dos efeitos adversos das atividades antrópicas sobre a integridade ecológica e possibilita a elaboração de medidas que favoreçam a conservação da ictiofauna.

3.2 A ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DOS RIACHOS

O entendimento da estrutura das assembleias de peixes demanda a compreensão de determinados fatores, dentre os quais merecem destaque: (i) distribuição geográfica das espécies de peixes; (ii) fenômenos abióticos que influenciam a estrutura das assembleias; e (iii) as interações bióticas entre as espécies (competição, predação, parasitismo), bem como a relação de cada espécie com os fatores ambientais do meio (MATTHEWS, 2012).

Em se tratando da estrutura e composição da ictiofauna nos corpos hídricos, em especial aquelas observadas nos riachos, salienta-se que a variação observada ocorre em função de parâmetros de ordem fisiológica e varia conforme a localização geográfica, assim como observa-se a ocorrência comum de indivíduos de pequeno porte e marcados por uma elevada taxa de endemismo (BUCKUP, 1999;

MATTHEWS, 2012; SEREIA; DUARTE; DEBONA, 2017). Ainda neste contexto, alguns trabalhos têm apontado inter-relações entre a assembleia de peixes e características ambientais específicas de ambientes lóticos (GOULDING, 1981; LOWE-MCCONNELL, 1999; CARVALHO et al., 2015; SILVA, 2017). Nascimento e Smith (2016) ao avaliarem a ictiofauna da bacia do rio Sarapuí no Estado de São Paulo, verificaram como a sazonalidade influencia na estrutura da ictiofauna, além do porte dos ambientes aquáticos e a estrutura da vegetação marginal. Silva (2017) ao realizar uma avaliação da ictiofauna na Reserva de Sooretama (Espírito Santo), constatou que ambientes aquáticos com menores valores de oxigênio dissolvido favorecem o aumento de espécies tolerantes.

É crescente entre os ecólogos a visão de que fatores históricos e regionais, bem como relações ecológicas entre as diversas espécies existentes no ecossistema, moldam a estrutura da comunidade local (HUGUENY et al., 2010; SOUZA; NASCIMENTO; OTENIO, 2015; PEREIRA; MERCANTE, 2018). Nesse contexto, cabe ressaltar que a estrutura das assembleias de peixes dulcícolas é determinada por uma série de fatores estocásticos (SÚAREZ, 2004) e por outros determinísticos (GROSSMAN et al., 1998), cujas influências dependem da escala espacial e temporal considerada no estudo (JACKSON et al., 2001).

Como já citado, os riachos apresentam dimensão comumente reduzida e são extremamente susceptíveis às alterações no ambiente terrestre ao redor (KARR; SCHLOSSER, 1978), evidenciando forte relação com o meio em que estão inseridos, especialmente em relação aos recursos alimentares disponíveis. Ferreira e Casatti (2006) afirmam que a qualidade física do hábitat tem a capacidade de influenciar na disponibilidade não somente de áreas para alimentação, assim como também de abrigo e sítios reprodutivos, além de afetar a distribuição, abundância, riqueza e a diversidade da biota aquática.

Cabe salientar que a riqueza e abundância das espécies nos riachos acabam sendo moduladas por uma série de fatores, dos quais merecem destaque: (i) nível de alteração do hábitat; (ii) área e ocupação da bacia hidrográfica; (iii) ordem do corpo hídrico; (iv) fatores hidrodinâmicos (e.g. fluxo, vazão, regime hidrológico, largura, profundidade); (v) parâmetros físicos (e.g. temperatura, condutividade elétrica); e (vi) heterogeneidade de hábitats (MARSH-MATTHEWS; MATTHEWS, 2000; TEJERINA-GARRO et al., 2005). Geralmente, os riachos que possuem sua

desembocadura diretamente em rios de maior ordem costumam apresentar maior número de espécies quando comparado aos riachos de mesmo tamanho que desembocam em rios ou riachos de baixa ordem (PAVANELLI; CARAMASCHI, 2003).

Um aspecto que merece destaque é o fato de que a distribuição e abundância das espécies de peixes sofrem alterações ao longo do gradiente longitudinal do sistema lótico e ao longo do tempo, situação que varia com a ordem dos corpos hídricos (SÁNCHEZ-GONZÁLES et al. 2018). Entretanto, variações na diversidade de espécies não se limita a grandes cursos de água. Tais alterações também podem ocorrer em pequenos cursos, como por exemplo, nos riachos, principalmente quando se encontram impactados. Como mostra o estudo realizado por Oliveira e Bennemann (2005) na bacia de um riacho urbano, no qual houve registro de quinze espécies em cinco pontos diferentes da bacia, os quais mostraram composições e abundâncias distintas.

Uma das principais metas da ecologia é entender os variados mecanismos que permitem compreender a coexistência de espécies em assembleias (HERDER; FREYHOFF, 2006), sendo a compreensão da estrutura trófica um elemento central nesse processo. Nesse sentido, tem gerado muita preocupação os indicativos de ameaças de extinção de muitas espécies nesses ambientes, o que tem demonstrado a necessidade de entender os papéis que a ictiofauna desempenha no ecossistema, e os impactos promovidos em decorrência da extinção de parte de suas espécies (SEREIA; DUARTE; DEBONA, 2017).

3.3 A ANÁLISE DA ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS COMO FERRAMENTA DE ESTUDO AMBIENTAL

Uma série de estudos voltados para a avaliação dos efeitos das variações das características do habitat físico dos riachos sobre a estrutura da ictiofauna tem sido desenvolvidos (e.g. CASATTI, 2006; CASATTI et al., 2006; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006; MUGODO et al., 2006; ARAÚJO; TEJERINA-GARRO, 2009; CASATTI et al., 2009; SEREIA; DUARTE; DEBONA, 2017). A ictiofauna encontrada

em riachos é geralmente de pequeno a médio porte, correspondendo a maior parte da diversidade da fauna neotropical de peixes (CASTRO, 1999).

A análise das comunidades de peixes em estudos ambientais revela inúmeras vantagens, sobretudo pela ampla distribuição desse grupo e sua representatividade em diferentes níveis tróficos, além da identificação taxonômica relativamente menos complicada e bom potencial de responder à degradação ambiental (NASCIMENTO; SMITH, 2016; FISCH; BRANCO; MENEZES, 2016).

Além dessas características, espécies da ictiofauna neotropical possui grande plasticidade trófica, tendo o potencial de se alimentar de diferentes recursos no meio (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). Cabe frisar que a capacidade de explorar os recursos disponíveis no meio ambiente varia de acordo com as adaptações e as estratégias adotadas por cada espécie.

Gerking (1994) cita três termos utilizados para descrever o espectro dos hábitos alimentares dos peixes: generalistas¹, especialistas² e oportunistas³. Todavia, é de suma importância destacar que o termo 'plasticidade trófica' representa da mesma forma essa capacidade de um organismo apresentar uma dieta flexível, explorando os mais diversos recursos no ambiente, sendo habitualmente utilizado na literatura (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; ALMEIDA et al., 2012).

Portanto, o fato de os peixes comporem um grupo com a capacidade de alterar seus hábitos alimentares em função das mudanças no meio, os credencia para serem utilizados como bioindicadores. Nesse contexto, eles podem nos permitir avaliar a intensidade de diversos impactos sobre a estrutura trófica dos ambientes aquáticos, já que permitem inferir acerca de respostas potenciais da ictiofauna às alterações nos ambientes aquáticos, revelando aquelas espécies que conseguem sobreviver nas condições de degradação, enquanto outras se apresentam sensíveis (SILVA et al., 2016).

O emprego de peixes como bioindicadores teve início nos Estados Unidos por incentivo da *United States Environmental Protection Agency* - USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), conforme destacado por Markert, Breure e

¹ Sem preferência exclusiva por uma fonte alimentar, utilizando um amplo espectro de alimentos.

² Dieta restrita a um pequeno número de recursos e usualmente apresentando adaptações ecomorfológicas.

³ Alimentam-se de fontes não usuais da sua dieta e/ou fazem uso de uma fonte alimentar abundante e incomum.

Zechmeister (2003). Posteriormente, ocorreu uma expansão do uso deste bioindicador para a Europa (USEPA, 2013).

Freitas e Siqueira-Souza (2009) atribuem a ampla utilização de peixes como bioindicadores por refletirem as alterações dos ambientes aquáticos em diversas escalas (local, regional ou global). De acordo com esses autores, isso se dá pelas características de mobilidade, histórico de sobrevivência, assim como por serem sensíveis às mudanças nas variáveis físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica), proporcionando grande quantidade de informações sobre o “histórico ambiental” do corpo hídrico.

Dentre os estudos que abordam o uso de peixes como ferramenta bioindicadora das diversas alterações ambientais, merece destaque o trabalho de Sudaryanto et al. (2008). Os autores determinaram a presença de organoclorados em peixes, constatando uma relação direta entre o teor do poluente acumulado nos peixes e a presença dos mesmos em rios e bacias da Indonésia. Outro exemplo é da Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), utilizada para biomonitorar a genotoxicidade proveniente da contaminação por agrotóxicos, pesticidas e deposição irregular de esgoto sanitário na Bacia do Rio Paraíba no Sul, no sudeste brasileiro (LINDE-ARIAS et al., 2008).

Na literatura também se observa testes histológicos bem sucedidos utilizando peixes da espécie *Hoplias malabaricus* (Traíra), nos quais foram identificados danos nas estruturas morfológicas e contaminação por metais pesados tóxicos (LINS et al., 2010). Em outros casos a espécie selecionada pode ser boa indicadora de qualidade, mas não de degradação ambiental, como por exemplo a Carpa comum (*Cyprinus carpio*), que foi empregada no monitoramento de efluentes tratados e apresentou grande resistência a variações de temperatura e oxigênio dissolvido (PAZ; ALMEIDA; EL-DEIR, 2013).

3.4 IMPORTÂNCIA DA LIMNOLOGIA PARA A ANÁLISE ECOLÓGICA

Os ecossistemas aquáticos e terrestres estão submetidos a variados fatores (e.g. elementos traço, variáveis físicas e químicas). Os mais utilizados para análise limnológica em ambientes aquáticos são a turbidez, oxigênio dissolvido, potencial

hidrogeniônico (pH) e a condutividade elétrica. As variações nesses parâmetros refletem uma série de processos históricos que ocorrem no interior e ao redor desses ecossistemas (LIBÂNIO, 2010) e; apresentam fundamental importância para avaliar as características físicas e químicas do próprio meio aquático (ODUM, 1988).

Oliveira e Goulart (2000), ao avaliar a interação de fatores na distribuição espacial de peixes, afirmam que as variáveis da análise limnológica se inter-relacionam ecologicamente no ambiente aquático, constituindo gradientes físicos e químicos. É conhecido que as variáveis limnológicas exercem influência sobre a estruturação das assembleias biológicas (REIS SILVA et al., 2018), como aquelas descritas na Tabela 1. Nesse contexto, cabe compreender as várias influências que as variáveis físicas e químicas exercem sobre a assembleia de peixes.

Tabela 1. Variáveis limnológicas e sua influência sobre a ictiofauna.

Variável limnológica	Descrição	Relações com a ictiofauna
Condutividade Elétrica	É a capacidade da água conduzir uma corrente elétrica e refere-se à concentração de íons presentes na solução; sofre influência de outras variáveis (e.g temperatura, pH, substâncias orgânicas ionizáveis); fornece uma série de informações importantes, como a magnitude de concentração de macronutrientes (cálcio, magnésio, potássio, sódio, cloreto, etc.) e consiste em um dado fundamental para análise do estado trófico da água, principalmente em ambientes sob influência antrópica.	Altos valores podem indicar características corrosivas da água e ambientes impactados. Costumam estar relacionados com o grau de trofia do corpo aquático, situação que pode ocasionar efeitos adversos para a biota.
Oxigênio Dissolvido (O ₂)	Fundamental para a biota aquática, participa de vários processos (e.g. respiração, oxidação da matéria orgânica); sofre influência da concentração do carbono orgânico e da temperatura, responsável por reduzir sua solubilidade.	É um fator limitante que, em situações de anoxia, ocasiona a morte dos indivíduos, já em condições de hipoxia limita a distribuição e influência nas atividades dos organismos, visto que ocorrem perda de homeostase e alterações fisiológicas (e.g. frequência cardíaca, frequência respiratória, alteração comportamental).
pH	Exerce forte influência nas atividades químicas e metabólicas que ocorrem no ambiente aquático. Geralmente os ecossistemas aquáticos possuem o pH do meio variando entre 6 a 8,5 (devido a influência de ácidos orgânicos e íons na coluna d'água).	É fundamental para a fisiologia dos peixes em razão dos efeitos deletérios potenciais promovidos pela acidez da água. As variações dos seus valores no ambiente aquático afetam suas habilidades em relação à ocupação dos habitats e um pH baixo pode provocar a morte e resultar em vários

		efeitos indiretos, tais como: (i) a redução do potencial reprodutivo em função de falha no metabolismo do cálcio e ausência da deposição de proteínas nos oócitos; (ii) danos sobre as membranas e o muco das brânquias; (iii) perda de sal corpóreo; (iv) redução da capacidade da hemoglobina de transportar oxigênio e (v) diminuição da atividade locomotora e de alimentação.
Turbidez	Determina a capacidade de penetração e dispersão da radiação solar na coluna d'água, possui relação direta com partículas suspensas (e.g. material orgânico, detrito inorgânico, microrganismos) e influencia na produtividade dos ecossistemas aquáticos, já que sistemas com menores níveis de turbidez tendem a apresentar maior produtividade devido a maior incidência luminosa.	Influencia de forma direta e indireta as assembleias de peixes, bem como a ocorrência e a distribuição de espécies. O aumento da turbidez influencia na detecção das presas e pode implicar em redução nas taxas de alimentação e crescimento, assim como pode aumentar a atividade de forrageamento em resposta à redução do risco de predação ativa, situação também decorrente do aumento da turbidez.

Fonte: Fromm (1980); Jones et al. (1985); Rodríguez; Lewis (1997); Castellani; Barrella (2006); Esteves (2011); Matthews (2012); Cetesb (2018).

3.5 DIETA ALIMENTAR DE PEIXES EM AMBIENTES IMPACTADOS

Uma infinidade de fatores acabam alterando a disponibilidade dos recursos alimentares nos ecossistemas aquáticos, dentre eles sobressaem-se: (i) modificações espaciais dos corpos hídricos; (ii) variações temporais (i.e. estação chuvosa e período de estiagem); (iii) regime hidrológico; (iv) entrada de material alóctone; (v) interações ecológicas (e.g. predação, competição); (vi) relação custo-benefício acerca da obtenção do recurso por uma determinada espécie; (vii) disponibilidade dos recursos alimentares no ambiente; (viii) quantidade de microhabitats existentes nos ambientes aquáticos; (ix) produtividade primária; (x) produtividade secundária; (xi) fatores geográficos (e.g. altitude, latitude, relevo); (xii) fatores físicos e químicos (e.g. pH, turbidez, oxigênio dissolvido) (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; RUSSO; FERREIRA; DIAS, 2002; BOZZA; HAHN, 2010).

Nos ambientes impactados, a retirada da vegetação nativa é um fator que contribui para o assoreamento dos corpos hídricos e aceleração de processos

erosivos, situação que altera a disponibilidade de recursos alóctones (CORDEIRO; BORGHEZAN; TRAJANO, 2013). Ainda no que tange a variabilidade acerca dos recursos alimentares em ambientes impactados, destaca-se: (i) alterações na dinâmica do ecossistema aquático (e.g. barramento); (ii) comprometimento das interações bióticas; (iii) variações nas populações de presas; (iv) modificação nas dietas das espécies; (v) variação na ocorrência e disponibilidade de recursos alimentares nas estações de seca e cheia; (vi) retenção de nutrientes; (vii) alteração dos sítios utilizados para alimentação; e (viii) homogeneização da alimentação (SILVA; FUGI; HAHN, 2007; GANDINI et al., 2012).

É evidente que os aspectos alimentares variam de espécie para espécie, bem como entre diferentes regiões geográficas e a partir da interferência humana. Nesse contexto, a Tabela 2 apresenta algumas Ordens de peixes e a variabilidade de recursos alimentares por elas consumidos. Salienta-se que espécies pertencentes a essas Ordens ocorrem na área de estudo selecionada para a realização da presente pesquisa, conforme apontado por outros trabalhos (e.g. COSTA-PEREIRA, ROSA; RESENDE, 2012; SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012; SILVA, 2016).

Tabela 2. Ordens de peixes e os recursos alimentares frequentemente consumidos.

Ordem	Recursos alimentares frequentemente consumidos
Characiformes	Sedimento, detritos orgânicos, material vegetal (sementes, frutos), fitoplâncton, insetos (Diptera: Chironomidae, Hymenoptera, Lepidoptera e Trichoptera) e peixes.
Cyprinodontiformes	Detritos orgânicos, material vegetal, fitoplâncton, Nematoda, Oligochaeta.
Gymnotiformes	Insetos adultos e larvas de insetos aquáticas (Diptera: Chironomidae e Tipulidae, Coleoptera, Odonata e Trichoptera).
Perciformes	Sedimento, detritos orgânicos, material vegetal (sementes, frutos), fitoplâncton, zooplâncton, peixes inteiros e escamas e espinhos de peixes.
Siluriformes	Sedimento, detritos orgânicos, material vegetal (sementes, frutos), fitoplâncton, Nematoda, Oligochaeta, insetos (Diptera: Chironomidae, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), Crustacea: Amphipoda e Isopoda e peixes.
Synbranchiformes	Mollusca: Gastropoda, insetos aquáticos (Coleoptera, Diptera e Odonata) e peixes.

Fonte: Braga et al. (2008); Rolla; Esteves; Ávila-da-Silva (2009); Sampaio; Goulart (2011); Costa-Pereira; Rosa; Resende (2012); Silva; Delariva; Bonato (2012); Ribeiro; Biagioni; Smith (2014); Silva (2016), Neves et al. (2015) e Baldasso et al. (2019).

3.6 A ECOMORFOLOGIA TRÓFICA

O principal intuito da ecomorfologia é elucidar como a morfologia dos organismos e os seus respectivos modos de vida se relacionam, visto que o ambiente, por meio de sua pressão seletiva, seleciona os organismos a partir da disponibilidade de recursos (FRAGOSO-MOURA et al., 2017). Dessa forma, a ecomorfologia consiste em uma ferramenta que possibilita a análise da estrutura da assembleia de peixes a partir das suas características morfológicas, ampliando a compreensão sobre o nicho ecológico que pode ser ocupado pela assembleia e o estabelecimento de relações entre a forma e função das espécies (FREIRE; AGOSTINHO, 2001; FREITAS; MONTANG; BARTHEM, 2017). Ainda neste sentido, Cardoso et al. (2019) reforçam que os parâmetros ecomorfológicos refletem o potencial de exploração de diferentes recursos do hábitat e permitem o estabelecimento de associações diretas com a hidrodinâmica das espécies.

De acordo com Sampaio e Goulart (2011), as relações da forma do corpo e os aspectos ecológicos já é algo estudado desde que surgiu a morfologia, porém somente com Darwin é que se iniciou o estabelecimento de relações entre morfologia e aspectos ambientais. Os primeiros trabalhos ecomorfológicos são datados do século passado (e.g. HORA, 1922; VAN DER KLAUW, 1948; KARR; JAMES, 1975; GATZ, 1979; WATSON; BALON, 1984; BALON; CRAWFORD; LELEK, 1986; WINEMILLER; KELSO-WINEMILLER; BRENKERT, 1995) e, a partir deste ponto, relações ecológicas passaram a ser estabelecidas (PINHEIRO; FARIAS, 2016).

A ecomorfologia pode ser associada com os processos evolutivos, uma vez que a ictiofauna desenvolve uma série de adaptações que influenciam na sua capacidade de natação, uso do hábitat e captura de alimentos (SIQUEIRA-SOUZA et al., 2016). Cabe enfatizar que esta diversidade funcional permite às espécies desempenharem diferentes funções nos ecossistemas em que se encontram (MAZZONI et al., 2010), otimizando a exploração dos recursos disponíveis.

No que se refere à ecologia trófica, a realização de estudos que busquem o entendimento da importância dos recursos alimentares para o funcionamento dos ecossistemas é essencial para o estudo dos processos que influenciam a biota aquática (SANTOS; SANTOS; SILVA, 2009). O conhecimento acerca da dieta das espécies em um determinado ecossistema permite, por exemplo, melhor compreensão sobre as interações que ali ocorrem e como os indivíduos estão organizados naquele determinado nicho ecológico (MORALES; GARCÍA-ALZATE, 2018). Além disso, a ecologia trófica permite ainda a verificação de aspectos ligados ao forrageio e a transferência de energia ao longo da cadeia trófica (CORRÊA; HAHN; DELARIVA, 2009).

De acordo com Bennemann et al. (2006), as publicações voltadas para o estabelecimento de métodos que visem auxiliar no estudo da alimentação dos peixes são datadas da década de 50. Na literatura é possível encontrar vários trabalhos desenvolvidos e relacionados com a ecologia trófica (e.g. HYNES, 1950; HYSLOP, 1980; BOWEN, 1992; LUIZ et al., 1998; ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; FREIRE; AGOSTINHO, 2001; BENNEMANN et al., 2005). A partição dos recursos pelas espécies, a utilização dos recursos ambientais, a plasticidade trófica das espécies e a dinâmica trófica são mecanismos que fazem parte dos tópicos abordados pela ecologia trófica (SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012).

A alimentação das assembleias de peixes acaba sendo influenciada por vários fatores: (i) condições hidrológicas (e.g. variação sazonal, fluxo, profundidade); (ii) oferta e qualidade do alimento; (iii) ordem do rio e ocupação do ambiente; (iv) presença de vegetação nas áreas adjacentes ao corpo hídrico; (v) estrutura do hábitat; (vi) interações de ordem ecológicas; e (vii) fatores abióticos (LUIZ et al., 1998; BENNEMANN et al., 2005; CORRÊA; PETRY; HAHN, 2009; CARNIATTO et al., 2012; PINTO; DÓRIA; MARQUES, 2019). Na ecologia trófica, a teoria do forrageamento ótimo é útil para o entendimento da abundância e escassez dos recursos alimentares, pois se refere ao custo-benefício das espécies na tomada do alimento (PRADO et al., 2016).

É importante destacar que as variáveis ecomorfológicas também influenciam na forma como as assembleias de peixes exploram os recursos alimentares e as características do hábitat, visto que a influência de índices como compressão do

corpo, tamanho da cabeça, tamanho das nadadeiras e largura do pedúnculo caudal auxiliam na definição do nicho ecológico de uma espécie (TEIXEIRA; BENNEMANN, 2007). Por exemplo, um aspecto importante é o fato de que a ecologia trófica possui uma relação direta com a forma do crânio, haja visto há uma relação direta com a posição trófica das espécies (EVANS et al., 2019). Contudo, no âmbito da ecologia aquática é importante avançar na compreensão da relação entre a ecomorfologia e ecologia trófica. Por exemplo, considerando que nas bacias hidrográficas as populações podem demonstrar padrões ecomorfológicos e tróficos distintos em função da variabilidade geográfica (LEITÃO et al., 2018), ou no caso de bacias submetidas a diferentes graus de antropização, os quais tendem a promover pressões ambientais sobre as espécies (MARCUCCI, 2019), afetando a ecomorfologia trófica das espécies e a maneira como interagem com seus respectivos habitats.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

As áreas de estudo compreendem três riachos inseridos na bacia hidrográfica do baixo rio Tibagi (Estado do Paraná), correspondendo a um gradiente de antropização: (i) riacho urbano (Cambé), (ii) riacho periurbano (Cafezal) e (iii) riacho rural (Taquara) (Figura 1). Foram selecionados três pontos de amostragem em cada riacho visando a obtenção de um gradiente longitudinal em cada bacia. A seleção das bacias possibilita testar a hipótese de efeito diferenciado dos diferentes graus de impacto sobre a ecomorfologia e a ecologia trófica das assembleias de peixes. Dessa forma, o trecho estudado da bacia do riacho Cambé está inserido na área urbanizada das cidades de Cambé e Londrina, enquanto o Cafezal encontra-se inserido em uma matriz periurbana das cidades de Rolândia, Cambé e Londrina, e o Taquara se insere em uma área rural do Município de Londrina.

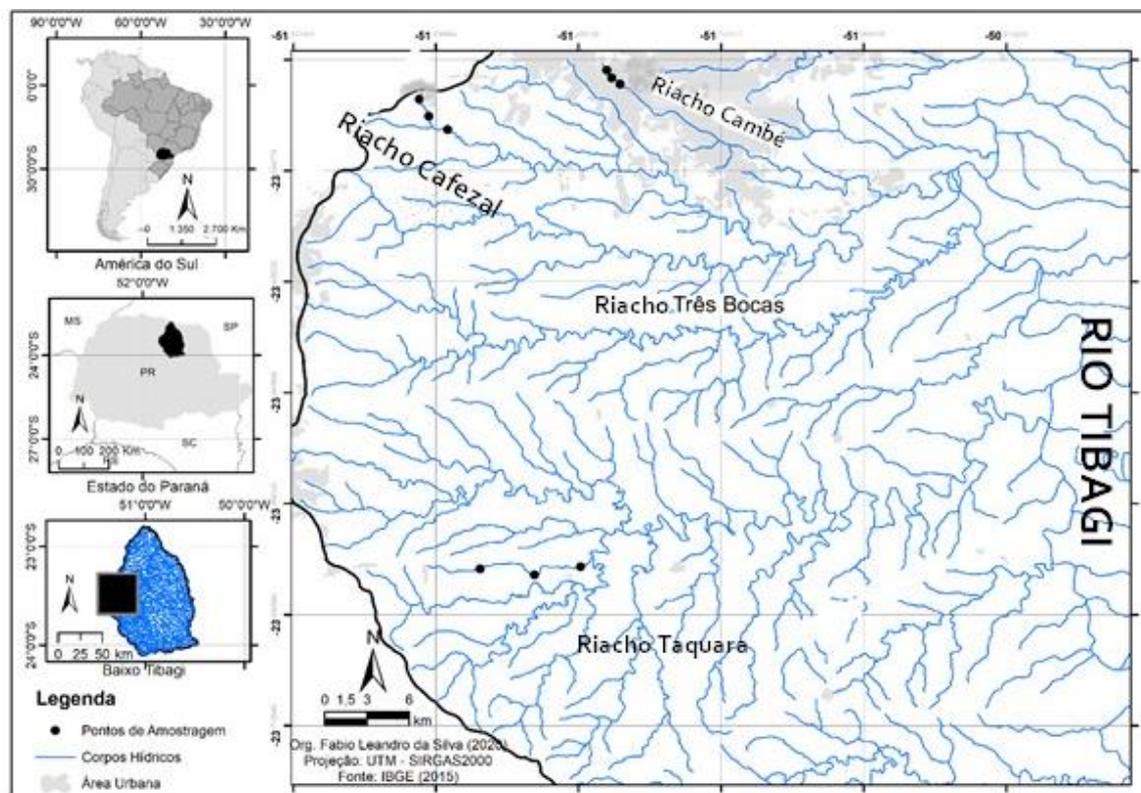


Figura 1. Localização geográfica dos pontos de amostragem.

4.1.1. Bacia do Riacho Urbano (Cambé)

A bacia hidrográfica do riacho Cambé localiza-se entre as cidades de Londrina e Cambé e possui área aproximada de 76 km² (ca. 50 km² de drenagem urbana, 26 km² de drenagem rural). Esta bacia recorta a cidade de Londrina-PR percorrendo 21,5 km até desaguar no Ribeirão Três Bocas (ISHIKAWA et al., 2009; ALMEIDA; TORRES, 2010).

Esta bacia hidrográfica foi objeto de estudos descritivos no que se refere às condições ambientais, com destaque para a investigação acerca da assembleia de peixes e os recursos alimentares explorados realizada por Oliveira e Bennemann (2005). Os autores descreveram as consequências impactantes da remoção de mata ciliar, a introdução de espécies e alterações físicas no corpo hídrico. Ademais, salienta-se que esse corpo hídrico recebe o despejo irregular de efluentes industriais e domésticos, além da ocorrência de compostos provenientes da poluição difusa (YABE; OLIVEIRA, 1998; CAMARGO; MARTINEZ, 2006).

4.1.2. Bacia do Riacho Periurbano (Cafezal)

Possui uma área de aproximadamente 206 km² e se encontra inserida em três Municípios (i.e. Rolândia, Cambé e Londrina), desempenhando o importante papel de abastecer ca. 40% da cidade de Londrina (SILVA, 2006; ZAPPAROLLI, 2013).

Vieira e Shibatta (2007) buscaram avaliar os efeitos da urbanização do riacho Cafezal em seu afluente riacho Esperança, onde verificaram a dominância e resistência de espécies exóticas a baixos níveis de oxigênio, e sua relação com o lançamento de efluentes domésticos. Machado (2013) identificou a existência de diversos impactos socioambientais na bacia do riacho Cafezal, dentre os quais podem ser citados: assoreamento de corpos hídricos, erosão do solo, ausência de mata ciliar e disposição irregular de resíduos sólidos nas margens do rio.

Dentre as pesquisas relevantes sobre o riacho Cafezal, Marcucci (2016) analisou os usos e cobertura do solo dessa bacia. A partir de técnicas de geoprocessamento, o autor identificou que as principais tipologias de ocupação da

bacia hidrográfica se referem principalmente por áreas impermeabilizadas no trecho próximo à nascente na cidade de Rolândia e por áreas agrícolas e vegetação nativa na matriz periurbana das cidades de Rolândia, Cambé e Londrina.

4.1.3. Bacia do Riacho Rural (Taquara)

Com uma área de aproximada de 895 km², a bacia do riacho Taquara é uma das bacias de contribuição direta do rio Tibagi. Esta bacia hidrográfica está inserida nos municípios de Califórnia, Marilândia do Sul, Apucarana, Arapongas e Londrina (GALVES; SHIBATTA; JEREP, 2007; ALVES, 2009).

Marcucci (2016) analisou os padrões de uso e cobertura do solo no entorno da bacia do riacho Taquara e observou que menos de 5% da área é enquadrada como área urbanizada, ao passo que mais de 80% do território é ocupado por áreas que são destinadas ao desenvolvimento de atividades agropecuárias. Delgado (2010) avaliou os impactos provenientes das atividades agropecuárias sobre a bacia (e.g. contaminação por nitrato, nitrogênio e coliformes totais, supressão da mata ciliar), enquanto Galves; Shibatta; Jerep (2007) descreveram a riqueza de 74 espécies da ictiofauna, entre elas espécies não descritas na literatura, em uma área de intensa atividade agrícola no riacho taquara.

4.2 AMOSTRAGEM DOS PEIXES E DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Os dados das assembleias de peixes foram obtidos durante as amostragens realizadas pelo projeto “Padrões de estrutura das assembleias de peixes em riachos com diferentes graus de conservação”, cofinanciado pela UTFPR, Fundação Araucária e CNPq. As amostragens foram realizadas trimestralmente (março, junho, setembro e dezembro) durante dois anos consecutivos (2013 e 2014) nas cabeceiras das bacias hidrográficas selecionadas, abrangendo os períodos de estiagem e de cheia. A amostragem da ictiofauna foi realizada sob licença permanente concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da

Biodiversidade (nº 28113-1), por meio do SISBIO (Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade).

Os indivíduos foram coletados em um trecho de 50 metros nos pontos de amostragem durante um período de 40 minutos para pesca manual, seguidos por 40 minutos de pesca elétrica. Na pesca manual utilizou-se redinha (malha 2 mm), puçá (malha 2 mm), peneira e rede de arrasto para contenção a jusante (malha 2 mm), enquanto para pesca elétrica utilizou-se dois puçás elétricos ligados a um gerador portátil de corrente alternada com 2,5 kW, 400 V e 2A. Após captura, os indivíduos foram fixados em solução de formol 10% e transportados para o laboratório, sendo posteriormente conservados em álcool etílico 70%.

No Laboratório de Ecologia Teórica e Aplicada da UTFPR/Campus Londrina os indivíduos foram medidos (comprimentos padrão e total, em centímetros) e pesados (biomassa, em gramas). As espécies foram identificadas com auxílio de chaves de identificação (OTA et al., 2018; GRAÇA; PAVANELLI, 2007), utilizando como recurso de comparação os exemplares catalogados na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá e do Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina, além de consultas à literatura especializada.

As variáveis limnológicas foram aferidas *in loco* antes da amostragem da ictiofauna. As variáveis analisadas foram: oxigênio dissolvido e temperatura da água (oxímetro portátil, Politerm, modelo POL-60); pH (peagâmetro portátil TECNOPON, Modelo MPA 210P); condutividade elétrica (condutímetro portátil INSTRUTHERM, Modelo CD-860); e (4) turbidez (turbidímetro portátil TECNOPON, Modelo TB 1000P).

4.3 SELEÇÃO DAS ESPÉCIES PARA ANÁLISE

As análises ecomorfológicas e de alimentação das espécies foram realizadas com o grupo considerado bioindicador das bacias estudadas. A seleção das espécies ocorreu mediante o emprego do método denominado Valor de Indicador Individual (IndVal), desenvolvido por Dufrêne e Legendre (1997). Este método avalia o “valor de bioindicação” de uma espécie a partir do seu grau de especificidade para os ambientes estudados (e.g. fidelidade das espécies aos habitats analisados),

medida a partir da sua abundância relativa e frequência de ocorrência (MCGEOCH et al., 2002).

Dufrêne e Legendre (1997) reforçam que o cálculo do IndVal pode ser realizado de modo independente para cada espécie, e inexistem restrições quanto as categorizações dos habitats (e.g. habitats conservados versus habitats perturbados), ou uma longa série histórica, até por que atualmente ainda são poucos os bancos de dados disponibilizados que abrangem informações sobre a história ambiental de um ecossistema com riqueza de detalhes.

Dado o objetivo de determinação das espécies que são capazes de melhor categorizar os riachos com diferentes graus de antropização, o IndVal foi calculado a partir da proporção entre a abundância da espécie nos riachos específicos e sua abundância entre todos os riachos, de acordo com a equação (1):

(1)

$$x_{kj} = \frac{\sum_{i=1}^{n_k} a_{ijk}}{n_k}$$

Na qual:

x_{kj} = abundância média da espécie j no riacho k ;

n_k = número de amostras no riacho k ;

a_{ijk} = abundância da espécie j na amostra do riacho k .

O passo seguinte foi o cálculo da abundância relativa (AR_{kj}) da espécie j no riacho k :

(2)

$$AR_{jk} = \frac{x_{kj}}{\sum_{k=1}^g x_{kj}}$$

Na qual, g corresponde ao número total de riachos.

Seguindo, teve-se a transformação desse resultado em uma matriz de presença e ausência, ou seja:

(3)

$$b_{ij}=a_{ij}^0$$

Por conseguinte, calculou-se a frequência relativa da espécie j no riacho k , tal como (FR_{kj}):

(4)

$$FR_{kj} = \frac{\sum_{i=1}^{nk} b_{ijk}}{n_k}$$

Ao combinar as equações (2) e (4) obteve-se a partir da equação (5), em percentagem, o valor do VI – valor de indicação. Quanto maior o valor de VI , mais significativa foi a representação da espécie para o determinado riacho:

(5)

$$VI_{kj} = 100 (AR_{jk} * FR_{kj})$$

Vale lembrar que com a finalidade de testar se os valores do IndVal a serem analisados são significativamente diferentes de valores escolhidos ao acaso, aplicou-se o Teste de Monte Carlo a partir do IndVal máximo (VI_{max}). A hipótese nula de aleatoriedade dos valores do IndVal será aceita se o valor não diferir significativamente do valor obtido no Teste de Monte Carlo ($VI_{kj} = VI_{max}$). No entanto, a hipótese nula será rejeitada se os valores diferirem daqueles obtidos com Monte Carlo ($VI_{kj} \neq VI_{max}$), aceitando-se H_1 com $\alpha \geq 5\%$.

Portanto, em se tratando de bioindicação, neste estudo foram considerados como espécies bioindicadoras apenas aquelas que apresentaram VI_{kj} com p valor $\leq 0,05$, deste modo garantindo que o valor calculado difere-se significativamente de valores aleatórios, ou seja, a posição da espécie no ranqueamento de espécies bioindicadoras não é fruto do acaso. O IndVal foi calculado no software PC-Ord c. 6.0 (MCCUNE; MEFFORD, 2011) para cada um dos riachos estudados.

Somente foram analisados indivíduos adultos, a fim de evitar o efeito ontogenético sobre as análises ecomorfológicas e tróficas, o qual influencia o nicho ocupado pelo indivíduo de acordo com as mudanças fenotípicas que apresentam ao longo de suas diferentes fases do ciclo de vida (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; OLIVEIRA et al., 2010). Vazzoler (1996) considera como um indivíduo adulto aqueles com tamanho igual ou superior ao comprimento médio da

primeira maturação gonadal, com o qual 50% dos indivíduos apresentam gônadas em desenvolvimento, ou seja, aptas a iniciarem o ciclo reprodutivo.

Foi sorteada uma amostra de até 10 indivíduos por espécie em cada ponto, coleta e ano de amostragem 2013 e 2014. Foi aplicada uma exceção para a espécie *Poecilia reticulata*, em razão de sua elevada abundância total e por apresentarem dimorfismo sexual, sendo selecionadas uma amostra de até 15 indivíduos para cada um dos sexos, por ponto, coleta e ano de amostragem. Espécies com apenas um ou dois indivíduos foram excluídas em função da reduzida variabilidade dos dados (e.g. *Apareiodon ibitiensis*, *Imparfinis mirini* e *Synbranchus marmoratus*). A espécie *Gymnotus inaquilabiatatus* foi excluída da análise por não apresentar alguns caracteres anatômicos que permitissem a comparação com as demais espécies nas análises ecomorfológicas.

4.4 Ecomorfologia

Para cada indivíduo das espécies selecionadas foram tomadas 24 medidas morfométricas lineares e estimadas 05 áreas de estruturas anatômicas conforme proposto por Oliveira et al. (2010; Figura 2), com o auxílio de um paquímetro digital (Mitutuyo, precisão de 0,01mm).

Com base em estudos anteriores, para verificar a relação entre morfologia e o uso do alimento, além do comprimento padrão (CP), foram estimadas as seguintes variáveis: largura da boca (LBo), altura da boca (AlBo), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), altura do olho (AIO), área do olho (AO), comprimento da cabeça (CCb), altura da cabeça (AICb), altura máxima do corpo (AIMCp) e largura máxima do corpo (LMCp) (Figura 2).

Complementarmente, na medida em que a maneira como as espécies exploram os habitats em termos de mobilidade influenciam os padrões tróficos (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; OLIVEIRA et al., 2010), também foram estimadas variáveis que permitem a análise da relação entre a morfologia e o uso do habitat: comprimento padrão (CP), altura máxima do corpo (AIMCp), largura máxima do corpo (LMCp), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), altura do

pedúnculo caudal (AIPd), largura do pedúnculo caudal (LPd), altura da linha média do corpo (AIM), altura da cabeça (AICb), comprimento da nadadeira dorsal (CD), altura da nadadeira dorsal (AID), área da nadadeira dorsal (ArD), comprimento da nadadeira peitoral (CPT), altura da nadadeira peitoral (AIPt), área da nadadeira peitoral (ArPt), comprimento da nadadeira caudal (CC), altura da nadadeira caudal (AIC), área da nadadeira anal (ArA), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), altura da nadadeira pélvica (AIPv), área da nadadeira anal (ArPv), comprimento da nadadeira anal (CA), altura da nadadeira anal (AIA), área da nadadeira anal (ArA), altura do olho (AIO) e área do olho (AO) (Figura 2).

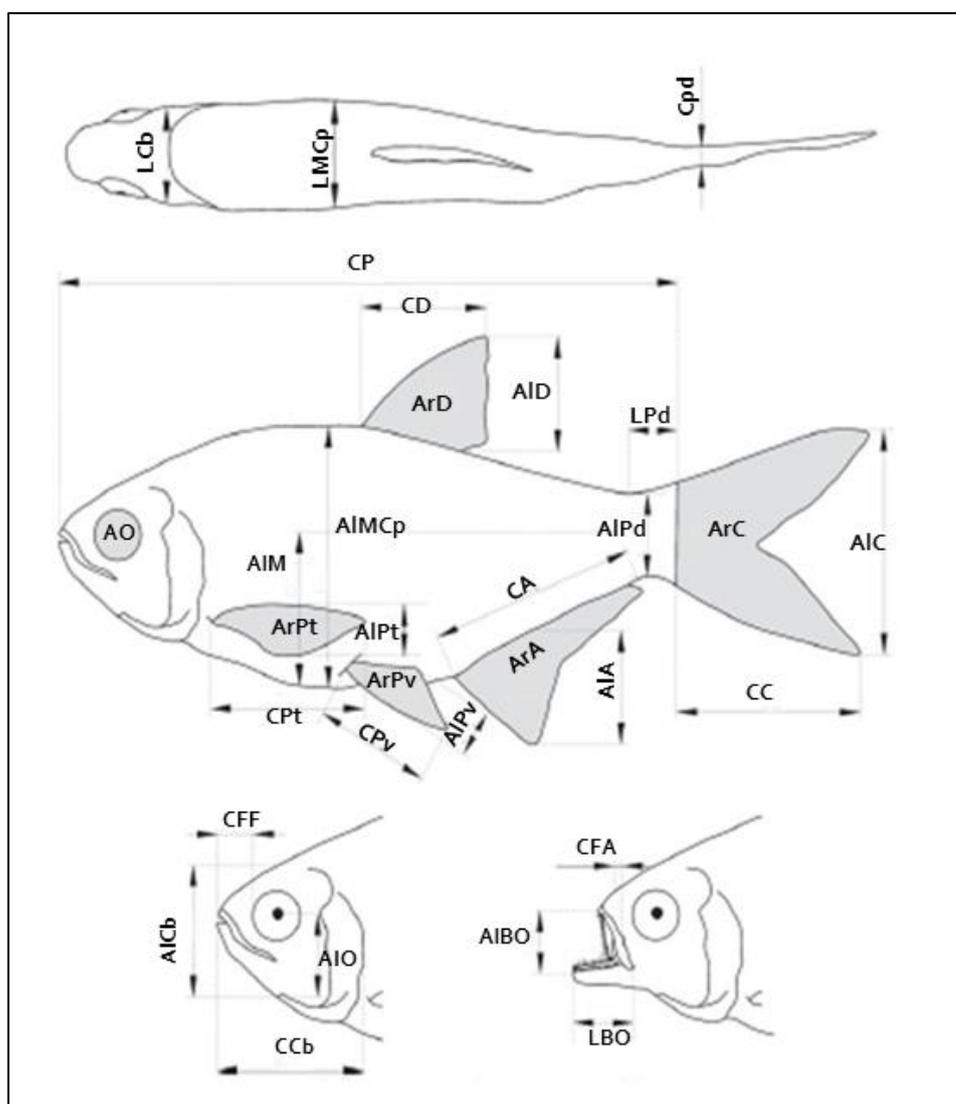


Figura 2. Medidas morfológicas lineares e áreas mensuradas para a realização das análises ecomorfológicas no presente estudo. Siglas: altura da boca (AIBo), altura da cabeça (AICb), altura da linha média do corpo (AIM), altura da nadadeira anal (AIA), altura da nadadeira caudal (AIC), altura da nadadeira dorsal (AID), altura da nadadeira peitoral (AIPt), altura da nadadeira pélvica (AIPv), altura

do olho (AIO), altura do pedúnculo caudal (AIPd), altura máxima do corpo (AIMCp), área da nadadeira anal (ArA), área da nadadeira anal (ArPv), área da nadadeira dorsal (ArD), área da nadadeira peitoral (ArPt), área do olho (AO), comprimento da cabeça (CCb), comprimento da nadadeira anal (CA), comprimento da nadadeira caudal (CC), comprimento da nadadeira dorsal (CD), comprimento da nadadeira peitoral (CPT), comprimento da nadadeira pélvica (CPv), comprimento do focinho com a boca aberta (CFA), comprimento do focinho com a boca fechada (CFF), comprimento do pedúnculo caudal (CPd), comprimento padrão (CP), largura da boca (LBo), largura do pedúnculo caudal (LPd) e largura máxima do corpo (LMCp). Fonte: Adaptado de Oliveira et al. (2010).

As áreas dos olhos e das nadadeiras foram obtidas a partir dos desenhos do contorno das estruturas, os quais foram escaneados e inseridos no software Autocad 2D da Autodesk (versão 2017, para estudante), para o cálculo da área interna. A partir das medidas morfométricas lineares foram calculados os índices ecomorfológicos com o intuito de minimizar o efeito do tamanho do corpo dos indivíduos. Na Tabela 3 estão apresentados os índices ecomorfológicos calculados e os seus respectivos significados funcionais.

Tabela 3. Índices ecomorfológicos com suas respectivas fórmulas e seus significados funcionais.

	Índices	Fórmulas	Significado Funcional
1	Altura relativa do corpo	$ARCP=(AIMCp/CP)$	Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas (GATZ, 1979).
2	Largura relativa do corpo	$LRCP=(LMCp/CP)$	Maiores valores indicam peixes habitando ambientes mais rápidos (WATSON; BALON, 1984).
3	Índice de compressão lateral	$ICL (AIMCp/LMCp)$	Altos valores indicam espécies com corpos comprimidos, o que é esperado em peixes que ocupam habitats com baixa velocidade da água (WATSON; BALON, 1984).
4	Índice de compressão ventral	$ICV=(ALM/AIMCp)$	Baixos valores indicam espécies com corpos deprimidos, o que é esperado para peixes que exploram ambientes com rápido fluxo de água (WATSON; BALON, 1984).
5	Índice de compressão do pedúnculo	$ICP=(AIPd/LPd)$	Pedúnculos comprimidos indicam indivíduos de natação lenta e pouca manobrabilidade (OLIVEIRA et al., 2010).
6	Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRP= (CPd/CP)$	Pedúnculos compridos indicam peixes hábeis na natação (WATSON; BALON, 1984).
7	Altura relativa do pedúnculo caudal	$ARP=(AIPd/AIMCp)$	Baixos valores indicam alta capacidade de manobrabilidade (WINEMILLER, 1991).
8	Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRP=(LPd/LMCp)$	Altos valores indicam nadadores contínuos (WINEMILLER, 1991).

9	Razão aspecto da nadadeira caudal	$RAC=(AIC^2/ArC)$	Baixos valores indicam boa aceleração, enquanto altos valores favorecem a natação contínua (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
10	Altura relativa da nadadeira caudal	$ARC=(AIC/AIMCp)$	Diretamente proporcional à velocidade de natação (OLIVEIRA et al., 2010).
11	Razão aspecto da nadadeira peitoral	$RAP=(CPT^2/ArPt)$	Altos valores indicam nadadeiras peitorais longas e estreitas, correspondendo a nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002).
12	Altura relativa da nadadeira peitoral	$ARPt=(AIPt/AIMCp)$	Altos valores indicam nadadores de alta velocidade (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002).
13	Altura relativa da nadadeira anal	$ARA=(AIA/AIMCp)$	Altos valores indicam maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
14	Altura relativa da nadadeira pélvica	$ARPv=(AIPv/CP)$	Maiores valores indicam maior estabilidade frente as correntezas, bem como maior habilidade nas frenagens (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005; CASATTI; CASTRO, 2006).
15	Razão aspecto da nadadeira pélvica	$RAPv=(ArPv/CPv^2)$	Maiores valores indicam maior estabilidade frente às correntezas, bem como maior habilidade nas frenagens (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005; CASATTI; CASTRO, 2006).
16	Altura relativa da nadadeira dorsal	$ARD=(AID/AIMCp)$	Maiores valores indicam peixes com maior estabilidade natatória (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005).
17	Comprimento relativo da cabeça	$CRCb=(CCa/CP)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
18	Altura relativa da cabeça	$ARCb=(AICa/AIMCp)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
19	Largura relativa da cabeça	$LRCb=(LCa/LMCp)$	Índices elevados indicam peixes que se alimentam de presas maiores (WATSON; BALON, 1984).
20	Aspecto da boca	$AsB=(AIBo/LBo)$	Índices elevados indicam peixes com bocas estreitas, porém de grande abertura, sugerindo espécies piscívoras (BEAUMORD; PETRERE, 1994).
21	Abertura relativa da boca	$ARB=(AIBo/AIMCp)$	Maiores valores para peixes que predam presas menores (GATZ, 1979).
22	Largura relativa da boca	$LRB=(LBo/LMCp)$	Maiores valores para peixes que predam presas menores (GATZ, 1979).
23	Índice de protusão	$IP=(CFa/CFf)$	Maiores valores para peixes que predam presas menores (GATZ, 1979).

24	Tamanho dos olhos	$TO=(ArO/CCa)$	Maiores valores indicam espécies com maior acuidade visual (PANKHURST, 1989).
25	Tamanho relativo dos olhos	$TRO=(ALO/AIO)$	Maiores valores indicam espécies com maior acuidade visual (PANKHURST, 1989).
26	Coeficiente de finura	$CF=[(CP)/(AMC \times LMC)^{1/2}]$	Medida relacionada à eficiência energética de natação, com maiores valores sugerindo menor custo energético (OHLBERGER; STAAKS; HÖLKER, 2006).

Fonte: Autoria própria

Nesse estudo foram analisados os ecomorfotipos (*sensu* OLIVEIRA et al., 2010) típicos de cada uma das categorias de riacho no que se refere ao seu grau de antropização (urbano, periurbano e rural). Oliveira et al. (2010) conceituam ecomorfotipo como um grupo de indivíduos que exploram os mesmos recursos ambientais usando um conjunto similar de variáveis morfológicas, independentemente das relações filogenéticas entre os membros do grupo.

4.5 Ecologia trófica

Após a tomada das medidas ecomorfológicas, os indivíduos foram mantidos conservados em álcool 70%. O hábito alimentar das espécies foi avaliado a partir do conteúdo estomacal e aquele contido em até um terço do trato intestinal. Os estômagos foram pesados em balança analítica e os recursos alimentares encontrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de um microscópio e um estereoscópio. A abundância (número de ocorrências em cada estômago/intestino) e o percentual do volume de cada recurso foram estimados visualmente com o auxílio de uma placa de Petri. Os recursos foram agrupados em categorias alimentares, conforme descritas na Tabela 4.

Tabela 4. Categorias e classificação dos recursos alimentares encontrados nas diferentes espécies estudadas.

Categoria alimentar	Recursos alimentares
Alga	Algas filamentosas.

Casulo de insetos	Casulo de Trichoptera.
Detrito	Detritos (orgânico e inorgânico) e sedimento.
Inseto adulto	Coleoptera, Diptera: Ceratopogonidae, Ephemeroptera, Hemiptera, Hymenoptera, Odonata, Orthoptera, Trichoptera e fragmentos de insetos não identificados.
Inseto imaturo	Larvas (Diptera: Chironomidae e Culicidae; Lepidoptera; Trichoptera: Hydropsychidae), ninfas (Libellulidae), pupas (Diptera: Chironomidae) e larvas e pupas de insetos não identificados.
Recursos não identificados	Recursos não identificados e fragmentos de animais (inclusive material digerido).
Recursos raros	Arthropoda – Acari, Crustacea: Amphipoda, Copepoda, Isopoda e Ostracoda; Nematoda; Platyhelminthes.
Microcrustáceos	Protozoa (Tacamoeba), Crustacea (Cladocera, Copepoda e Decapoda) e Rotifera.
Molusco	Anellida e Mollusca (Bivalvia e Gastropoda: Hydrobiidae).
Peixe	Escama, ovo e osso.
Vegetal	Briófitas e fragmentos de vegetais não identificados (ramo, folha, fruto, inflorescência e semente).

Fonte: Autoria própria.

Para cada recurso alimentar foram estimadas as seguintes variáveis (HYSLOP, 1980): a) Frequência de Ocorrência (FO), que corresponde ao percentual do número total de estômagos em que um determinado recurso alimentar ocorreu; b) Frequência Numérica (FN), que corresponde à porcentagem da abundância numérica de um determinado recurso alimentar em relação à soma de todos os recursos alimentares; e c) Frequência Volumétrica (FV), que corresponde à porcentagem do volume de um determinado recurso alimentar em relação a todos os recursos presentes nos estômagos.

Para a determinação do volume, devido ao tamanho excessivamente pequeno dos recursos alimentares, foi realizada uma adaptação do método dos pontos proposto por Cadwallader (1975). Nessa adaptação os estômagos/intestinos foram inicialmente avaliados visualmente em relação ao seu grau de repleção (porcentagem do volume interno total do estômago/intestino preenchido com recursos alimentares), atribuindo-se as seguintes categorias: 0 (zero) – para estômago/intestino vazio; 1 (um) – >0 a 25% do volume total do estômago/intestino

preenchido; 2 (dois) – 25 a 50%; 3 (três) – 50 a 75%; 4 (quatro) – > 75%. Na sequência foram estimados visualmente a abundância (número de ocorrências de cada recurso nos estômagos/intestinos) e o percentual do volume de cada recurso com o auxílio de uma placa de Petri.

Por fim, aplicou-se o índice de importância relativa dos recursos alimentares proposto por Pinkas (IIR) (PINKAS et al., 1971), de acordo com a equação 6 abaixo:

(6)

$$IIR = FO * (FN + FV)$$

sendo: IIR= índice de importância relativa dos recursos alimentares; FO = frequência de ocorrência (%) de cada recurso; FN = frequência numérica (%) de cada recurso e FV = volume relativo (%) atribuído a cada recurso.

4.6 Análise dos dados

As diferenças entre as características abióticas dos pontos de amostragem foram testadas por meio de uma Análise de Variância Multivariada (AVM), a qual comparou as diferenças entre as médias de todas as variáveis de interesse ao mesmo tempo (ZAR, 1999; GOTELLI; ELLISON, 2004). A AVM foi realizada na plataforma R (R CORE TEAM, 2013).

Após o cálculo dos índices ecomorfológicos realizou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando uma matriz de correlação de Pearson para observar a distribuição das espécies no espaço ecomorfológico dos riachos estudados. A ACP afere as inter-relações de um grande número de variáveis, a partir das correlações entre os elementos analisados, de modo a sintetizar a variação do conjunto de dados (JONGMAN et al., 1995).

A AVM também foi aplicada a posteriori para testar se há diferenças significativas entre os escores da ACP dos indivíduos de cada riacho, ou seja, investigando se os riachos apresentam estruturas ecomorfológicas diferentes entre si. A hipótese nula testada foi que os riachos submetidos a diferentes graus de antropização (urbano, periurbano e rural) apresentam a mesma estrutura ecomorfológica. A seleção dos eixos das ACPs para interpretação foi realizada a

partir do modelo de *broken stick*, o qual cria uma distribuição nula de autovalores aleatórios, a fim de comparar com os autovalores observados (JOHNSON, 1998). A ACP foi realizada no software R (R Development Core Team, 2016), utilizando o pacote Vegan (OKSANEN et al., 2019).

A partir das dietas alimentares das espécies foram verificadas possíveis variações e similaridades nos hábitos alimentares utilizando a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (JONGMAN et al., 1995) sobre a matriz dos índices de importância relativa (IIR) dos recursos alimentares, realizada na plataforma R (R Core Team, 2013), nos pacotes Vegan (OKSANEN et al., 2019) e FactoMineR (HUSSON; LÉ; PAGÈS, 2011).

Para avaliar a existência de padrões tróficos entre os riachos analisados foi aplicada a Análise de Similaridade Multivariada Não Paramétrica (ANOSIM one-way), testando a hipótese nula de que não há diferença significativa entre as dietas das espécies entre os riachos estudados, testada a partir de 10.000 permutações de Bray-Curtis ($\alpha \geq 5\%$). A ANOSIM foi aplicada no software R (R Development Core Team, 2016).

A Análise de Redundância Canônica (ARC) para aplicada para avaliar a existência de relação entre a ecomorfologia (índices ecomorfológicos) e a ecologia trófica (dietas alimentares) das espécies bioindicadoras dos riachos estudados. A ARC assume a existência de uma dependência linear entre as variáveis ecomorfológicas e tróficas, sendo as primeiras as variáveis explicativas e as segundas as variáveis respostas. A ARC foi realizada utilizando o pacote Vegan no software R (OKSANEN et al., 2019).

A hipótese nula de que as diversificações ecomorfológica e trófica das assembleias de peixes bioindicadores nas diferentes categorias de riachos estudadas independem das relações históricas (filogenéticas) entre as espécies foi testada a partir da aplicação do teste de Mantel. O teste de Mantel calcula a correlação entre duas matrizes de similaridade ou distância aleatorizando a distribuição de dados de uma das matrizes (MANTEL, 1967; LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). O teste é aplicado a partir da equação 7:

(7)

$$Z = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n X_{ij} Y_{ij}$$

na qual Z corresponde ao coeficiente de correlação de Pearson entre as matrizes comparadas e X_{ij} e Y_{ij} correspondem aos seus elementos. A significância estatística da correlação entre as matrizes foi testada a partir da comparação entre a distribuição de 20.000 valores de Z aleatorizados e os valores de Z observados. Neste estudo o teste de Mantel foi usado para testar as correlações entre as matrizes de distâncias ecomorfológica (índices ecomorfológicos), trófica (IIR dos recursos alimentares consumidos pelas espécies) e filogenética (posição taxonômica) entre os indivíduos.

As distâncias ecomorfológicas foram calculadas a partir das distâncias euclidianas médias entre os índices ecomorfológicos para cada par de indivíduos. A matriz de distância trófica foi obtida a partir dos índices de importância relativa (IIR; PINKAS et al., 1971) dos recursos alimentares das espécies aplicando o índice de similaridade de Bray-Curtis (GOTELLI; ELLISON, 2011). A matriz modelo das distâncias filogenéticas entre as espécies foi elaborada a partir da contagem do número de nós que separam as espécies na árvore filogenética, atribuindo valor 1 (um) quando as espécies pertenciam ao mesmo gênero, valor 2 (dois) à mesma família, valor 3 (três) à mesma ordem e valor 4 (quatro) para o par que não pertencia à mesma ordem.

Na medida em que as relações entre ecomorfologia e alimentação podem ser um artefato derivado das relações históricas (filogenéticas) entre as espécies, o teste de Mantel parcial (SMOUSE et al. 1986) foi aplicado com o intuito de avaliar o efeito da filogenia sobre as diversificações ecomorfológicas e tróficas detectadas. Nesse sentido, o teste de Mantel parcial testou a correlação parcial entre as matrizes de ecomorfologia e alimentação controlando o efeito da matriz de filogenia. O teste comparou a matriz de resíduos das regressões entre as matrizes de ecomorfologia e alimentação com a de filogenia. Dessa forma, a matriz de ecomorfologia foi comparada com a de alimentação sem o efeito das relações históricas (filogenéticas) entre as espécies. Os testes de Mantel e Mantel parcial foram realizados no software PAST 3.06 (Paleontological Statistic Software; HAMMER et al. 2001).

5 RESULTADOS

Os três riachos apresentaram diferenças significativas quanto às variáveis abióticas (Figura 3; AVM: $F = 4,67$, $GL = 2$, $p < 0.001$), entretanto as diferenças foram significativas apenas em relação às variáveis altitude e condutividade elétrica. A AVM apresentou um valor marginalmente significativo para a turbidez ($F = 2,92$, $GL = 2$, $p < 0.06$), o que pode ser ponderado em razão da sua importância para o metabolismo e dinâmica limnológica dos riachos.

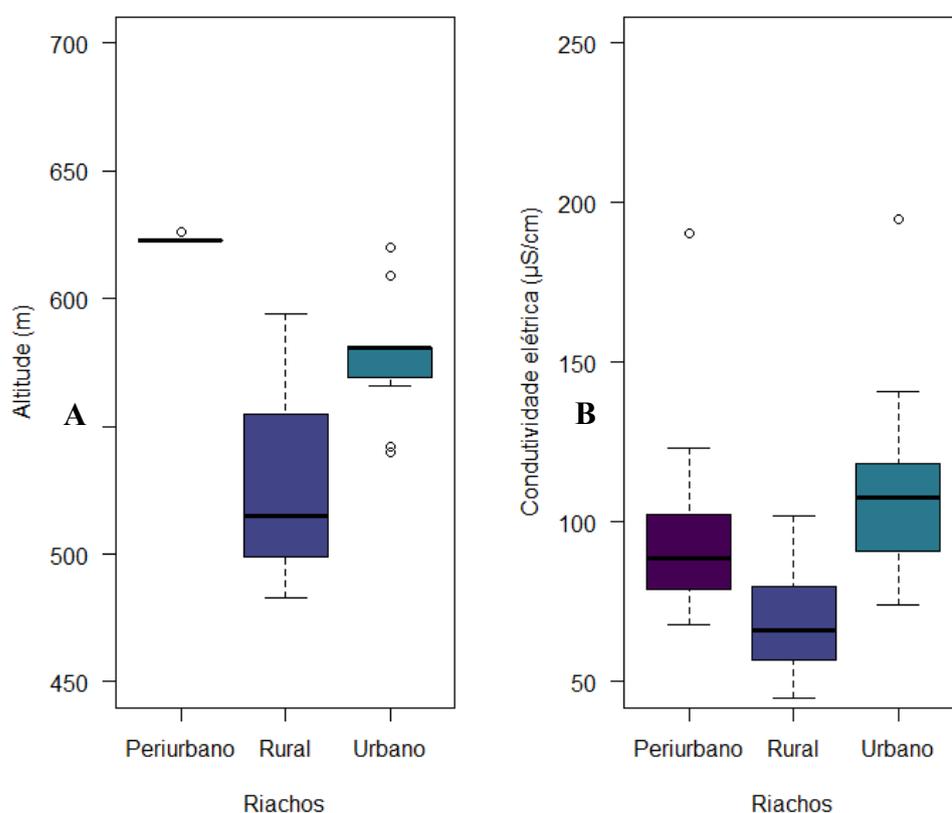


Figura 3. Médias \pm dp indicando o desempenho das variáveis altitude (A) e condutividade elétrica (B) dos três riachos estudados.

No período de amostragem dos anos 2013 e 2014 foram coletados 6.173 indivíduos de 38 espécies de peixes nos três riachos estudados, sendo 2.043 coletados no urbano, 2.126 no periurbano e 2.004 no rural. O IndVal identificou seis espécies significativamente indicadoras para o riacho urbano, duas para o periurbano e doze para o rural, totalizando 20 espécies (Tabela 5).

Tabela 5. Espécies de cada riacho selecionadas para análise pelo IndVal a partir do Teste de Monte Carlo,.

RIACHO	Espécies	Autor	<i>p</i>	<i>n</i>
Urbano	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Valenciennes, 1839	0,0002	28
	<i>Coptodon rendalli</i>	Boulenger, 1897	0,0002	25
	<i>Oreochromis niloticus</i>	Linnaeus, 1758	0,0002	18
	<i>Astyanax lacustris</i>	Garutti & Britski, 2000	0,0002	12
	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch, 1795	0,0002	2
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Quoy & Gaimard, 1824	0,0006	53
Periurbano	<i>Neoplecostomus yapo</i>	Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	0,0002	2
	<i>Poecilia reticulata</i>	Peters, 1859	0,0030	238
Rural	<i>Characidium aff. zebra</i>	Eigenmann, 1909	0,0002	58
	<i>Piabina argentea</i>	Reinhardt, 1867	0,0002	86
	<i>Imparfinis mirini</i>	Haseman, 1911	0,002	1
	<i>Imparfinis schubarti</i>	Gomes, 1956	0,0002	169
	<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	Langeani & de Araujo, 1994	0,0002	33
	<i>Bryconamericus aff. iheringi</i>	Boulenger, 1887	0,0002	34
	<i>Astyanax aff. paranae</i>	Garutti & Britski, 2000	0,0032	48
	<i>Astyanax bockmanni</i>	Vari & Castro, 2007	0,0002	49
	<i>Trichomycterus diabolus</i>	Bockmann; Casatti & de Pinna, 2004	0,0002	35
	<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Amaral Campos, 1944	0,0002	2
	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	Schubart, 1964	0,0002	7
<i>Bryconamericus stramineus</i>	Eigenmann, 1908	0,0012	7	

p = nível de significância obtido pelo teste de Monte Carlo comparando o valor do IndVal observado com a média de valores do IndVal esperados ao acaso.

n = número de indivíduos.

Fonte: A autoria própria.

O riacho rural apresentou o maior o número de espécies bioindicadoras, o que denota uma tendência desse ambiente ser um ecossistema com mais habitats e micro habitats estáveis e íntegros, pois dessa forma consegue sustentar maior riqueza de espécies com características específicas.

Para testar a hipótese de existência de padrões ecomorfológicos das espécies bioindicadoras dos riachos estudados aplicou-se a AVM sobre os escores da Análise de Componentes Principais resultante da matriz de correlação com os índices ecomorfológicos de 877 indivíduos pertencentes a 15 espécies bioindicadoras: (i) riacho urbano: 108 indivíduos pertencentes a quatro espécies - *A. lacustris* (n=12), *C. rendalli* (n=25), *G. brasiliensis* (n=53) e *O. niloticus* (n=18); riacho periurbano: 238 indivíduos da espécie *P. reticulata* - fêmeas (n=125) e machos (n=113) e *N. yapo* (n=2); riacho rural: 526 indivíduos pertencentes a dez espécies - *A. bockmanni* (n=49), *A. ibitiensis* (n=2), *A. aff. paranae* (n=48), *B. aff. iheringi* (n=34), *B. stramineus* (n=7), *C. aff. zebra* (n=58), *I. mirini* (n=1), *I. schubarti* (n=169), *P. argentea* (n=86), *P. tenebrosa* (n=7), *R. pentamaculata* (n=33), *T. diabolus* (n=35). A partir desse teste observaram-se diferenças significativas na variabilidade dos traços ecomorfológicos das espécies bioindicadoras entre os riachos urbanos, periurbano e rural (AVM: $F = 9,33$, $p < 0,01$).

Os dois primeiros eixos foram retidos utilizando-se o método de *broken stick*, explicando juntos 44,6% da variabilidade total dos dados. Dois subgrupos de peixes do riacho rural apresentaram escores mais positivos para o eixo 1 (29,5% de explicação), com destaque para as maiores alturas das nadadeiras pélvica, peitoral e caudal, tamanho da pélvica, além dos maiores coeficiente de finura e abertura da boca (Tabela 6; Figura 4), características mais relacionadas à resistência à natação. Por outro lado, com escores mais negativos, destacaram-se espécies do riacho urbano e um segundo subgrupo do riacho rural com corpos mais altos, mais comprimidos e olhos maiores (Tabela 6; Figura 4).

Com escores mais positivos para o segundo eixo (15,1% da variância) estão peixes do riacho rural, com bocas e cabeças mais largas, nadadeiras peitorais maiores, maiores potencial de abertura de boca e corpos mais comprimidos (Tabela 6; Figura 4). Os peixes com escores mais negativos foram predominantemente do riacho periurbano, com corpos mais largos, pedúnculos caudais mais compridos e olhos maiores (Tabela 6; Figura 4).

Tabela 6. Contribuição dos 25 índices ecomorfológicos analisados nos dois primeiros eixos da ACP nos Riachos estudados, seus autovalores, resultado de *broken stick*, suas respectivas percentagens de variância e as variações cumulativas. Os maiores autovetores estão marcados em negrito.

Índices ecomorfológicos	Eixos	
	Eixo 1	Eixo 2
Altura relativa do corpo	-0.3212	-0.0352
Largura relativa do corpo	-0.0710	-0.4047
Índice de compressão lateral	-0.2964	0.2122
Índice de compressão ventral	-0.0099	0.0283
Índice de compressão do pedúnculo	-0.0506	-0.0927
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0.1257	-0.3596
Altura relativa do pedúnculo caudal	0.1894	-0.1855
Largura relativa do pedúnculo caudal	-0.0292	0.1210
Razão aspecto da nadadeira caudal	-0.0325	-0.0077
Altura relativa da nadadeira caudal	0.2851	-0.1652
Razão aspecto da nadadeira peitoral	-0.1377	0.2649
Altura relativa da nadadeira peitoral	0.3160	-0.1610
Altura relativa da nadadeira anal	0.2732	0.0101
Altura relativa da nadadeira pélvica	0.3163	-0.0216
Razão aspecto da nadadeira pélvica	0.3163	-0.0216
Altura relativa da nadadeira dorsal	0.0476	0.0012
Comprimento relativo da cabeça	-0.0233	0.0192
Largura relativa da cabeça	0.2131	0.2969
Aspecto da boca	-0.1173	0.2545
Abertura relativa da boca	0.2401	0.2283
Largura relativa da boca	0.1109	0.3020
Índice de protusão	-0.1128	-0.1529
Tamanho dos olhos	-0.1871	-0.0711
Tamanho relativo dos olhos	-0.0750	-0.3041
Coeficiente de finura	0.2961	0.2455
<i>Broken stick</i>	16,48	11,68
Variância %	29,48	15,08
Autovalores	27,14	19,41

Fonte: Autoria própria

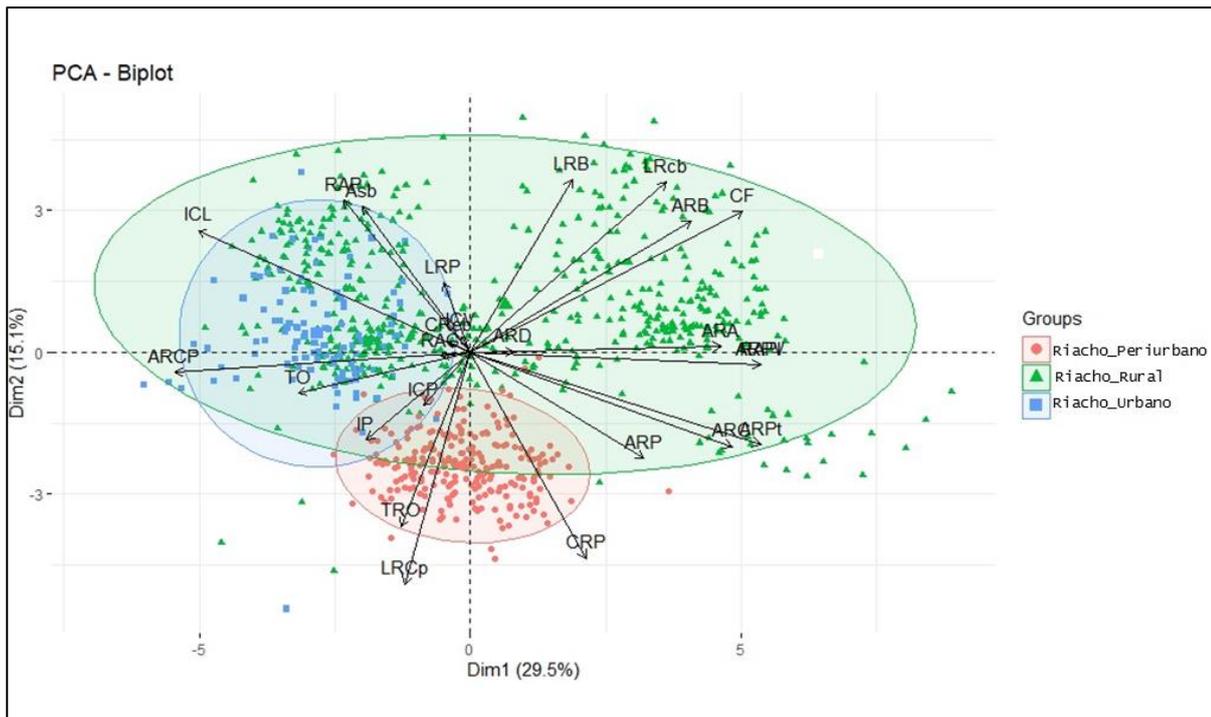


Figura 4. Projeção dos escores dos primeiros eixos da ACP gerada a partir dos atributos ecomorfológicos das espécies bioindicadoras dos riachos urbano, periurbano e rural.

Dessa forma, os atributos ecomorfológicos das espécies bioindicadoras dos riachos submetidos à ACP promoveram a segregação ecomorfológica de três grupos no espaço multivariado gerado: o ecomorfotipo 1 (urbano) com escores mais negativos para o eixo 1, o ecomorfotipo 2 (periurbano) com escores mais negativos para o eixo 2 e o ecomorfotipo 3 (rural), com escores mais dispersos, formando três subgrupos no espaço multivariado.

No que se refere às análises das estruturas tróficas das espécies bioindicadoras, nenhuma das 20 espécies bioindicadoras analisadas foi comum aos três riachos. Foram analisados os conteúdos estomacais de 905 indivíduos, sendo 138 estômagos pertencentes ao riacho urbano, 238 ao periurbano e 529 ao rural.

Os recursos alimentares encontrados foram identificados até o menor táxon possível, e, por conseguinte, agrupados em categorias mais amplas (e.g. algas, casulos de insetos, detritos, insetos adultos e imaturos, recursos não identificados, recursos raros, microscrustáceos, moluscos, peixes e vegetais; Tabela 7), juntamente com o percentual do Índice de Importância Relativa por pontos amostrados nos riachos em estudo.

O IIR da espécie *A. lacustris* no riacho rural revelou maior valor para insetos imaturos, seguido por insetos adultos e material vegetal (Tabela 7), o que reforça a prevalência da categoria de insetos em seu estágio inicial. As demais espécies apresentaram a mesma tendência, já que as categorias que demonstraram os maiores percentuais se relacionam com insetos e detritos.

Tabela 7. Percentual do Índice de Importância Relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho urbano nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. *A. lac* - *Astyanax lacustris* / *G. ina* – *Gymnotus inaequilabiatus* / *G. bra* – *Geophagus brasiliensis* / *C. ren* – *Coptodon rendallii* / *O. nil* – *Oreochromis nilotus*.

Categoria	<i>A. lac</i>	<i>G. ina</i>	<i>G. bra</i>	<i>C. ren</i>	<i>O. nil</i>
Algas	*	0,04	*	2,02	3,60
Casulos de insetos	*	*	*	*	*
Detritos	3,23	1,59	24,49	13,84	22,23
Insetos adulto	22,98	16,26	7,09	34,61	58,09
Insetos imaturo	51,36	34,77	33,69	14,44	5,07
Recursos não identificados	1,33	0,04	22,55	0,02	2,04
Recursos raros	1,00	0,04	0,56	0,04	5,23
Microcrustáceos	*	0,34	0,02	0,41	0,20
Moluscos	*	*	3,87	*	*
Peixes	1,98	0,51	2,42	0,02	0,19
Vegetais	18,13	46,40	5,32	34,61	3,36

Fonte: Autoria própria.

Por outro lado, no riacho periurbano a categoria algas foi a mais importante para a alimentação da espécie *P. reticulata*, tanto para machos como para fêmeas (Tabela 8). As categorias insetos imaturos (e.g. larvas de Chironomidae e Simuliidae) e detritos também se revelaram importantes para a alimentação desses indivíduos.

Tabela 8. Percentual do índice de importância relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho periurbano nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. *P. ret* – *Poecilia reticulata* / *N. yap* – *Neoplecostomus yapo*.

Categorias	<i>P. ret</i> (Macho)	<i>P. ret</i> (Fêmea)	<i>N. yap</i>
Algas	60,64	33,12	*
Casulos de insetos	*	0,01	*
Detritos	27,93	32,11	*
Insetos adulto	2,67	1,82	10,00
Insetos imaturo	6,84	19,93	65,00
Recursos não identificados	1,41	12,75	*
Recursos raros	0,22	0,03	*
Microcrustáceos	0,24	*	*
Moluscos	*	0,01	*
Peixes	0	0,12	*
Vegetais	0,03	0,13	25,00

Fonte: Autoria própria.

A maior parte das espécies amostradas no riacho rural revelou elevada diversidade de recursos alimentares em seus estômagos (Tabela 9). Todavia, foi observada apenas a categoria inseto adulto (e.g. Coleoptera e Hymenoptera) para *B. stramineus*. A categoria detrito demonstrou grande importância para as espécies *B. aff iheringi* e *R. pentamaculata*. As categorias que abrangem os insetos (adultos e imaturos) consistiram em uma das mais importantes para a alimentação das espécies *A. aff paranae*, *A. bookmanni*, *B. aff iheringi*, *B. stramineus*, *C. aff zebra*, *I. schubarti*, *P. tenebrosa*, *P. argentea* e *T. diabolus*.

Tabela 9. Percentual do Índice de importância relativa (IIR) por categoria de recursos alimentares encontrados nos estômagos de indivíduos do riacho rural nos anos de 2013 e 2014. * não houve ocorrência de recursos alimentares para categoria. *P. arg* – *Piabina argentea* / *R. pen* – *Rineloricaria pentamaculata* / *I. sch* – *Imparfinis schubarti* / *B. ihe* – *Bryconamericus aff. Iheringi* / *A. par* – *Astyanax aff. paranae* / *A. boc* - *Astyanax bockmanni* / *A. ibi* – *Apareiodon ibitiensis* / *I. mir* – *Imparfinis mirini* / *P. ten* – *Phenacorhamdia tenebrosa* / *B. stra* – *Bryconamericus stramineus* / *T. dia* - *Trichomycterus diabolus* / *C. zeb* – *Characidium aff. zebra*.

	<i>P. arg</i>	<i>R. pen</i>	<i>I. sch</i>	<i>B. ihe</i>	<i>A. par</i>	<i>A. boc</i>	<i>A. ibi</i>	<i>I. mir</i>	<i>P. ten</i>	<i>B. stra</i>	<i>T. dia</i>	<i>C. zeb</i>
Algas	0,20	*	0,17	*	2,17	0,75	7,70	*	*	*	0,07	*
Casulos de inseto	0,05	0,03	*	*	1,98	*	*	*	*	*	*	*
Detritos	0,61	43,31	0,11	5,21	9,20	1,79	38,22	*	*	*	3,18	0,84
Insetos adulto	69,53	10,57	47,62	53,16	76,58	48,53	31,35	*	79,09	97,36	37,11	25,85
Insetos imaturo	24,77	45,27	48,92	36,14	0,79	23,26	22,72	86,75	18,82	1,27	59,31	71,06
Recursos não identificados	0,10	*	*	*	0,01	0,63	*	*	*	*	*	0,47
Recursos raros	2,85	0,04	0,00	3,81	5,29	2,08	*	*	*	0,73	0,07	1,73
Microcrustáceos	*	*	*	*	0,01	0,34	*	*	*	*	*	*
Moluscos	0,01	*	*	*	0,05	0,00	*	*	*	*	*	*
Peixes	1,63	0,63	2,38	1,28	3,93	20,29	*	*	2,09	*	0,27	*
Vegetais	0,25	0,14	0,81	0,40	0,01	2,67	*	13,25	*	0,64	*	0,06

Fonte: Autoria própria.

A figura 5 apresenta a distribuição dos escores dos recursos alimentares explorados pelas espécies bioindicadoras e dos pontos de amostragem dos riachos estudados no espaço multivariado gerado pela Análise de Correspondência Destendenciada (ACD). Nesse espaço, quanto mais o recurso alimentar estiver próximo a um determinado ponto de amostragem, mas ele foi prioritariamente explorado pelas espécies que ocorrem nesse ponto.

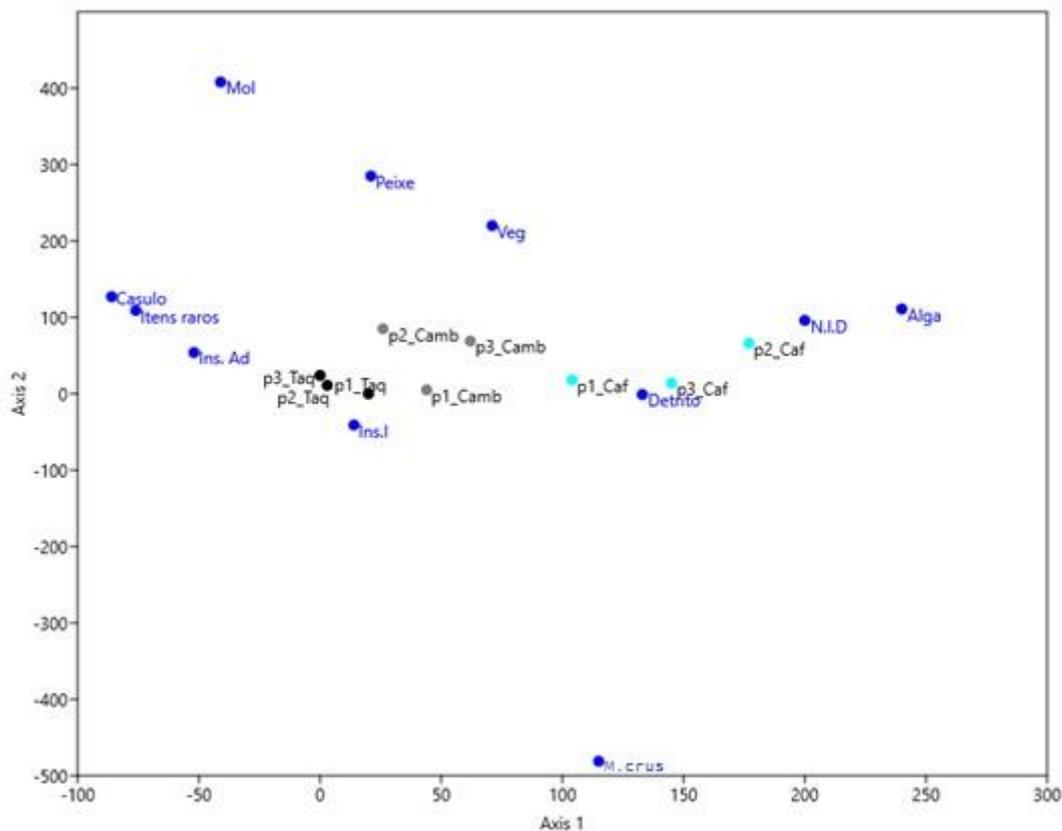


Figura 5. Projeção dos escores dos eixos 1 e 2 da Análise de Correspondência Destendenciada com remoção do efeito de arco (ACD) com os recursos alimentares consumidos pelas espécies bioindicadoras em cada ponto de amostragem dos riachos urbano, periurbano e rural (Alga = Algas, Cas = Casulo de insetos, Det = Detrito, Ins. ad = Inseto adulto, Ins. i = Inseto imaturo, N.i.D = Recursos não identificados, Recursos raros, M.crus = Microcrustáceos, Mol = Molusco, Pei = Peixes, Veg = Vegetais).

O eixo 1 da ACD, explicou 80,74% dos dados e ordenou com escores mais positivos as espécies do riacho periurbano, principalmente os indivíduos de *Poecilia reticulata*, espécie indicadora predominante, que consumiram em maior número algas e detritos. No outro lado do gradiente do eixo, com escores com valores positivos menores, ficaram posicionados indivíduos do riacho rural que consumiram casulos de insetos e maior variedade de insetos adultos (e.g. coleópteras, dípteras, hymenopteras), sendo o *G. inaequilabiatus* a espécie que mais consumiu recursos

dessa categoria. Por outro lado, o eixo 2 da ACD, com 46,95% de explicabilidade, segregou menos os pontos de amostragem dos riachos, com leve destaque apenas para os pontos mais a jusante do riacho urbano e o ponto intermediário do riacho periurbano, com consumos diferenciados de moluscos, peixes e restos vegetais.

Essas diferenças observadas no padrão alimentar das assembleias dos três riachos estudados foram confirmadas pela ANOSIM one-way, revelando padrões alimentares que demonstraram significativa dissimilaridade entre si ($R=0,86$ e $p=0,028$). Isso significa que a hipótese nula de que as espécies indicadoras apresentam a mesma dieta alimentar foi rejeitada. Assim sendo, aceita-se a hipótese alternativa, que comprova a existência de diferença na dieta entre os grupos de espécies bioindicadoras das assembleias de peixes dos riachos urbano, periurbano e rural.

A figura 6 apresenta o resultado da análise das relações entre os padrões ecomorfológicos e o tróficos para os riachos estudados, a partir do espaço multivariado gerado pela Análise de Redundância Canônica (ARC). Os vetores em vermelho correspondem às variáveis explicativas (índices ecomorfológicos) e os quadrados vazios às variáveis resposta (dieta das espécies). Além disso, estão dispostos os centroides dos pontos de amostragem de cada riacho estudado, simbolizados pelos círculos vazios. O primeiro eixo da RDA revelou explicabilidade de 31,09% (autovalor = 20,42; $p = 0,002$), enquanto o segundo eixo foi responsável por 23,25% da variação (autovalor = 18,10; $p = 0,002$) na explicação da relação entre os dois conjuntos de variáveis.

A ARC segregou os três riachos no espaço multivariado. Os peixes bioindicadores do riacho urbano se segregaram revelando maior associação com os itens molusco e peixes, o que pela ACD demonstrou maior relação com os pontos intermediário e mais a jusante. Esses peixes apresentaram corpos maiores (mais altos e largos), bem como com nadadeiras caudais maiores.

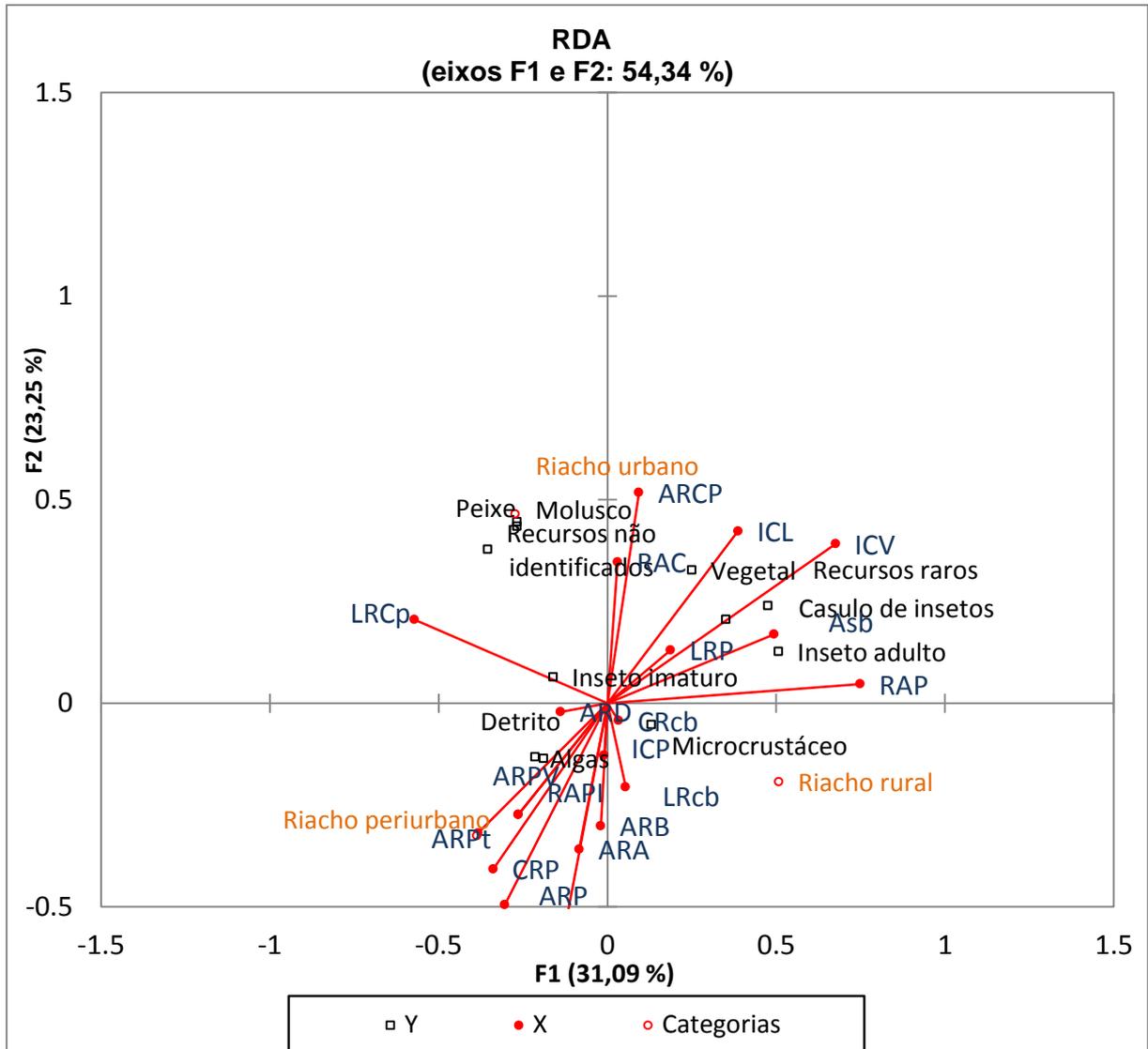


Figura 6. Projeção dos eixos 1 e 2 da ACR para os índices ecomorfológicos (X; círculos cheios) e dieta (Y; quadrados vazios), bem como dos centroides dos escores dos pontos de amostragem dos riachos urbano, periurbano e rural (Categorias de riachos; círculos vazios).

Os peixes bioindicadores do riacho periurbano, por sua vez demonstraram preferência alimentar por algas e detritos orgânicos, corroborando o resultado apresentado pela ACD, revelando um ambiente com menor diversidade de recursos alimentares disponíveis. Nesse riacho os peixes apresentaram nadadeiras peitorais e pélvicas, bem como pedúnculos caudais, mais desenvolvidos, indicativos de maior equilíbrio natatório das espécies. Por outro lado, os peixes bioindicadores do riacho rural apresentaram maior preferência alimentar pelos microcrustáceos, demonstram associação com espécies com cabeças relativamente maiores (mais largas e compridas).

O teste de Mantel revelou correlações significativas entre as matrizes de distância ecomorfológica e trófica entre si ($Z = 0,019$; $p = 0,006$) e de ambas separadamente com a matriz de distância filogenética (ecomorfologia x filogenia: $Z = 0,058$; $p = 0,004$; alimentação x filogenia: $Z = 0,215$; $p < 0,001$). Portanto, a estrutura ecomorfológica da assembleia de peixes bioindicadores depende da estrutura trófica e ambas são dependentes da estrutura filogenética. Contudo, correlações parciais calculadas a partir do teste de Mantel parcial indicaram que as estruturas ecomorfológicas das assembleias de peixes bioindicadores estudadas mantêm sua diversificação trófica nos riachos urbano, periurbano e rural mesmo quando o efeito da filogenia foi controlado ($Z = 0,044$; $p = 0,003$). Esse resultado indica que a forma do corpo das espécies de peixes bioindicadores nesses diferentes grupos de riachos é um boa preditora das estruturas tróficas dessas assembleias.

6. DISCUSSÃO

No que se refere ao rol das variáveis ambientais analisadas (e.g. temperatura, pH, turbidez e oxigênio dissolvido), a maioria não revelou diferenças significativas entre os três riachos (urbano, periurbano e rural), reafirmando resultados obtidos por Simões (2018). As únicas diferenças detectadas entre os três riachos foram entre as variáveis altitude e condutividade elétrica. Estudos com ênfase nos impactos antrópicos sobre as comunidades aquáticas (e.g. FERREIRA; CASATTI 2006; CUNICO; AGOSTINHO; LATTINI, 2006; FELIPE; SÚAREZ, 2010) encontraram resultados similares, em que o aumento da degradação ambiental foram associados a maiores valores de condutividade elétrica (resultante do despejo de resíduos orgânicos), comumente relacionada a menores valores de riqueza de espécies. No presente estudo, os dois riachos com maiores valores médios de condutividade (urbano e periurbano) foram os que apresentaram os menores números de espécies bioindicadoras.

Os ecomorfotipos de cada riacho se distribuíram ao longo dos gradientes ecomorfológicos gerados pela ACP, contudo foi possível observar sobreposições de grupos no espaço ecomorfológico multivariado. A sobreposição detectada, principalmente entre indivíduos dos riachos urbano e rural, provavelmente corresponde às respostas de diferentes espécies às pressões seletivas desses ambientes, podendo ser fruto de processos de convergência, ou seja, similaridade morfológica entre espécies filogeneticamente distantes, ou de divergência, correspondendo a espécies morfológicamente diferentes, mas filogeneticamente próximas (OLIVEIRA et al., 2010).

Contudo, nos extremos dos gradientes ecomorfológicos é possível observar exemplares mais distintos entre os grupos. Na segregação dos ecomorfotipos no espaço multivariado, a ordenação destacou os corpos mais altos e comprimidos, além de olhos maiores (ecomorfotipo urbano), corpos mais largos com pedúnculos mais compridos (ecomorfotipo periurbano) e os aspectos relativos ao tamanho das nadadeiras e coeficiente de finura (ecomorfotipo rural).

No que se refere aos padrões ecomorfológicos dos riachos em função dos seus respectivos graus de antropização, as espécies bioindicadoras do riacho urbano apresentou os corpos mais altos, comprimidos lateralmente, com nadadeiras peitorais e pedúnculos caudais maiores, além de bocas e olhos relativamente

maiores. Esse ecomorfotipo funcionalmente tende a apresentar maior eficiência de natação de curta distância, sendo importante em frenagens e em guinadas (WAINWRIGHT; BELLWOOD; WESTNEAT, 2002; BREDÁ; OLIVEIRA; GOULART, 2005), principalmente em função de seus corpos comprimidos e altos, além de nadadeiras peitorais maiores.

Nesse contexto, as espécies desse riacho estão adaptadas para localizar e explorar recursos alimentares de maior tamanho, por apresentarem bocas maiores, além da perspectiva de melhor acuidade visual em função do maior tamanho do olho. Logo, maior tamanho da boca pode propiciar melhores desempenhos na apreensão de alimentos (COCHRAN-BIEDERMAN; WINEMILLER, 2010; CARDOSO et al., 2019). A amplitude de abertura da boca é sempre determinante para o tamanho do recurso alimentar a ser consumido. Esse resultado também pode estar associado ao fato do riacho urbano ter apresentado maiores valores de condutividade elétrica, geralmente associada diretamente à poluição em áreas urbanizadas (CETESB, 2018) e indiretamente à supressão da vegetação ripária, erosão, carreamento de material alóctone e assoreamento (WALSH et al., 2005; CUNICO; AGOSTINHO; LATTINI, 2006; LARONDELLE; HAASE, 2013), pois esse conjunto pode ampliar a variação da diversidade de recursos disponibilizados no ecossistema.

O padrão ecomorfológico do riacho periurbano apresentou distinções quando comparado ao demais, principalmente pela dominância da espécie exótica de pequeno porte *P. reticulata*. Influenciado por essa espécie bem adaptada a sistemas impactados (GOMES-SILVA et al., 2020), o padrão ecomorfológico do riacho periurbano apresentou indivíduos com menores larguras do corpo, pedúnculos caudais mais finos, menores índices de protusão e compressão do corpo. Embora os indivíduos desse riacho possuam atributos ecomorfológicos que limitam a natação contínua, por outro lado eles propiciam maior eficiência de natação de curta distância e promovem deslocamentos mais rápidos por toda a coluna d'água, com menor esforço (OLIVEIRA et al., 2010; BALDASSO et al., 2019), similar ao ecomorfotipo nectônico descrito por Neves et al. (2015) para um riacho da bacia do Rio Iguaçu (PR). Esses atributos apresentados pela espécie bioindicadora do riacho periurbano facilita a captura de recursos autóctones, como detritos orgânicos no substrato e algas (PAGOTTO, 2014).

No riacho rural foi detectada uma diversidade de espécies bioindicadoras mais ampla. O ecomorfotipo típico tendeu a apresentar maiores nadadeiras caudais, um indicativo de boa capacidade para natação contínua (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005), bem como nadadeiras peitorais mais longas e estreitas, o que está associado à maior velocidade de natação (GATZ, 1979). O ecomorfotipo também se caracterizou pela maiores nadadeiras anais, o que implica em maior capacidade de desempenhar manobras e estabilização do movimento (BREDA; OLIVEIRA; GOULART, 2005), possivelmente, permitindo bons deslocamentos em habitats mais estruturados, como é o caso do riacho rural. Além disso, também exibiram maiores comprimento de cabeça e largura da boca, atributos importantes para acesso a uma dieta mais diversificada, permitindo, inclusive, a predação de presas relativamente maiores (GATZ, 1979; BALDASSO et al., 2019).

O ecomorfotipo detectado no riacho rural revela adaptabilidade para explorar morfologicamente o substrato com maior eficiência relativa, além de também desenvolver adaptações específicas para ambientes com fluxo mais rápido da água (PAGOTTO, 2014; NEVES et al., 2015). Não obstante, no riacho rural, notam-se características de peixes tanto com grande capacidade de natação, como peixes de nado curto. Dessa forma, esse ecomorfotipo permite maior diversificação ecomorfológica (WINEMILLER, 1991; OLIVEIRA et al., 2010), permitindo desde natação contínua, até habilidade em manobrabilidade. Nesse contexto, pode-se afirmar que o riacho rural apresenta habitats e microhabitats que propiciam maior diversidade de peixes, com o desenvolvimento de diferentes estratégias de natação, nos permitindo levantar a hipótese de que em comparação aos demais riachos (urbano e periurbano), o riacho rural é o que detém maior integridade ambiental.

Os padrões tróficos revelados pela análise de ordenação demonstraram que o riacho urbano é caracterizado por peixes que consomem predominantemente vegetais, indicando uma relativa simplificação da dieta, o que pode expressar reduzida diversificação de recursos alimentares disponíveis no ecossistema. Cabe ressaltar que o riacho urbano apresentou maior média de condutividade elétrica, indicadora de poluição. Há chance que esse material vegetal tenha sido carregado a partir do escoamento superficial da zona urbana, principalmente quando há intensificação do desmatamento ripário (DALA-CORTE et al., 2020). Da mesma forma, é importante destacar que a antropização da paisagem também favorece a

entrada de materiais alóctones nos ambientes aquáticos (WALSH et al., 2005; CORDEIRO; BORGHEZAN; TRAJANO, 2013).

O padrão trófico do riacho periurbano revelou-se muito influenciado pela espécie dominante e generalista *P. reticulata* (CUNICO; AGOSTINHO; LATTINI, 2006), a qual costuma consumir os recursos com maior disponibilidade no meio (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005; MISE et al., 2018). Contudo, no presente estudo a espécie se revelou consumidora preferencialmente de detritos orgânicos e algas. O consumo de detrito tem uma relação direta com peixes cuja morfologia apresenta pedúnculos mais altos e corpos mais deprimidos, melhor adaptados à exploração de substratos e recursos bentônicos (PAGOTTO et al., 2011), o que não é o típico da *P. reticulata*, o que pode denotar ajustes adaptativos para explorar ambientes funcionalmente mais simplificados.

Quanto ao riacho rural, o padrão trófico foi caracterizado pelo consumo de uma gama de insetos adultos e imaturos, ou seja, por uma relativa maior diversidade de recursos, o que corrobora a perspectiva de maior integridade ambiental desse ecossistema. A maior diversidade de recursos alimentares explorados pelas espécies no riacho rural pode estar relacionado com a maior extensão de vegetação ripária no seu entorno (MARCUCCI, 2020), fator que pode contribuir para a disponibilidade dos recursos alimentares dentro do sistema fluvial (CORDEIRO; BORGHEZAN; TRAJANO, 2013; SILVA et al., 2016). De modo geral, a supressão da vegetação ripária pode acarretar simplificação de habitats e, conseqüentemente, alterar os padrões ecomorfológicos e tróficos das assembleias de peixes como reflexo da perda de qualidade ambiental (CASSATI; FERREIRA; CARVALHO, 2009).

O alto consumo de detritos e insetos aquáticos nos três riachos (urbano, periurbano e rural) é um padrão observado em riachos neotropicais (SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012). Os padrões tróficos observados no presente estudo corroboram o descrito na literatura para as mesmas espécies avaliadas no Estado do Paraná, e em diversos outros locais que compõem a bacia do Alto Rio Paraná. Conforme evidenciado na literatura, as espécies mais abundantes analisadas na bacia se alimentam principalmente de insetos aquáticos adultos, insetos aquáticos imaturos, detritos e material vegetal (e.g. BRAGA et al., 2008; ROLLA; ESTEVES; ÁVILA-DA-SILVA, 2009); SAMPAIO; GOULART, 2011; COSTA-PEREIRA; ROSA; RESENDE, 2012; SILVA; RIBEIRO; BIAGIONI; SMITH, 2014; NEVES et al., 2015; SILVA; DELARIVA; BONATO, 2012; SILVA, 2016; BALDASSO et al., 2019).

Ademais, é importante salientar que a interferência antropogênica tende a influenciar na estruturação das comunidades biológicas e no metabolismo dos ecossistemas, alterando a qualidade ambiental dos riachos (WALSH et al., 2005; TOZZO et al., 2017; SILVA et al., 2019; MAMUM; AN, 2020), promovendo alterações nas assembleias de peixes (MARCUCCI, 2020).

Por fim, a análise de redundância canônica trouxe uma síntese das informações da ACP e ACD, onde foi encontrado um padrão de relação significativa das variáveis de atributos ecomorfológicos e a dieta das espécies dos riachos urbano, periurbano e rural. De forma similar aos estudos de Neves et al. (2015) e Baldasso et al. (2019) para assembleias de riachos, no presente estudo também foi encontrada forte correlação entre as estruturas ecomorfológica e trófica. Nos riachos rurais as espécies caracterizaram-se por apresentarem nadadeiras pélvicas, peitorais, anais e caudais maiores, associadas comumente à natação e manobrabilidade (BREDA et al., 2005; RIBEIRO; TERESA; CASATTI, 2016), características relacionadas a peixes com hábitos alimentares bentônicos (OLIVEIRA et al., 2010; NEVES et al., 2015), chamando atenção pelo consumo de insetos adultos, imaturos e microcrustáceos do zooplâncton. Dessa forma, essa maior diversidade de recursos, aliada a maior integridade ambiental, favorece ecomorfotipos com maior amplitude funcional expressa por habilidades natatórias mais diversificadas.

Em contraste, no riacho urbano as características da estrutura ecomorfológica que mais se destacaram foram aquelas relacionadas a melhor capacidade de manobra e estabilização de movimentos (largura e comprimento corporal e boca maiores), características de ecomorfotipo que permite explorar presas com tamanhos diversificados (PAGOTTO, 2014). O padrão ecomorfológico generalista caracterizado por corpos mais largos e alturas maiores revelou-se, nesse caso, diretamente associado a um padrão trófico mais simplificado, com consumo de peixes, moluscos e recursos não identificados, quando comparados principalmente com o padrão observado no riacho rural.

A dualidade se encontra nesse conjuntura, logo, o ecomorfotipo urbano apresenta corpos relativamente mais adaptados para explorar uma menor diversidade de recursos. Aparentemente, em condições mais restritivas (ambientes impactados, com elevada condutividade elétrica), como essas observadas nos riachos urbano e periurbano, as espécies tendem a intensificar adaptações das suas

morfologias funcionais que promovam o aumento do fitness das populações. Um indicativo foi a ocorrência incomum de canibalismo ou piscivoria em espécies como em *P. reticulata* (SOUZA; TOZZO, 2013), na medida em que há tendência de redução na diversidade de recursos nesse ambiente, típico de sistemas ambientalmente alterados e instáveis.

Nesse estudo observamos que a forma do corpo das espécies bioindicadoras dos riachos urbano, periurbano e rural se revelaram uma boa preditora da alimentação dessas espécies nesses riachos, independentemente das relações de parentesco (filogenéticas) entre as espécies. Esse resultado confirma que os estudos ecomorfológicos se revelam indicadores apropriados para avaliar o padrão de exploração de recursos ambientais não apenas como resultado das diferenças evolutivas entre as espécies, mas também oriundas de processos biológicos e ecológicos.

CONCLUSÃO

As assembleias de peixes de riachos urbano, periurbano e rural apresentaram diferenças no que se refere as suas estruturas ecomorfológicas em função do gradiente de alteração do sistema lótico e seu entorno, independente das relações filogenéticas entre as espécies. Nesse contexto, verificou-se que a formação dos distintos grupos mantém relação com o grau de antropização das bacias hidrográficas, demonstrando que a diversidade de espécies bioindicadoras foi, também, determinada primariamente pelas diferenças no grau de integridade dos riachos, como indicado pela condutividade elétrica.

As alterações pelas quais os riachos urbano e periurbano têm sido submetidas podem ser responsáveis pela redução na disponibilidade de recursos alimentares, simplificando o padrão trófico das espécies, com reflexos para os padrões ecomorfológicos e a estrutura das comunidades. Condição diferente daquela observada no riacho rural, que apresentou maior diversidade de traços ecomorfológicos associados a um padrão trófico mais diversificado, se mostrando um ambiente relativamente mais íntegro ambientalmente.

Dessa forma, a hipótese do trabalho original foi aceita, pois há evidências significativas de que quanto mais urbanizada for a bacia, menor será a diversificação ecomorfológica da assembleia de peixes e a diversidade de recursos alimentares disponíveis para serem potencialmente explorados pelas espécies. Além disso, cabe reforçar que essas relações se revelaram fortes mesmo quando as relações filogenéticas entre as espécies das assembleias foram desconsideradas.

Contudo, os resultados obtidos reforçam a importância de ações de conservação e o desenvolvimento de programas de manejo para estes ecossistemas, a fim de preservar sua estrutura e reduzir as influências antrópicas que possam promover desequilíbrio na organização das comunidades biológicas. Mais especificadamente, por envolver implicações ecológicas, recomendam-se medidas de monitoramento e minimização dos impactos advindos das fontes antrópicas e a plena recuperação da dinâmica natural das bacias hidrográficas, principalmente a partir da recuperação da vegetação ripária e do controle de emissões atmosféricas e efluentes residuários, agrícolas e industriais. Portanto, a partir da redução das cargas poluidoras (pontuais e difusas) oriundas das áreas urbanizadas, bem como a redução da lixiviação de compostos dos campos

destinados ao agronegócio, é possível promover a ampliação da diversificação ecomorfológica das assembleias de peixes, a qual tende a responder diretamente ao aumento da diversidade de recursos alimentares explorados.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, Mar. 2001.
- ALMEIDA, D.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G. G.; ELVIRA, B.; GROSSMAN, G. D. Trophic plasticity of invasive juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* in Iberian streams. **Fisheries Research**, v. 113, n. 1, p. 153–158, Jan. 2012.
- ALMEIDA, M. N.; TORRES, E. C. **A importância da conservação da mata ciliar: o caso do córrego da mata no município de Londrina-PR**. XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010.
- ALVES, T. L. **Abordagem geográfica a partir da análise ambiental em áreas de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do ribeirão Taquara**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia, Meio ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2009.
- ARAÚJO, N. B.; TEJERINA-GARRO, F. L. Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.7, n.1, p.31-38, 2009.
- BALDASSO, M. C.; WOLFF, L. L.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Ecomorphological variations and food supply drive trophic relationships in the fish fauna of a pristine neotropical stream. **Environmental Biology of Fishes**, v. 102, p. 783-800, 2019.
- BALON, E. K.; CRAWFORD, S. S.; LELEK, A. Fish communities of the upper Dunube river (Germany, Austria) prior to the new Rhein-Main-Donau connection. **Environmental Biology of Fishes**, v. 15, n. 4, p. 243 - 271, 1995.
- BEAUMORD, A. C.; PETRERE, M. Fish communities of Manso river, Chapada dos Guimarães, MT, Brazil. **Acta Biologica Venezuelica**, v. 15, n. 2, p. 21-35, 1994.
- BENNEMANN, S. T.; CASATTI, L.; OLIVEIRA, D. C. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 1 - 8, 2006.
- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SIUZA, L. M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de Astyanax (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 95, n. 3, p. 247-254, set. 2005.
- BOWEN, S.H. Quantitative description of the diet. In: NIELSEN, L.A.; JOHNSON, D.L. (Org.). Fisheries techniques. **American Fisheries Society**, Bethesda, 1992, p.325-336.
- BOZZA, A. N.; HAHN, N. S. Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 217 - 226, 2010.

- BRAGA, A. L. C.; POMPEU, P. S.; CARVALHO, R. F.; FERREIRA, R. L. Dieta e crescimento de *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces Synbranchiformes) durante período de pré-estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 10, n. 2, p. 133 - 138, 2008.
- BREDA, L.; OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 4, p. 371–381, 2005.
- BUCKUP, P. A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 06, n. 01, p.91-138, 1999.
- BURKHARD, B; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MULLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 17–29, out. 2012.
- CADWALLADER, P. L. The food of the New Zealand common river galaxias, *Galaxias vulgaris* Stokell (Pisces: Salmoniformes). **Marine and Freshwater Research**, v. 26, n. 1, p. 15-30, 1975
- CAMARGO, M. M. P.; MARTINEZ, C. B. R. Biochemical and physiological biomarkers in *Prochilodus lineatus* submitted to in situ tests in an urban stream in southern Brazil. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 21, n. 1, p. 61-69, 2006.
- CARDOSO, D. C.; DEHART, P.; FREITAS, C. E.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. Diet and ecomorphology of predator fish species of the Amazonian floodplain lakes. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 3, e20180678, 2019.
- CARNIATTO, N.; FUGI, R.; CANTANHÊDE, G.; GUBIANI, E. A.; HAHN, N. S. Effects of flooding regime and diel cycle on diet of a small sized fish associated to macrophytes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 363-372, 2012.
- CARVALHO, N. R.; SOUZA, F.; DEPRÁ, G. C.; SILVA, R. F. Variação Sazonal na Dieta ne *Astyanax* aff. *paranae* Eigenmann, 1914 em uma Região de Cabeceira na Bacia do Rio Ivaí. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 8, n. 3, nov. 2015.
- CASSATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 2, p.1-14, 2006.
- CASATTI, L.; CASTRO, R. M. C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, 203-214, 2006.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, jun. 2009.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of the physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental Management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, Dec. 2006.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 681–696, May 2006.

CASTELLANI, D.; BARRELLA, W. Impactos da atividade de piscicultura na bacia do rio Ribeira de Iguapé, SP - Brasil. **Revista do Instituto de Pesca**, v. 32, n. 2, p. 162 - 171, 2006.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: *Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas* (E.P. Caramaschi, R. Mazzoni, C.R.S.F. Bizerril, P.R. Peres-Neto, eds.). **Oecologia Brasiliensis**, v. 6, Rio de Janeiro, p. 139-155, 1999.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental das variáveis de qualidade - 2018**. 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/12/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2019.

COCHRAN-BIEDERMAN, J. L.; WINEMILLER, K. O. Relationships among habitat, ecomorphology and diets of cichlids in the Bladen River, Belize. **Environmental Biology of Fishes**, v. 88, n. 2, p. 143-152, 2010.

CORDEIRO, L. M.; BORGHEZAN, R.; TRAJANO, E. Distribuição, riqueza e conservação dos peixes troglóbios da Serra da Boboquena, MS (Teleostei: Siluriformes). **Revista da Biologia**, v. 10, n. 2, p. 21 - 27, 2013.

CORRÊA, C. E.; HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L. Extreme trophic segregation between sympatric fish species: the case of small sized body *Aphyocharax* in the Brazilian Pantanal. **Hydrobiologia**, v. 635, p. 57 - 65, 2009.

CORRÊA, C. E.; PETRY, A. C.; HAHN, N. Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 99, n. 4, p. 456 - 463, dez. 2009.

CORTELLETE, G. M.; GODEFROID, R. S.; SILVA, A. L. C.; CATTANI, A. P.; DAROS, F. A.; SPACH, H. L. Peixes da área de deposição de material dragado na Baía de Antonina, Paraná, Brasil. **Caderno da Escola de Saúde**, v. 2, p. 1 - 19, 2009.

COSTA-PEREIRA, R.; ROSA, F. R.; RESENDE, E. K. **Estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos porção oeste da bacia do Alto Paraná**. Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E), 2012.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-1110, 2006.

DALA-CORTE, R. B.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; MARTINS, R. T.; CUNICO, A. M.; PES, A. M.; MAGALHÃES, 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.; BREJÃO, G.

L.; BRITO, J. G.; VITULE, J. R. S.; SIMIÃO-FERREIRA, J.; DIAS-SILVA, K.; ALBUQUERQUE, L.; JUEN, 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.; LEITÃO, R. P.; RUARO, R.; MARIANO, R.; COUCEIRO, S. R. M.; ABILHOA, V.; OLIVEIRA, V. C.; SHIMANO, Y.; MORETTO, Y.; SUAREZ, Y. R.; ROQUE, F. O. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n.7, p. 1391-1402, 2020.

DANZ, N. P.; NIEMI, G. J.; REGAL, R. R.; HOLLENHORST, T.; JOHNSON, L. B.; HANOWSKI, J. M.; KELLY, J. R. Integrated measures of anthropogenic stress in the US Great Lakes basin. **Environmental management**, v. 39, n. 5, p. 631-647, 2007.

DECATANZARO, R.; CVETKOVIC, M.; CHOW-FRASER, P. The relative importance of road density and physical watershed features in determining coastal marsh water quality in Georgian Bay. **Environmental Management**, v. 44, n. 3, p. 456 - 467, 2009.

DELGADO, R. H. **Análise da contaminação ambiental da bacia hidrográfica do rio Taquara: Aspectos da qualidade da água**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010.

ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

EVANS, K. M.; KIM, L. Y.; SCHUBERT, B. A.; ALBERT, J. S. Ecomorphology of Neotropical Electric Fishes: An Integrative Approach to Testing the Relationships between Form, Function, and Trophic Ecology. **Integrative Organismal Biology**, v. 1, n. 1, p. 1 - 16, 2019.

FELIPE, T. R. A.; SÚAREZ, Y. R. Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, alto rio Paraná. **Biota Neotropica** v. 10, n. 2, Apr/Jun 2010.

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 642-651, set. 2006.

FISCH, F.; BRANCO, J. P.; MENEZES, J. T. Ictiofauna como indicador da integridade biótica de um ambiente de estuário. **Acta Biológica Colombiana**, v. 21, n. 1, p. 27 - 38, 2016.

FRAGOSO-MOURA, E. N.; LUIZ, T. F.; COETI, R. Z.; PERET, A. C. Ecologia trófica do *Hemigrammus marginatus* Ellis, 1911 (Characiformes, Characidae) em um riacho tropical conservado. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 2, p. 372-382, 2017.

FREIRE, A. G.; AGOSTINHO, A. A. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.13, n.1, p.1-9, 2001.

FREITAS, T. M. S.; MONTAG, L. F. A.; BARTHEM, R. B. Distribution, feeding and ecomorphology of four species of Auchenipteridae (Teleostei: Siluriformes) in Eastern Amazonia, Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, 107, e2017008, 2017.

FREITAS, C. E. C; SIQUEIRA-SOUZA, F. K. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, v.1, n.2, p.39-45, ago. 2009.

FROMM, P. O. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. **Environmental Biology of Fishes**, v. 5, n. 1, p. 79-93, 1980.

GALVES, W; SHIBATTA, O. A.; JEREP; F. C. Fish, Taquara river basin, northern of the state of Paraná, Brazil. **Checklist**. v.3, n.3, p.253-259, 2007.

GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 56 - 61, 2012.

GATZ, A. J. Community Organization in Fishes as Indicated by Morphological Features. **Ecology**, v. 60, n. 4, p. 711 - 718, 1979.

GERKING, S. D. Feeding Variability. In: **Feeding Ecology of Fish**. San Diego: Academic Press, 1994. p. 41-53.

GOMES-SILVA, G.; CYUBAHIRO, E.; WRONSKI, T.; RIESCH, R.; APIO, A.; PLATH, M. Water pollution affects fish community structure and alters evolutionary trajectories of invasive guppies (*Poecilia reticulata*). **The Science of the Total Environment**, v. 730, 2020.

GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. University of California Press, 1981, 280 p.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GRAÇA, W. J; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007, 241p.

GROSSMAN, G. D.; RATAJCZAK JR, R. E.; CRAWFORD, M.; FREEMAN, M. C. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**, v. 68, n. 3, p. 395-420, 1998.

GUIDA, R. J.; REMO, J. W. F.; SECCHI, S. Tradeoffs of strategically reconnecting rivers to their floodplains: the case of the Lower Illinois River (USA). **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 43–55, 1 dez. 2016.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.; FRID, C. (Org.). **Ecosystem Ecology: a new synthesis**. BES Ecological Reviews Series, Cambridge, 2010, pp. 1 - 31.

HAMMER, D.A.; HARPER, T.; RYAN, P.D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologica Electronica**, v. 4, p.1-9, 2001.

HERDER, F.; FREYHOF, J. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, v. 69, n. 2, p. 571-589, 2006.

HORA, S. L. Structural modifications in the fish of mountain torrents. **Records of the Indian Museum**, v. 24, p. 31 - 61, 1922.

HUGUENY, B; OBERDORFF, T; TEDESCO, P. A. Community ecology of river fishes: a large-scale perspective. In: American **Fisheries Society Symposium**. 2010. p. 29-62.

HYNES, H.B.N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **Journal of Animal Ecology**, v. 19, n. 1, p. 36-57, 1950.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411-429, 1980.

IDE, A. K.; ANDRADE, M. C. K. Impactos da perenização do riacho Terra Nova na agricultura irrigada do município de Cabroró/PE. **Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 10, n. 6, p. 57 - 77, 2017.

IORIS, A. A. R. Rethinking Brazil's Pantanal Wetland Beyond Narrow Development and Conservation. **The Journal of Environment & Development Debates**, v. 22, n. 3, p. 239–260, 1 set. 2013.

ISHIKAWA, D. N; NOALE, R. Z.; OHE, T. H. K.; SOUZA, E. B. R.; SCARMÍNIO, I. S.; BARRETO, W. J.; BARRETO, S. R. G. Avaliação do risco ambiental em sedimentos dos lagos do riacho Cambé, em Londrina, pela distribuição de metais. **Química Nova**. v. 32, n.7 p.1744-1749, 2009.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 1, p. 157-170, 2001.

JONES, K. A.; HARA, T. J.; SCHERER, E. Behavioral modifications in arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. **Physiological Zoology**, v. 58, n. 4, p. 400-412, 1985.

JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. T.; VAN TONGEREN, O. F. R. (Ed.). **Data Analysis In Community And Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 299 p.

JOHNSON, D. E. **Applied Multivariate Methods for Data Analysts**. Pacific Grove, ITP, 1998. 567p

HUSSON, F.; LÊ, S.; PAGÈS, J. **Exploratory Multivariate Analysis by Example Using R**. Chapman & Hall/CRC Press, 2011.

KAISER-BUNBURY, C. N.; MUFF, S.; MEMMOTT, J.; MÜLLER, C. B.; CATLISCH, A. The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: a quantitative approach incorporating pollinator behaviour. **Ecological Letters**, v. 13, n. 4, p. 442 - 452, 2010.

KARR, J. R.; JAMES, F. C. Eco-morphological configurations and convergent evolution on species and communities. In: CODY, M. I.; DIAMOND, J. M. (Org.). **Ecology and Evolution of Communities**. The Belknap Press of Harvard University, Cambridge, MA, 545 p.

KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J. Water Resources and the Land-Water Interface. **Science**, v. 201, n. 4352, p.229-234, 21 jun. 1978.

LARONDELLE, N.; HAASE, D. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 179–190, 2013.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. 2nd English ed. Elsevier, 1998. 853 p.

LEITÃO, M. L. C.; SILVA, I. L.; HIROKI, K. A. N.; PELLI, A.; SOUZA, F. Diferenças ecomorfológica e funcional em populações de *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008, na bacia do alto rio Paraná. **Biota Amazônica**, v. 8, n. 3, p. 34 - 38, 2018.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LINDE-ARIAS, A. R et al. Biomarkers in an invasive fish species, *Oreochromis niloticus*, to assess the effects of pollution in a highly degraded Brazilian River. **Science of the Total Environment**, v. 399, n. 1-3, p. 186-192, 2008.

LIMA, M. A. T.; CHAGAS, R. J. Dieta e sobreposição alimentar entre espécies de peixes nativas e introduzidas no reservatório da Barragem da Pedra, Bahia. **Uniciências**, v. 23, n. 2, p. 89 - 94, 2019.

LIMA, F. P.; NOBILE, A. B.; FREITAS-SOUZA, D.; CARVALHO, E. D.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effect in the Neotropical region. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, e2018030, 2018.

LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. S.; CIRIO, S. M. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

LOPES, F. F.; MALABARBA, L. R. Revisão de alguns aspectos da assembleia de peixes utilizados em programas de monitoramento ambiental. **Vittalle - Revista de Ciências da Saúde**, v. 19, n. 1, p. 45-58, fev. 2008.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. In: **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. 1 ed. São Paulo: Edusp, 1999, 534 p.

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; GOMEZ, L. C.; HAHN, N. S. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 2, p. 273 - 285, 1998.

MACHADO, I. B. T. **Qualidade microbiológica da água e características ambientais da bacia de manancial de abastecimento do Ribeirão Cafezal**. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

MAMUM, M.; AN, K-G. Stream health assessment using chemical and biological multi-metric models and their relationships with fish trophic and tolerance indicators. **Ecological Indicators**, v. 111, 106055, 2020.

MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, v. 27, p. 209-220, 1967.

MARCUCCI, C. R. **Estrutura das assembleias de peixes de trechos de riachos submetidos a diferentes graus de urbanização na região de Londrina-PR**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

MARCUCCI, C. R. **Diversidade taxonômica e funcional das assembleias de peixes de riachos ao longo do gradiente urbanização-agricultura**. 2019. 72 folhas. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. **Bioindicators and Biomonitoring**. Elsevier, Oxford, p. 3-39, 2003.

MARSH-MATTHEWS, E.; MATTHEWS, W. J. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? **Ecology of Freshwater Fish**, v. 9, n. 1-2, p. 9-21, 2000.

MATTHEWS, W.J. **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. New York: Chapman & Hall, 2012.

MAZZONI, R.; MORAES, M.; REZENDE, C. F.; MIRANDA, J. C. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto Tocantins, Goiás, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 100, n. 2, p. 162 - 168, 2010.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD: multivariate analysis of ecological data; Version 6 for Windows; [User's Guide]**. MjM software design, 2011.

MCGEOCH, M. A.; VAN RENSBURG, B. J.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p. 661-672, 2002.

MISE, F. T.; MESSAGE, H. J.; PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E. Avaliação ambiental em riachos tropicais utilizando curvas de biomassa-abundância e índice W em assembleias de peixes. **Iheringia. Série Zoologia**, 108, e2018029, 2018.

MORALES, J. J.; GARCIA-ALZATE, C. A. Ecología trófica y rasgos ecomorfológicos del pez *Triportheus magdalenae* (Characiformes: Triportheidae) en el embalse El Guájaro, río Magdalena, Colombia. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 3, p. 1208-1222, 2018.

MUGODO, J.; KENNARD, M. J.; LISTON, P.; NICHOLS, S.; LINKE, S.; NORRIS, R. H.; LINTERMANS, M. Local stream habitat variables predicted from catchment scale characteristics are useful for predicting fish distribution. **Hydrobiologia**, v. 572, n. 1, p. 59-70, Nov. 2006.

MUNIZ, C. C.; FLAMINI, A. C.; KANTEK, D. Z.; LÁZARO, W. L.; SOUZA, A. R.; OLIVEIRA JÚNIOR, E. S. O. Stress hídrico determina a dieta de *Tetragonopterus argenteus* (CUVIER, 1816) no Pantanal Norte. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 4, p. 210-218, 2019.

NASCIMENTO, M. B.; SMITH, W. S. A ictiofauna da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: estrutura das assembleias e a influência de diferentes variáveis ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science of Technology**, v. 20, n. 1, p. 29 - 42, 2016.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. **Neotropical Ichthyology**, v. 13, n. 1, p. 245 – 254, 2015.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S.A, 1988. 434 p.

OHLBERGER, J.; STAAKS, G.; HÖLKER, F. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 176, p. 17 - 25, 2006.

OKSANEN, A.J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; HARA, R.B.O.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOEC, E. 2019. **Vegan: community ecology package. R package vegan**, vers. 2.2-1.

OLIVEIRA, D. C. de; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p.95-107, 2005

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E. Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 22, p. 445-453, 2000.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; BREDAS, L.; MINTE-VERA, C. V.; PAIVA, L. R. S.; VISMARA, M. R. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 3, p. 569-586, 2010.

OLIVEIRA, J. F.; MORAES-SEGUNDO, A. L. N.; NOVAES, J. L. C.; COSTA, R. S.; FRANÇA, J. S.; PERETTI, D. Estrutura trófica da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 106, e2016001, 2016.

OTA, R. R.; DEPRÁ, G. C.; GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 2, e170094, 2018.

PAGOTTO, J. P. A.; GOULART, E.; OLIVEIRA, E.F.; YAMAMURA, C; B. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 469 – 479, 2011.

PAGOTTO, J. P. A. **Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da bacia do rio Pirapó**, região norte do Paraná, Brasil. 2014.

PANKHURST, N. W. The relationship of ocular morphology to feeding modes and activity periods in shallow marine teleosts from New Zealand. **Environmental Biology of Fishes**, v. 26, n. 3, p. 201 - 211, 1989.

PAVANELLI, C. S.; CARAMASCHI, E. P. Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná basin. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, n. 2, p. 271-280, 2003.

PAZ, Y. M.; ALMEIDA, M. M.; EL-DEIR, S. G. Monitoramento de efluentes industriais através do uso da carpa-comum (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) como bioindicador. In: XXXIII **Encontro Nacional de Engenharia de Produção. A gestão dos processos de produção e as parcerias globais para o desenvolvimento sustentável dos sistemas produtivos**. Salvador, BA, Brasil, 08 a 11 de Outubro de 2013.

PEREIRA, L.; MERCANTE, C. Ammonia in fish breeding systems and its effects on the water quality - A review. **Boletim do Instituto de Pesca**, [S.l.], v. 31, n. 1, p. 81-88, jul. 2018.

PINHEIRO, W. M.; FARIAS, A. C. S. Composição específica, bioecologia e ecomorfologia da ictiofauna marinha oriunda da pesca de pequena escala. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n. 1, p. 181 - 194, 2016.

PINKAS, L.; OLIPHANT, M. S.; IIVERSON, I. L. K. **Food habits of albacore, bluefin tuna, and bonito in California waters**. Calif. Dep. Fish Game, Fish. Bull., 1971, 152: 105p.

PINTO, M. D. S.; DÓRIA, C. R. C.; MARQUES, E. E. Alterações temporais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes durante onze anos de formação de um reservatório do médio rio Tocantins, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 9, n. 1, p. 17 - 21, 2019.

POLIS, G. A.; ANDERSON, W. B.; HOLT, R. D. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 289-316, 1997.

PRADO, A. V. R.; GOULART, E.; PAGOTTO, J. P. A. Ecomorphology and use of food resources: inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 4, e150140, 2016.

QUEIROZ, T. M.; OLIVEIRA, J. R.; MARCHETTO, M. Qualidade ambiental em afluente de cabeceira do Rio Paraguai sob influência de agricultura e urbanização. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 8, p. 82-92, 2018.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013. Disponível em:<<https://www.R-project.org/>>. Acesso em:01 fev. 2013.

REIS SILVA, Y. R.; LEICHTWEIS, K. S.; MACHADO, K. B.; AMARAL, R. B.; SILVA JR., N. J.; SILVA, L. D. Assembleias de peixes do Baixo Rio Claro e o parasitismo por *Diplostomum sp.* (Digenea, Diplostomidae). **Revista EVS - Revista de Ciências Ambientais e Saúde**, Goiânia, v. 45, p. 9-20, abr. 2018.

RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Estudo da dieta natural da ictiofauna de um reservatório centenário, São Paulo, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 4, p. 404 - 412, 2014.

RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. March, p. 1–10, 2016.

RODRÍGUEZ, M. A.; LEWIS, W. M. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 1, p. 109-128, 1997.

ROLLA, A. P. R.; ESTEVES, K. E.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 1, p. 65-76, 2009.

RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 411 - 417, 2002.

SÁNCHEZ-GONZÁLES, S.; RUIZ-CAMPOS, G.; HERRERA-FLORES, A.; LOZANO-VILANO, M. L.; GONZÁLEZ-ACOSTA, A. F.; INZUNZA-BELTRÁN, H. M. Composición taxanómica y abundancia espacio-temporal de la ictiofauna del Río Presidio, Sinaloa, México. **Revista de Biología Tropical**, v. 66, n. 2, p. 848 - 862, 2018.

SAMPAIO, A. L. A.; GOULART, E. Ciclídeos neotropicais: ecomorfologia trófica. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 4, p. 775 - 798, 2011.

SANTANA, K.; TORRES, C.; FONTES, A.; COSTA, A.; PESO-AGUIAR, M.; ALCÂNTARA SANTOS, A.; PINTO MEDEIROS, Y. Efeitos da regularização dos reservatórios na ictiofauna do baixo curso do rio São Francisco. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 4, n. 1, 95 - 108, 2016.

SANTOS, A. R. J.; SANTOS, L. H. Riqueza, abundância e distribuição temporal da anurofauna e levantamento da ictiofauna em uma área de reflorestamento no norte do Paraná. **Revista EDUCamazônica - Educação Sociedade e Meio Ambiente**, v. 23, n. 2, p. 489 - 504, 2019.

SANTOS, C. L.; SANTOS, I. A.; SILVA, C. J. Ecologia trófica de peixes ocorrentes em bancos de macrófitas aquáticas na baía Caiçara, Pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 4, p. 473 - 476, out/dez. 2009.

SEREIA, D. A. O.; DUARTE, G. S. C.; DEBONA, T. A importância das unidades de conservação para a preservação da diversidade de peixes em riachos. Estudo de caso: riacho Sanga 2 do Poço Preto, um afluente da bacia do rio Iguaçu, Parque Nacional do Iguaçu. **Revista Latino-Americana de Estudos Avançados**, v. 1, n. 2, p. 39 - 56, 2017.

SILVA, J. A. S. **Tendências do novo rural na bacia do Ribeirão Cafezal**. Dissertação (Mestrado em Geografia, Meio Ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2006.

SILVA, R. G. **Peixes bentófagos de riachos: dieta dos predadores e disponibilidade de presas**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2016.

SILVA, P. P. A. **Reprodução de peixes de riachos na Reserva Biológica de Sooretama (Sooretama, ES) como ferramenta para a conservação da Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical), Universidade do Espírito Santo, São Mateus, 2017.

SIMÕES, G. Z. **Variação nas estruturas ecomorfológicas e trófica da espécie de peixe *Poecilia reticulata* entre riachos sob diferentes pressões ambientais na região de Londrina-PR**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

SILVA, J. C.; DELARIVA, R. L.; BONATO, K. O. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 2, p. 389-399, 2012.

SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. **Acta Scientiarum**, v. 29, n. 4, p. 387 - 394, 2007.

SILVA, C. M.; HONORATO, E. V.; SILVA-FILHO, C. A.; SILVEIRA, P. B. 40K como bioindicador de poluição do rio Capibaribe em Recife-PE. **Holos**, v. 4, n. 36, 67 - 76, 2016.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; MACHADO, R.; TEODORO, C. C.; LÓPEZ, F. M. A.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Aspects that should be considered in a possible revision of the Brazilian Guideline Conama Resolution 357/05. **MOJ Ecology & Environmental Sciences**, v. 4, n. 5, p. 195 - 197, 2019.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; BAYER, C.; CALDAS, W. H.; CARDOSO, D. C.; YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C. Ecomorphological correlates of twenty dominant fish species of Amazonian floodplain lakes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 1, p. 199-206, 2016.

SMITH, W. S.; PEREIRA, C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Trophic structure of the fish community throughout the reservoirs and tributaries of the Middle and Lower Tietê River (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, e308, 2018.

SMOUSE, P.E.; LONG, J.C.; SOKAL, R.R. Multiple regression and correlation extensions of the Mantel Test of matrix correspondence. **Systematic Zoology**, v. 35, n. 4, p. 627-632, 1986.

SOUZA, F.; ABREU, J. A. S.; SILVA, C. E.; GOUVEIA, A. A. Relação entre parâmetros ecológicos e qualidade ambiental em três córregos na bacia do alto rio Paraná. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 101-110, set. 2013.

SOUZA, F.; TOZZO, R. A. *Poecilia reticulata* Peters 1859 (Cyprinodontiformes, Poeciliidae) como possível bioindicador de ambientes degradados. **Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 3, n. 2, p. 162-175, 2013.

SOUZA, F. F. C.; NASCIMENTO, F. R.; OTENIO, M. H. Contexto geoambiental da bacia do rio do Peixe, Sudeste do Brasil. **GeoAmazonia**, v. 3, n. 6, p. 121 - 132, 2015.

STERNER, T.; BARBIER, E. B.; BATEMAN, I.; BIJGAART, I. V. D.; CRÉPIN, A. S.; EDENHOFER, O.; FISCHER, C.; HABLA, W.; HASSLER, J.; JOHANSSON-STENMAN, O.; LANGE, A.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SMITH, H. G.; STEFFEN, W.; WAGNER, G.; WILEN, J. E.; ALPÍZAR, F.; AZAR, C.; CARLESS, D.; CHÁVEZ, C.; CORIA, J.; ENGSTRÖM, G.; JAGERS, S. C.; KÖHLIN, G.; LÖFGREN, Å.; PLEIJEL, H.; ROBINSON, A. Policy design for the Anthropocene. **Nature Sustainability**, v. 2, S.I., p. 14 - 21, 2019.

SU, S.; XIAO, R.; JIANG, Z.; ZHANG, Y. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. **Applied Geography**, v. 34, p. 295–305, 2012.

SÚAREZ, Y. R. **Estrutura das comunidades de peixes na bacia do rio Iguatemi-MS**. 2004. ii, 96 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2004. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/106600>>.

SUDARYANTO, A.; MONIRITH, E.; KAJIWARA, N.; TAKAHASHI, S.; HARTONO, P.; MUAWANAH; OMORI, K.; TAKEOKA, H.; TANABE, S. Levels and distribution of organochlorines in fish from Indonesia. **Environment International**: Elsevier, v. 33, n.6, p.750–758, ago. 2007.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 67 - 76, 2007.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 1, p. 91 - 108, 2005.

TOZZO, R. A.; FROTA, A.; OTA, R. R.; SOUZA, F. Influência longitudinal de barramentos na estrutura ictiofaunística em riacho de pequena ordem. **Biota Amazônia**, v. 7, n. 4, p. 1 - 5, 2017.

TUNDISI, J. G.; MATSURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–75, dez. 2010.

UEIDA, V. S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, F. I.; PERES-NETO, P. R. (Eds). Ecologia de Peixes de riachos. Série **Oecologia Brasiliensis**, v. 6. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 1999, p. 01 - 22.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2013. Disponível em: <<http://water.epa.gov/scitech/monitoring/rsl/bioassessment/>>. Acesso em: 20 dez. 2019.

VAN DER KLAUW, C. J. Ecological studies and reviews. IV. **Ecological morphology**. **Bibliotheca Biotheoretica**, v. 4, p. 27-111, 1948.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: Eduem, v. 169, 1996.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**. v.7, n.1, p.57-65. 2007.

WAINWRIGHT, P. C.; BELLWOOD, D. R.; WESTNEAT, M. W. Ecomorphology of Locomotion in Labrid Fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 65, p. 47 - 62, 2002.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371 - 384, 1984.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological Diversification in Lowland Freshwater Fish Assemblages from Five Biotic Regions. **Ecological Monographs**, v. 61, n. 4, p. 343 - 365, 1991.

WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C.; BRENKERT, A. L. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 44, n. 1-2, p. 235 - 261, 1995.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998.

ZAPPAROLI, I. D. Oferta e demanda de água na bacia hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT) – Londrina, Paraná, Brasil: saneamento ou produção de energia. **Economia & Região**. v.1, n.1, p.91-117. 2013.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice-hall, 1999.