

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE  
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

THIAGO DERUZA GARCIA

**Ecomorfologia e dieta como ferramentas ecológicas para análises da  
influência das condições ambientais nas assembleias de peixes de  
riachos neotropicais**

Maringá  
2019

THIAGO DERUZA GARCIA

**Ecomorfologia e dieta como ferramentas ecológicas para análises da  
influência das condições ambientais nas assembleias de peixes  
de riachos neotropicais**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart  
Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto

Maringá-PR  
2019

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"  
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

G216e Garcia, Thiago Deruza, 1993-  
Ecomorfologia e dieta como ferramentas ecológicas para análises da influência das condições ambientais nas assembleias de peixes de riachos neotropicais / Thiago Deruza Garcia. -- Maringá, 2019.  
29 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2019.  
Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart.  
Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto.

1. Peixes de riachos, Assembleia de - Ecomorfologia - Ivaí, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 2. Peixes de água doce - Diversidade ecomorfológica - Ivaí, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 3. Ecologia trófica - Ecomorfologia - Urbanização - Riachos neotropicais. 4. Peixes de água doce - Estrutura trófica - Urbanização - Riachos neotropicais. 5. Ecologia trófica - Ecomorfologia - Ivaí, Rio, Bacia - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.176427098162  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

THIAGO DERUZA GARCIA

**Ecomorfologia e dieta como ferramentas ecológicas para análises da  
influência das condições ambientais nas assembleias de  
peixes de riachos neotropicais**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Erivelto Goulart  
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Dr.<sup>a</sup>. Rosemara Fugi  
Universidade Estadual de Maringá (UEM/Nupélia)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rosilene Luciana Delariva  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste)

Aprovado em: 08 de março de 2019.

Local da defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, que me fortalece todos os dias.

Aos meus pais pelo apoio que deram à minha educação e pelos valores transmitidos a mim.

A meu orientador Dr. Erivelto Goulart, coorientador João Paulo Alves Pagotto e a Dr<sup>a</sup>. Rosemara Fugi pelos ensinamentos e oportunidades, além de contribuir para o meu crescimento profissional e pessoal. É um orgulho tê-los como espelhos, pelos excelentes profissionais que são.

Aos membros do laboratório: Bárbara, Marlene, Matheus, Kátia, Ana Lúcia, Leonardo e Rubian pela troca de conhecimentos e parceria ao longo do mestrado. Em especial, à Bárbara e Marlene pela constante paciência e auxílio na identificação dos conteúdos estomacais.

As doutorandas Bárbara Quirino, Caroline Muniz e pós-doutoranda Larissa Strictar Pereira pelas contribuições com as estatísticas e com o manuscrito.

Aos meus amigos que proporcionaram momentos incríveis ao longo do mestrado. Em especial a Letícia Siman Bora, Meriele Melo, Jonathan Rosa e Felipe Rafael de Oliveira.

A Ana Paula Bonini, pela realização da análise química.

Aos membros da banca examinadora por aceitarem prontamente o convite.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais por fazerem parte da construção do meu conhecimento.

Aos profissionais do Nupélia João Dirço, Tato e Tuti pelo auxílio com as coletas dos peixes.

Aos funcionários vinculados ao Nupélia, pelo suporte e disposição. Especialmente, à Elizabete, Jocemara, Salete e João.

Ao Nupélia, pela infraestrutura.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA).

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de mestrado.

# **Ecomorfologia e dieta como ferramentas ecológicas para análises da influência das condições ambientais nas assembleias de peixes de riachos neotropicais**

## **RESUMO**

No atual cenário, os riachos estão sujeitos a diversos efeitos negativos causados pela rápida expansão dos centros urbanos. O uso e a ocupação do solo pelos seres humanos alteram a dinâmica e o funcionamento destes ecossistemas, comprometendo sua estrutura e modificando suas interações ecológicas. Assim, o objetivo foi avaliar se as condições ambientais provenientes das atividades humanas afetam negativamente a variabilidade de traços ecomorfológicos de assembleias de peixes em riachos urbanizados e não-urbanizados. As amostragens foram realizadas em 10 riachos neotropicais (urbanizados e não-urbanizados), com auxílio de pesca elétrica. Foram realizadas 22 medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca, tais medidas foram utilizada para calcular os índices ecomorfológicos. Para a quantificação dos conteúdos alimentares foi empregado o método volumétrico e a frequência de ocorrência, sendo combinados no índice alimentar. Observou-se diferenças significativas na variabilidade dos traços ecomorfológicos entre os riachos urbanizados e não-urbanizados. Ao avaliar a relação entre as variáveis ambientais e os traços ecomorfológicos observou-se 16 correlações significativas. As espécies consumiram 22 tipos de recursos alimentares sendo detrito, larvas de Trichoptera, vegetal, frutos e sementes, larvas de Simuliidae e Chironomidae os itens mais consumidos pelas espécies. Destes, destaca-se larvas de Odonata, Coleoptera terrestre, Lepidoptera terrestre e Isoptera como itens exclusivos na dieta dos peixes capturados em ambientes não-urbanizados. Os resultados obtidos reforçam a importância da conservação e desenvolvimento de programas de manejo para estes ecossistemas a fim de manter sua estrutura, reduzindo quaisquer influências que possam interferir diretamente na biota aquática.

**Palavras-chave:** Alimentação de peixes. Ecologia de riachos. Impactos urbanos. Traços ecomorfológicos. Urbanização.

## **Ecomorphology and diet as ecological tools for analysis of the influence of environmental conditions on fish assemblages of neotropical streams**

### ***ABSTRACT***

In the current scenario, streams are subjected to several negative effects caused by the rapid expansion of urban centers. The use and occupation of the soil by humans alter the dynamics and functioning of these ecosystems, compromising their structure and modifying their ecological interactions. Thus, the objective was to evaluate if the environmental conditions resulting from human activities negatively affect the variability of ecomorphological traits of fish assemblages in urbanized and non-urbanized streams. Samplings were carried out in 10 neotropical streams (urbanized and non-urbanized), with the aid of electric fishing. A total of 22 linear morphological measures related to trunk, fins, head and mouth were used to calculate the ecomorphological indices. For quantification of alimentary contents, the volumetric method and frequency of occurrence were used, being combined in the alimentary index. Significant differences in the variability of ecomorphological features between urbanized and non-urbanized streams were observed. When evaluating the relationship between environmental variables and ecomorphological traits, we observed 16 significant correlations. The analyzed species consumed 22 types of food resources, being detritus, Trichoptera larvae, vegetable, fruits and seeds, larvae of Simuliidae and Chironomidae the most consumed items. Of these, larvae of Odonata, Coleoptera terrestris, Lepidoptera terrestris and Isoptera stood out as exclusive items in the diet of fish caught in non-urbanized environments.

**Keywords:** Streams ecology. Fish feeding. Ecomorphological traits. Urban Impacts. Urbanization.

Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica “Landscape and Urban Planning”.

Disponível em:

<<https://www.journals.elsevier.com/landscape-and-urban-planning>>. ISSN: 0169-2046



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>10</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>10</b>
<b>2.2</b>	<b>Delineamento amostral e coleta dos dados .....</b>	<b>11</b>
<b>2.3</b>	<b>Medidas morfológicas.....</b>	<b>12</b>
<b>2.4</b>	<b>Dieta .....</b>	<b>13</b>
<b>2.5</b>	<b>Análise dos Dados .....</b>	<b>14</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>14</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO .....</b>	<b>20</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>22</b>
	<b>APÊNDICE A - Lista dos peixes amostrados nos riachos do rio Ivaí. ....</b>	<b>29</b>



## 1 INTRODUÇÃO

Riachos são ecossistemas heterogêneos e complexos que variam na velocidade da água, profundidade, substrato, fluxo e transparência da água contribuindo, fatores que contribuem para a existência de uma alta diversidade de espécies (Zaret & Rand, 1971; Casatti, 2002; Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012;). Além disso, estes ecossistemas abrigam espécies de pequeno porte, em sua maioria endêmica e de baixo valor comercial (Buckup, 1999; Langeani, Casatti, Gameiro, Carmo, & Rossa-Feres, 2005). Estas espécies são altamente dependentes da vegetação ciliar que atua como importante fonte de carbono orgânico auxilia na retenção de energia proveniente dos riachos, além de servir como fonte de alimento alóctone para os organismos presentes (Pusey & Arthington, 2003, Langeani, Casatti, Gameiro, Carmo, & Rossa-Feres, 2005).

No atual cenário, estes ecossistemas estão sujeitos a inúmeros efeitos negativos causados pela rápida expansão dos centros urbanos (Bonato, Delariva, & Silva, 2012). O uso e a ocupação do solo pelos seres humanos alteram a dinâmica e o funcionamento destes ecossistemas, comprometendo sua estrutura e modificando suas interações ecológicas (Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012). O desenvolvimento urbano atua na perda da mata ciliar (Vannote, Minshall, Sedell, & Cushing, 1980; Pusey, & Arthington, 2003), fragmentação e degradação de habitats naturais, alteração na composição de espécies, modificação nos sistemas hidrológicos, fluxo de energia e ciclo de nutrientes (Di Giulio, Holderegger, & Tobias, 2009; Shandas & Alberti, 2009). Baixas intensidades de distúrbios são suportadas pelas espécies (Connell, 1978), no entanto, com o aumento da intensidade e frequência do distúrbio negativo, o estabelecimento e abundância de espécies invasoras são favorecidos, conseqüentemente, ocorrendo perda da biodiversidade local e homogeneização biótica (Marchetti, Lockwood, & Light, 2006; McKinney, 2006). Entretanto, riachos não-urbanizados também sofrem influência negativa decorrido das atividades proveniente das atividades agrícolas, ou por meio da pastagem e mineração mineral (Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012).

As espécies de peixes de riachos tendem a ser afetadas pelo tipo e intensidade das atividades que incidem sobre a bacia de drenagem (Roy, Purcell, Walsh, & Wenger, 2009; Alexandre, Esteves, & Moura e Mello, 2010; Hepp, Milesi, Biasi, & Restello, 2010), sendo frequentemente alteradas quanto à composição e diversidade taxonômica (Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012) ocupação do nicho (Cardinale, 2011) e interações

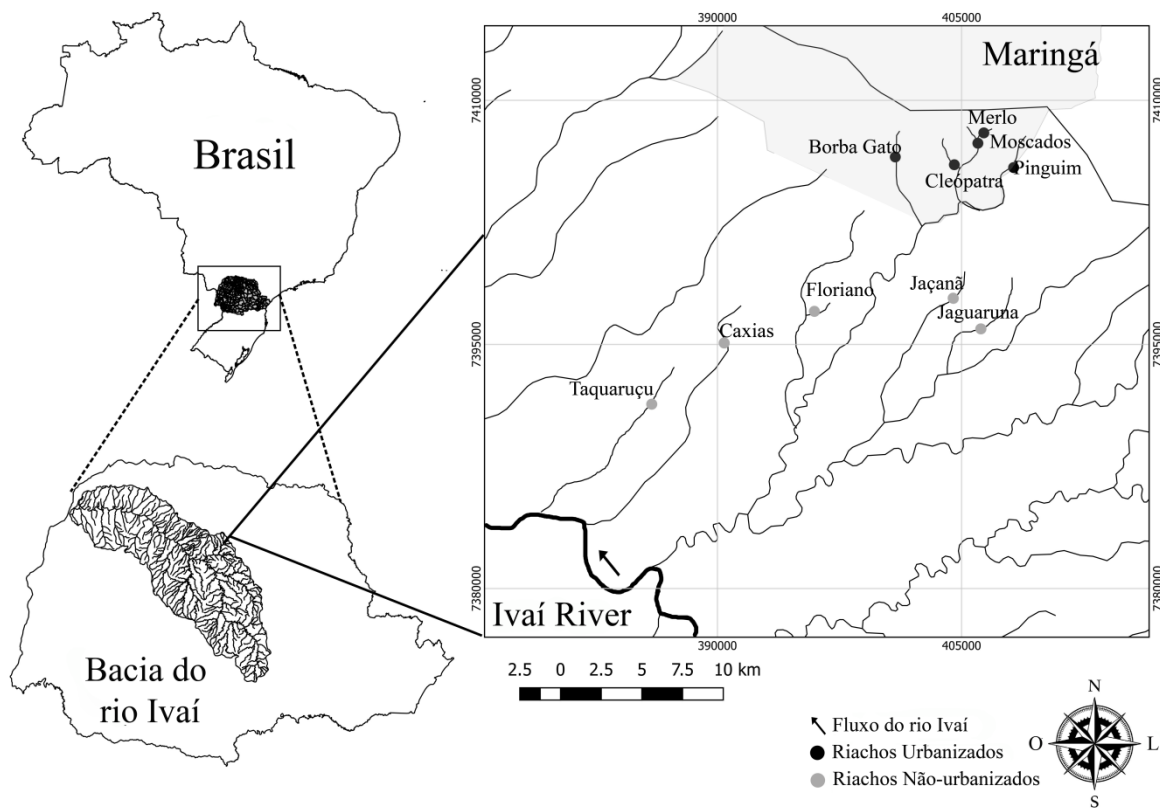
ecológicas (Bonato, Delariva, & Silva, 2012). Ademais, o número de espécies presentes em determinado local pode estar ligado à multiplicidade de recursos disponíveis no ambiente e à maneira de como são explorados e partilhados (Winemiller, 1991). Neste contexto, ecólogos têm utilizado estudos ecomorfológicos e ecologia trófica a fim de compreender como a ictiofauna responde às variações no ambiente, dada percepção de sua sensibilidade às variações ambientais (Oliveira & Bennemann, 2005; Felipe & Suárez, 2010).

Variações morfológicas entre espécies refletem o uso diferenciado dos recursos e a diferenciação de nicho, havendo relação positiva entre a morfologia e a ecologia das espécies (Pianka, 2000). Assim, a composição dos traços ecomorfológicos na assembleia de peixes pode variar de acordo com o tipo de distúrbio ou uso da terra em áreas adjacentes aos corpos d'água (Biswas, Mallik, Braithwaite, & Wagner, 2016). Assim, o objetivo deste estudo foi averiguar se as condições ambientais provenientes das atividades humanas afetam negativamente a variabilidade de traços ecomorfológicos de assembleias de peixes em riachos urbanizados e não-urbanizados. Assim, uma vez que riachos não-urbanizados apresentem maior variabilidade ecomorfológica, espera-se que a amplitude do nicho trófico da assembleia seja maior do que em riachos urbanizados.

## **2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

O estudo foi realizado em dez riachos (1ª a 2ª ordem) pertencentes à bacia do rio Ivaí (22°56'17 " - 25°35'27 " S e 50°44'17 " - 53°41'43 " W) – bacia do alto rio Paraná, Brasil (Fig. 1). O rio Ivaí apresenta uma área de drenagem de 35.845 km<sup>2</sup>, com aproximadamente 685 km de extensão até sua foz, no rio Paraná (Maack, 1981). Os corpos d'água cujas nascentes estão inseridas no perímetro urbano foram classificados como riachos urbanizados. Esses riachos estão inseridos em uma área com uma população de aproximadamente 417.010 mil habitantes e recebem constantemente o despejo de esgoto doméstico e industrial (Kühl, Rocha, Espindola & Lansac-Töha, 2010). Riachos cujas nascentes estão inseridas em áreas rurais, circundado por agricultura, como soja e cana-de-açúcar, foram classificados como riachos não-urbanizados.



**Figura 1.** Mapa da região amostrada, destacando riachos urbanizados e não-urbanizados da bacia hidrográfica do rio Ivaí, PR, Brasil.

As amostragens foram desenvolvidas em maio de 2018, período em que se inicia estação seca na região. Coletas dos dados ambientais e da assembleia de peixe foram realizadas em dez riachos, sendo cinco urbanizados e cinco não-urbanizados (Figura 1) mediante a licença da Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Estadual de Maringá (CEUA) 4637160318/2018 e do Instituto Chico Mendes da Conservação e Biodiversidade (ICMBIO) 25560-1.

## 2.2 Delineamento amostral e coleta dos dados

A pesca elétrica foi utilizada como apetrecho para a captura dos peixes, sendo composta por dois puçás ligados a um gerador portátil de corrente alternada 2.500W operado a 500V. Em cada riacho foram instaladas rede de bloqueio (malha de 2 cm entre nós adjacentes) a jusante da região onde a pesca elétrica foi realizada, atuando como barreira para os indivíduos não coletados pelos puçás. O esforço amostral foi de sucessivas passagens dos puçás, em uma extensão de 30 metros, durante 30 minutos em direção oposta ao fluxo de água do riacho. Após as coletas, os peixes capturados foram anestesiados (óleo de cravo), fixados

(formalina 10%) e após 48 horas foram transferidos para recipientes conservados em álcool 70%, etiquetados e identificados conforme Ota, Deprá, Graça, & Pavanelli (2018). Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia/UEM. Em laboratório os estômagos e/ou intestino foram retirados, fixados (formalina 10%), etiquetados e armazenados no Laboratório de Ecologia Trófica da Universidade Estadual de Maringá.

A coleta dos dados ambientais foi realizada em todos os locais amostrados. De forma padronizada, os locais foram foto-documentados e caracterizados quanto à estrutura física: comprimento (m) e largura (m); heterogeneidade ambiente: profundidade do canal (m); tipo de substrato: argila, areia e seixos; complexidade estrutural do hábitat: troncos, galhos, dossel e estruturas artificiais. Informações referentes ao substrato, complexidade estrutural do hábitat e dossel foram quantificados por meio da utilização de um quadrado com 0,5 m<sup>2</sup>, subdivididos em 25 quadrados menores de 0,10 m<sup>2</sup>, sendo seus valores estimados a partir da soma das subdivisões preenchidas. As variáveis limnológicas: oxigênio dissolvido (mg/L OD), temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica (µS/cm), turbidez, salinidade (%) e fósforo total (P-total). Tais variáveis foram mensuradas pelo mesmo instrumento (Horiba U-52).

### **2.3 Medidas morfológicas**

Foram realizadas 22 medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca (Gatz Jr. 1979; Watson & Balon 1984; Wikramanayake, 1991; Oliveira et al. 2010), sempre tomadas ao lado esquerdo de cada indivíduo, com o uso de paquímetro digital (precisão de 0,01 mm). As áreas das nadadeiras e do olho foram obtidas por meio de desenho dos contornos das estruturas e posteriormente digitalizadas, sendo os cálculos realizados no programa ImageJ (Rueden, Schindelin, & Hiner, 2017). Número máximo de 30 indivíduos para cada espécie foi mensurado, espécies com número amostral abaixo de 30 tiveram todos os indivíduos coletados medidos.

Apenas indivíduos adultos foram utilizados, uma vez que o crescimento ontogenético pode promover variações na morfologia (Novakowski, Fugi, & Hahn, 2004), hábito alimentar (Russo, Pulcini, O'Leary, Cataudella, & Mariani, 2007) ou uso do hábitat (Gratwicke, Petrovic, & Speight, 2006). Possíveis variações geradas por diferenças no comprimento individual foram resolvidas com o uso de índices ecomorfológicos, considerando que estes índices minimizam o efeito do comprimento individual, anulando as chances das análises serem

dominadas pelo comprimento do indivíduo (Winemiller, 1991; Prado, Goulart, & Pagotto, 2016). Um total de 21 índices ecomorfológicos foi calculado para determinar os atributos ecológicos: Comprimento padrão (CP), Índice de compressão do corpo (IC), Índice de depressão da região ventral (ID), Comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRPd), Altura relativa do pedúnculo caudal (AIRPd), Largura relativa do pedúnculo caudal (LRPd), Comprimento relativo da cabeça (CRCb), Altura relativa da cabeça (AIRCb), Largura relativa da cabeça (LRCb), Altura relativa da boca (AIRBo), Largura relativa da boca (LRBo), Posição vertical do olho (PVO), Área relativa do olho (ARO), Área relativa da nadadeira caudal (ARC), Razão-aspecto da nadadeira caudal (RAC), Área relativa da nadadeira anal (ARA), Razão-aspecto da nadadeira anal (RAA), Área relativa da nadadeira peitoral (ARPt), Razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt), Área relativa da nadadeira pélvica (ARPv) e Razão-aspecto da nadadeira pélvica (RAPv) (Wikramanayake, 1991; Breda, Oliveira, & Goulart, 2005; Oliveira et al. 2010; Prado, Goulart, & Pagotto, 2016).

## 2.4 Dieta

Para determinar a composição da dieta, os conteúdos estomacais foram analisados em microscópio estereoscópico e os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível, baseados em Hamada, Nessimian, & Querino (2014). Para a quantificação da dieta foi empregado o método volumétrico e frequência de ocorrência. O volume de cada item foi quantificado por meio de placa de petri milimetrada, obtido em mm<sup>3</sup> e posteriormente transformado em ml (Hellawel, & Abel, 1971). Ambos os métodos foram combinados no índice alimentar (IAi%) (Kawakami, & Vazzoler, 1980) descritos pela equação abaixo:

$$IAi = FixVi / \sum_{i=1}^n (FixVi)$$

Onde: *i* = item alimentício variando de 1 a n; *Fi* = frequência de ocorrência (%) do item *i*; *Vi* = volume (%) do item *i*.

Para determinar a guilda trófica foram utilizados os valores do Índice alimentar (IAi%) dos peixes. Assim foram consideradas detritívoras, as espécies que apresentaram mais de 50% de detritos em sua dieta; insetívoras que consumiram mais de 50% de insetos; frutívoras que consumiram mais de 50% de frutos e sementes, herbívoras que apresentaram mais de 50% de vegetais em sua dieta e por fim, onívoras foram aquelas que consumiram insetos e plantas em proporções semelhantes.

## 2.5 Análise dos Dados

Possíveis diferenças dos traços ecomorfológicos dos indivíduos entre os riachos urbanizados e não-urbanizados foram avaliadas por meio de análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA, Anderson, Gorley, & Clarke, 2008). Para sumarizar as variações morfológicas e destacar possíveis agrupamentos e diferenças entre riachos urbanizados e não-urbanizados foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP), considerando para isto os índices ecomorfológicos.

Para avaliar se as condições ambientais provenientes das atividades humanas afetam negativamente a variabilidade de traços ecomorfológicos das assembleias de peixes em riachos urbanizados e não-urbanizados foi utilizado a análise RLQ. Essa análise é uma técnica multivariada que fornece escores de ordenação para resumir a estrutura da articulação entre três matrizes de dados: R (variáveis ambientais), L (abundância das espécies) e Q (traços morfológicos) (Dray et al. 2014). Adicionalmente a abordagem *fourth-corner* foi aplicada para testar a significância da associação bivariada entre as variáveis ambientais e os traços ecomorfológicos, um par de cada vez (Dray et al. 2014). O valor de p foi ajustado para múltiplos testes, pois foram realizados 10.000 procedimentos de randomização, adotando-se o método da taxa de falsa descoberta (FDR, Benjamini, & Hochberg, 1995).

Possíveis diferenças na dieta das espécies entre os riachos urbanizados e não-urbanizados foram avaliadas por meio de PERMANOVA (Anderson, Gorley, & Clarke, 2008). A ordenação das espécies de acordo com a porcentagem de volume foi visualizada usando Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (Bray, & Curtis, 1957).

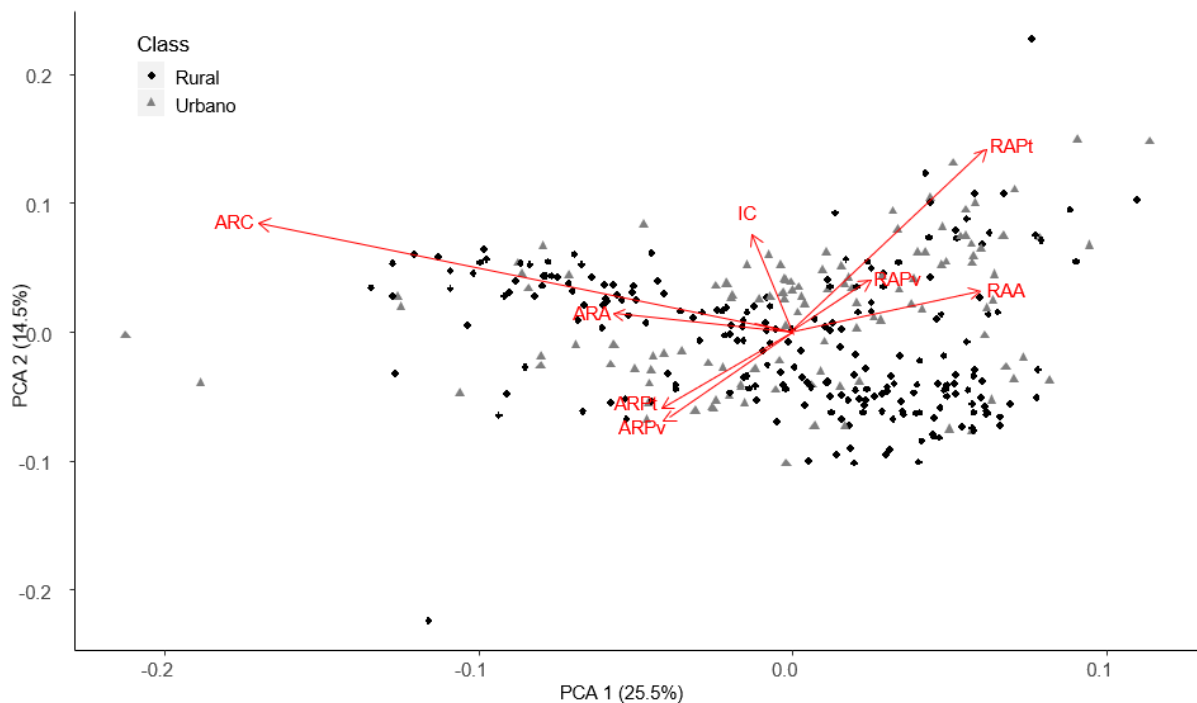
Análises estatísticas foram realizadas usando os pacotes “ade4” (Dray, & Dufour, 2007) e “vegan” (Oksanen et al. 2018) no software R para as análises computacionais e gráficos (R Core Team 2017).

## 3 RESULTADOS

Foram analisados 355 indivíduos, distribuídos em 18 espécies, cinco famílias e três ordens (Apêndice A). Observaram-se diferenças significativas na variabilidade dos traços ecomorfológicos entre os riachos urbanizados e não-urbanizados (PERMANOVA:  $F_{p(9,327)}=3.72$ ,  $p<0,01$ ; Figura 2). O primeiro eixo da ACP explicou 25,5% da variabilidade dos traços ecomorfológicos enquanto o segundo eixo explicou 14,5%. Observa-se no primeiro eixo da



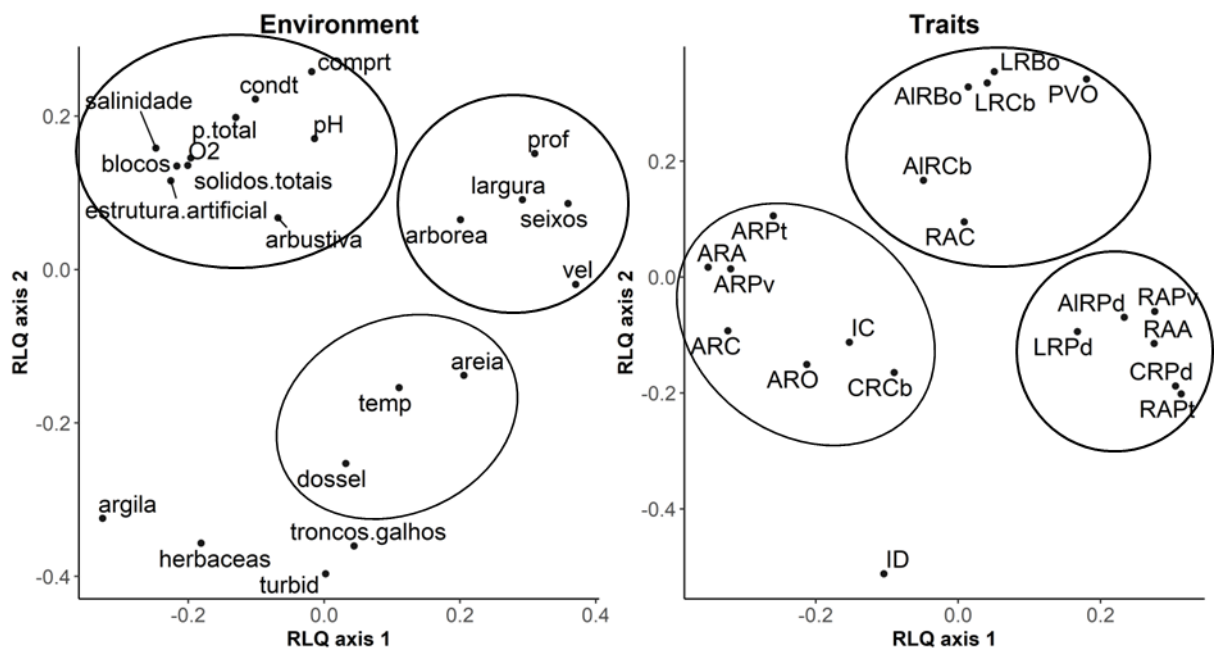
ordenação uma semelhança morfológica entre as espécies, no entanto ao comparar o segundo eixo, nota-se uma pequena separação entre as semelhanças morfológicas entre riachos urbanizados e não-urbanizados. Os índices ecomorfológicos que mais influenciaram a ordenação positivamente no eixo 1 foram RAPt – Razão-aspecto da nadadeira peitoral, RAPv – Razão-aspecto da nadadeira pélvica, RAA – Razão-aspecto da nadadeira anal e negativamente foram ARC – Área relativa da nadadeira caudal, ARA – Área relativa da nadadeira anal, ARPt – Área relativa da nadadeira peitoral, ARPv – Área relativa da nadadeira pélvica e IC – Índice de compressão do corpo. Enquanto que no eixo 2 os índices que mais influenciaram positivamente foi RAPt – Razão-aspecto da nadadeira peitoral, RAPv – Razão-aspecto da nadadeira pélvica, RAA – Razão-aspecto da nadadeira anal, IC – Índice de compressão do corpo, ARC – Área relativa da nadadeira caudal e ARA – Área relativa da nadadeira anal e negativamente ao eixo 2 foram ARPt – Área relativa da nadadeira peitoral, ARPv – Área relativa da nadadeira pélvica.



**Figura 2** – Distribuição dos escores das espécies de riachos não-urbanizados e riachos urbanizados nos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada aos 21 índices ecomorfológicos.

A relação entre variáveis ambientais e os traços ecomorfológicos pode ser resumida pelos dois primeiros eixos RLQ (95,61% e 3,11% da inércia acumulada entre variáveis ambientais e os traços ecomorfológicos para os eixos 1 e 2, respectivamente) (Figura 3). Das

880 possíveis combinações de características, a análise *fourth-corner* detectou 16 correlações significativa, saber: Salinidade foi positivamente correlacionada com Razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt), Comprimento relativo do corpo (CRPd), Razão-aspecto da nadadeira pélvica (RAPv) e Razão-aspecto da nadadeira anal (RAA), Blocos correlacionada com Razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt), Comprimento relativo do corpo (CRPd) e Razão-aspecto da nadadeira anal (RAA), Estrutura artificial e Oxigênio dissolvido correlacionados com Razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt), Comprimento relativo do corpo (CRPd), velocidade com Razão-aspecto da nadadeira pélvica (RAPv) e Razão-aspecto da nadadeira anal (RAA), profundidade com Índice de depressão da região ventral (ID) e por fim Sólidos totais correlacionado com Razão-aspecto da nadadeira peitoral (RAPt).



**Figura 3.** Resultados da RLQ. A) Ordenação dos locais amostrados (riachos) de acordo com as variáveis ambientais, onde comprt = comprimento, condnt = condutibilidade, prof = profundidade, vel = velocidade e turb = turbidez. B) Ordenação dos traços ecomorfológicos ocupado pelas espécies ponderado pela abundância, onde AIRBo = altura relativa da boca, PVO = posição vertical do olho, LRBo = Largura relativa da boca, LRCb = Largura relativa da cabeça, AIRCb = Altura relativa da cabeça, RAC = Razão-aspecto da nadadeira caudal, CP = Comprimento padrão, ARPt = Altura relativa da nadadeira peitoral, IC = Índice de compressão do corpo, ARA = Área relativa da nadadeira caudal, ARPv = Área relativa da nadadeira pélvica, ARC = Área relativa da nadadeira caudal, ARO = Área relativa do olho, CRCb = Comprimento relativo da cabeça, AIRPd = Altura relativa do pedúnculo caudal, RAPv = Razão-aspecto da nadadeira pélvica, RAA = Razão-aspecto da nadadeira anal, LRPd = Largura do pedúnculo caudal, CRPd = Comprimento relativo do pedúnculo caudal, RAPt = Razão-aspecto da nadadeira peitoral e ID = Índice de depressão da região ventral.

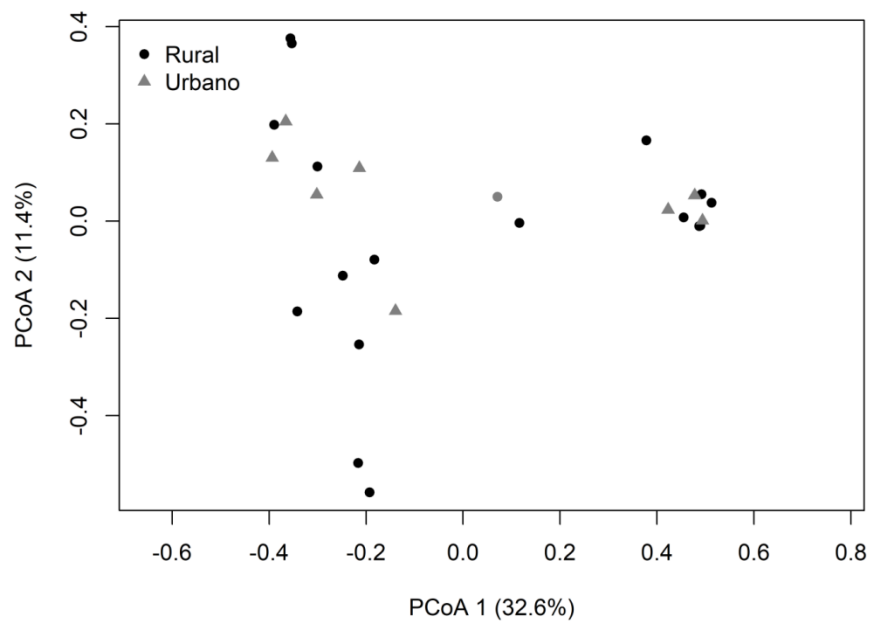
As espécies consumiram 22 tipos de recursos alimentares. Destes, 11 foram categorizados como autóctones e 10 como alóctones e um como indeterminado (Tabela III). Os itens mais consumidos foram detritos (34,18% do total de recursos consumidos), larvas de Trichoptera (12,61% do total de recursos consumidos), vegetal (8,64% do total de recursos consumidos), frutos e sementes (8,10% do total de recursos consumidos), larvas de Simuliidae (8,07% do total de recursos consumidos) e larvas de Chironomidae (5,77% do total de recursos consumidos). Dos itens consumidos destaca-se larvas de Odonata, Coleoptera terrestre, Lepidoptera terrestre e Isoptera como itens exclusivos na dieta dos peixes capturados em ambientes não-urbanizados.

**Tabela 1** - Itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes em riachos não-urbanizados e urbanizados da bacia do rio Ivaí, inseridos na região de Maringá – PR. Os valores são baseados em dados que indicam a índice alimentar (IAi) das espécies. A.aff.par = *Astyanaxaff. paranae*, A.lac = *Astyanaxlacustris*, B.aff.ihe = *Bryconamericusaff. iheringii*, P.stri = *Piabarchusstramineus*, C.zeb = *Characidiumaff.zebra*, O.pin = *Oligosarcuspintoi*, C.ihe = *Cetopsorhamdiaiheringi*, I.mir = *Imparfnismirini*, P.ava = *Pimelodellaavanhandavae*, R.que = *Rhamdiaquelen*, H.fra = *Hisonotusfrancirochai*, H.anc = *Hypostomusancistroides*, H.stri = *Hypostomuscf.strigaticeps*, R.pen = *Rineloricaria pentamaculata*, P.ret.f = *Poecilia reticulata*(fêmea)e P.ret.m = *Poecilia reticulata*(macho), A.aff.fas = *Astyanaxaff. fasciatus*, O.par = *Oligosarcusparanensis*e B.cor = *Bryconamericus coeruleus*. \* Índice alimentar (IAi%) < 0,001.

Itens alimentares	Riachos não-urbanizados																Riachos urbanizados								
	A.aff.par	A.lac	B.aff.ihe	P.stri	C.zeb	O.pin	C.ihe	I.mir	P.ava	R.que	H.fra	H.anc	H.stri	R.pen	P.ret.f	P.ret.m	A.aff.fas	O.par	B.cor	R.que	H.anc	R.pen	P.ret.f	P.ret.m	
<b>Autóctones</b>																									
Algae			0,031	0,066						0,273				0,010											
Coleoptera (L)	*		*	0,034	0,388	0,029	0,003	0,052		0,142										0,005					
Diptera (L)	*	*	0,003	0,046		0,03		0,002										0,111		0,004			0,009	0,001	
Simuliidae (L)	0,003	*	0,139	0,288			0,604	0,010	0,043	0,001									0,055	0,001		0,770	0,018		
Chironomidae (L)	0,029	*	0,017	0,009	0,039	0,001	0,007	0,036	0,782	0,023				0,067	0,021	0,056	0,014		0,011	0,005		0,083	0,112	*	
Sarcophagidae (L)	0,005	0,007	0,001			0,615				0,018										0,006			*		
Ceratopogonidae (L)								0,006										0,888	0,022	0,007		0,002	0,013	*	
Ephemeroptera (L)	0,001	*	0,095	0,074	0,033		0,099	0,02	0,130					0,039					0,033	0,010			0,003	0,001	
Odonata (L)	0,002	*					*			0,004															
Trichoptera (L)	0,001		0,028	0,001	0,521		0,255	0,783		0,139				0,083	0,010		0,223		0,333	0,556		0,088	0,001	*	

Hemiptera (L)	*	0,029	0,087	0,066			0,002	0,027					0,001							0,013					
<i>Alóctone</i>																									
Vegetal		0,205	0,065	0,443			*	0,005		0,064	0,067	*	0,006	0,080	0,693		0,348	0,050	0,002	0,039	0,001				
Frutos e Sementes		0,730	0,895	0,019	0,108		0,046	0,019							0,014		0,111								
Arachnida		0,003			0,020		0,076							0,031	0,014		0,022			*					
Oligoqueta					0,002	0,009			0,033					0,018			0,333								
Isopoda		0,001		0,003										0,145											
Coleoptera (T)		0,001			0,077		0,002	0,026						0,045											
Diptera (T)			*		0,048		0,030								0,013		0,055				0,011				
Hymenoptera (T)		*		0,001	0,138		0,2		0,002	0,043					0,007										
Lepidoptera (L)		*		0,021	0,011									0,127											
Microplástico		*		0,062	0,013	*					0,002	*	0,010		0,002		0,013	0,001	0,001	0,059	0,013				
<i>Indeterminado</i>																									
Detrito		*		0,042		0,004	0,046	0,006	0,011					0,935	0,929	0,999	0,783	0,881	0,943	0,014	0,007	0,946	0,050	0,741	0,904

Os riachos urbanizados e não-urbanizados não apresentaram diferenças significativas quanto a diversidade de itens consumidos pelos peixes (PERMANOVA:  $F_{p(9,327)} = 3.72$ ,  $p > 0,01$ ; Figura 4). Nos riachos não-urbanizados os itens mais consumidos foram detrito (34,64%), frutos e sementes (11,37%), larvas de Trichoptera (11,40%), larvas de Chironomidae (6,83%), larvas de Simuliidae (8,62) e vegetais (5,86%). Nos riachos urbanizados os itens mais consumidos foram detrito (43,48%), larvas de Chironomidae (15,89%), algas (4,73%) e Hymnoptera (4,05%). Os dois primeiros eixos da PCoA apresentaram 44% da variabilidade da dieta entre riachos não-urbanizados e urbanizados, observa-se também que os riachos não-urbanizados apresentaram maior heterogeneidade relacionado ao consumo dos itens alimentares.



**Figura 4** - Ordenação dos dados de dieta das espécies de peixes em riachos não-urbanizados (círculos pretos) e riachos urbanizados (círculos cinzas) representados pelos dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCoA).

Com base no índice alimentar das espécies entre os riachos não-urbanizados e urbanizados, as espécies foram agrupadas em guildas tróficas. Os riachos não-urbanizados apresentaram quatro guildas tróficas sendo elas: Frutívora, composta por *Astyanax lacustris* (Lütken, 1875) e *Astyanax aff. paranae* Eigenmann, 1914; Detritívora, composta por *Hisonotus francirochai* (Ihering 1928), *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911), *Hypostomu scf. strigaticeps* (Regan, 1908), *Rineloricaria pentamaculata* Langeani & de Araujo, 1994 e *Poecilia reticulata* Peters, 1859; Onívora composta por apenas *Bryconamericus aff. iheringii* (Boulenger, 1887) e por fim, Insetívora composta por *Piabarchus stramineus* (Eigenmann,

1908); *Characidium* aff. *zebra* Eigenmann, 1909; *Cetopsorhamdia iheringi* Schubart, Gomes, 1959; *Imparfinis mirini* Haseman, 1911; *Oligosarcus pintoii* Campos, 1945; *Pimelodella avanhandavae* Eigenmann, 1917 e *Rhamdia quelen* (Quoy, Gaimard, 1824). Os riachos urbanizados apresentaram apenas três guildas tróficas sendo elas: Detritívora composta por *H. ancistroides* e *P. reticulata*; Herbívora composta por *Astyanax* aff. *fasciatus* (Cuvier, 1819) e insetívora composta por *Bryconamericus coeruleus* Jerep, Shibatta, 2017; *Oligosarcu sparansensis* Menezes, Géry, 1983; *R. pentamaculata* e *R. quelen*.

#### 4 DISCUSSÃO

Correlações entre variáveis ambientais e traços ecomorfológicos em riachos não-urbanizados e urbanizados apontam que os efeitos da urbanização, ao alterar características físicas e químicas dos riachos, podem estar interferindo na composição de traços morfológicos da assembleia de peixes presente. A menor variabilidade dos traços ecomorfológicos observados nos riachos urbanizados pode ser explicado pela perda de espécies morfológicamente redundantes (Inward, Davies, Pergande, Denham, & Vogler, 2011), uma vez que, espécies menos tolerantes quando expostas às diversas pressões ambientais causadas pelas ações antrópicas tendem a ser eliminadas. A perda de redundância ecomorfológica em riachos urbanizados pode ser destacada como uma consequência relevante sobre a estrutura da ictiofauna nestes ambientes (Laliberté, & Legendre, 2010).

Em riachos não-urbanizados as espécies caracterizaram-se por apresentarem nadadeiras pélvicas, peitorais, anais e caudais maiores, associadas a natação e manobrabilidade favorecendo sua presença em locais com fluxo d'água maior (Ribeiro, Teresa, & Casatti, 2016), tendo em vista que a erosão e a degradação da estrutura física destes locais são menores, impedindo o aumento da sedimentação dos riachos (Berkman, & Rabeni, 1987). Essas características são observadas em peixes com hábitos bentônicos e reofílicos (Watson & Balon, 1984; Oliveira et al., 2010; Teresa & Casatti, 2012), como *Hypostomus ancistroides*, *Hypostomus strigaticeps*, *Rineloricaria pentamaculata*, *Imparfinis mirini* e *Cetopsorhamdia iheringi*. Em contraste, nos riachos urbanizados as características que mais se destacaram foram àquelas relacionados com a manobrabilidade e estabilização de movimentos (pedúnculo caudal e a boca maiores), além de preferência alimentar por presas maiores, influenciadas principalmente pelas estruturas físicas locais como profundidade largura e velocidade dos riachos. Além do mais vale ressaltar a relação positiva da temperatura com os riachos urbanizados, pois, temperatura mais alta encontrada em

riachos urbanizados pode ser explicada pela redução da cobertura do dossel, o qual diminui o sombreamento e intensifica a erosão do canal, além de contribuir para a redução da heterogeneidade ambiental proporcionada pela ausência de troncos, galhos e folhas, as quais fornecem abrigos e substrato para forrageamento (Oyakawa, Akama, Mautari, & Nolasco, 2006; Tundisi & Tundisi, 2008).

A influência das condições ambientais na dieta da ictiofauna relaciona-se às diferentes características dos riachos e traços ecomorfológicos. Riachos não-urbanizados são mais heterogêneos e complexos (Cunico, Ferreira, Agostinho, Beaumord, & Fernandes, 2012), assim fornecem melhores condições para as espécies, como locais para abrigo, reprodução e forrageamento, selecionando espécies com diferentes traços ecomorfológicos (Braghin et al., 2018). Os riachos urbanizados recebem maiores influências ocasionados pelas atividades humanas (Araújo, 1998; Flores-Lopes, Cetra & Malabarba, 2010) que favorece a redução da variabilidade nos traços ecomorfológico reduzindo a seleção dos diferentes recursos alimentares devido à similaridade morfológica e ecológica entre estas espécies.

O alto consumo de detritos e insetos aquáticos em ambas as categorias de os riachos, urbanizados e não-urbanizados, é um padrão observado em riachos neotropicais (Uieda & Motta 2007, Vidotto-Magnoni & Carvalho 2009; Bonato, Delariva, & Silva, 2012). A alta dominância de detritos consumida pelas espécies investigadas pode estar relacionada a dois fatores principais (i) pelas mudanças ambientais nesses locais, embora tanto os riachos urbanizados quanto os não-urbanizados são impactados, no entanto a origem dos impactos é diferente, sendo relativamente maior nos riachos urbanizados (Oliveira, & Bennemann, 2005); (ii) A alta abundância do detrito consumido pelas espécies é esperada em ambientes degradados principalmente porque algumas espécies exóticas detritívoras como *Poecilia reticulata* contribuiu para esta abundância, podem ser mais tolerantes as baixas condições ambientais (McKinney, 2006). Embora, neste estudo, *P. reticulata* tenha ocorrido em ambos os riachos, a sua abundância foi consideravelmente maior nos riachos urbanizados. De fato, esta espécie pode ser considerada como indicadora de impactos antropogênicos negativos (Kennard, Arthington, Pusey, & Harch, 2005), no que diz respeito a sua capacidade de sobreviver em ambientes com altas temperaturas (Chung, 2001), em hábitat de baixa qualidade e baixa concentração de oxigênio (Casatti, Langeani, Silva, & Castro, 2006; Kramer, & Mehegan, 1981).



Riachos não-urbanizados apresentaram maior números de guildas tróficas, caracterizados por serem espécies mais generalistas com maior plasticidade trófica (Abelha, Agostinho, & Goulart, 2001; Bonato, Delariva, & Silva, 2012). A especialização demonstrada por algumas espécies pode estar mais relacionada com a disponibilidade de recursos alimentares no ambiente do que com a especialização trófica real por uma única espécie. Este fenômeno é evidente em fluxos, onde uma ampla gama de recursos está disponível para assembleias de peixes (Casatti, 2002, Casatti, Ferreira, & Langeani, 2009). Desta forma é notável que a menor influência nas condições ambientais dos riachos não-urbanizados apresentou maior plasticidade trófica das espécies do que nos riachos urbanizados, além de ter exclusividade de alguns recursos alimentares como Larvas de Odonata, Coleóptera terrestre, Lepidóptera e Isoptera, sendo que larva de Odonata é considerada como indicadora de qualidade de água, devido a sua sensibilidade as variações das condições ambientais (Ferreira-Peruquetti, & de Marco-Jr, 2002).

Em síntese, as alterações e influências nos riachos urbanizados foram responsáveis por mudanças na variabilidade dos traços ecomorfológicos, levando a uma redução na disponibilidade de recursos comprometendo o nicho trófico das espécies. Desta forma, os resultados obtidos reforçam a importância da conservação e desenvolvimento de programas de manejo para estes ecossistemas a fim de manter sua estrutura, reduzindo quaisquer influências que possam interferir diretamente na biota aquática.

## REFERÊNCIAS

- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A., & Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2), 425-434.
- Alexandre, C. V., Esteves, K. E., & de Moura e Mello, M. A. M. (2010). Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641(1), 97–114.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, R. K. (2008). *Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. Primer-ELimited.
- Araújo, F. G. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58, 547-558.

- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal statistical society: series B (Methodological)*, 57(1), 289-300.
- Berkman, H. E., & Rabeni, C. F. (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of fishes*, 18(4), 285-294.
- Biswas, S. R., Mallik, A. U., Braithwaite, N. T., & Wagner, H. H. (2016). A conceptual framework for the spatial analysis of functional trait diversity. *Oikos*, 125(2), 192–200.
- Bonato, K. O., Delariva, R. L., & da Silva, J. C. (2012). Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29, 27-38.
- Braghin, L. de S. M., Almeida, B. de A., Amaral, D. C., Canella, T. F., Gimenez, B. C. G., & Bonecker, C. C. (2018). Effects of dams decrease zooplankton functional  $\beta$ -diversity in river-associated lakes. *Freshwater Biology*, 63(7), 721–730.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest community of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325-49.
- Breda, L., Oliveira, E. F., & Goulart, E. (2005). Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(4), 371-381.
- Buckup, P. A. (1999). Systematic and biogeography of fishes from small streams. *Oecologia Australis*, 6(1), 91-138.
- Cardinale, B. J. (2011). Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature*, 472(7341), 86.
- Casatti, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2(2), 1-14.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623(1), 173–189.

- Casatti, L., Langeani, F., Silva, A. M., & Castro, R. M. C. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2), 681–696.
- Chung, K. S. (2001). Critical thermal maxima and acclimation rate of the tropical guppy *Poecilia reticulata*. *Hydrobiologia*, 462, 253-257.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199, 1302-131.
- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C., & Fernandes, R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*.
- Di Giulio, M., Holderegger, R., & Tobias, S. (2009). Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*, 90(10), 2959–2968.
- Dray, S., Choler, P., Doledec, S., Peres-Neto, P. R., Thuiller, W., Pavoine, S., & Braak, C. J. (2014). Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, 95(1), 14-21.
- Dray, S., & Dufour, A. B. (2007). The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *J. Stat. Softw.* 22:1–20.
- Felipe, T. R. A., & Suárez, Y. R. (2010). Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. *Biota Neotropica*, 10(2), 143–151.
- Ferreira-Peruquetti, P. S., & de Marco-Jr, P. (2002). Efeito da alteração ambiental sobre a comunidade de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19, 317–327.
- Flores-Lopes, F., Cetra, M., & Malabarba, L. R. (2010). Utilização de índices ecológicos em assembléias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica*, 10, 183-193.

- Gatz Jr., A. J. (1979). Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60,711-718.
- Gratwicke, B., Petrovic, C., & Speight, M. R. (2006). Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 76(2-4), 191-210.
- Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (2014). Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. Manaus: Editora do INPA.
- Hellawell, J. M., & Abel, R. (1971). A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, 3, 29-37.
- Hepp, L. U., Milesi, S. V., Biasi, C., & Restello, R. M. (2010). Effects of agricultural and urban impacts on macro invertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, 27(1), 106–113.
- Inward, D. J., Davies, R. G., Pergande, C., Denham, A. J., & Vogler, A. P. (2011). Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. *Journal of Biogeography*, 38(9), 1668-1682.
- Kawakami, E., & Vazzoler, G. (1980). Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29(2), 205-207.
- Kennard, M. J., Arthington, A. H., Pusey, B. J., & Harch, B. D. (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50(1), 174–193.
- Kramer, D. L., & Mehegan, J. P. (1981). Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 6(3–4), 299–313.
- Kühl, A. M., Rocha, C. L. M. S. C., Espindola, E. L. G., & Lansac-Töha, F. A. (2010). Rural and Urban Streams: Anthropogenic Influences and impacts on water and sediment quality. *International Review of Hydrobiology*, 95, 260-272.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.

- Langeani, F., Casatti, L., Gameiro, H. S., Carmo, A. B. D., & Rossa-Feres, D. D. C. (2005). Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3(2), 305-311.
- Maack, R. (1981). *Geografia Física do Estado do Paraná*. 2 ed. José Olympio, Rio de Janeiro.
- Marchetti, M. P., Lockwood, J. L., & Light, T. (2006). Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, 127(3), 310–318.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260.
- Novakowski, G. C., Fugi, R., & Hahn, N. S. (2004). Diet and dental development of three species of *Roebooides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2, 157-162.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C., & Nolasco, J. C. (2006). Peixes de riachos da Mata Atlântica: nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., *et al.* (2018). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2, 4-6. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira, D. C., & Bennemann, S. T. (2005). Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1), 95–107.
- Oliveira, E. F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C. V., de Paiva, L. R. S., & Vismara, M. R. (2010). Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: Effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3), 569–586.
- Ota, R. R., Deprá, G. D. C., Graça, W., & Pavanelli, C. S. (2018). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated, 16, 1–111.
- Pianka, E. R. (2000). *Evolutionary Ecology*. 6th ed. San Francisco, CA: Benjamin Cummings.

- Prado, A. V. R., Goulart, E., & Pagotto, J. P. A. (2016). Ecomorphology and use of food resources: inter- and intraspecific relationships of fish fauna associated with macrophyte stands. *Neotropical Ichthyology*, 14(4), 1–12.
- Pusey, B. J., & A. H. (2003). Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54, 1-16.
- R Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Ribeiro, M. D., Teresa, F. B., & Casatti, L. (2016). Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. *Neotropical Ichthyology*, 14(1), e140185.
- Roy, A. H., Purcell, A. H., Walsh, C. J., & Wenger, S. J. (2009). Urbanization and stream ecology: five years later. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 908-910.
- Rueden, C. T., Schindelin, J., Hiner, M. C., & et al. (2017). "ImageJ2: ImageJ for the next generation of scientific image data", *BMC Bioinformatics*, 18, 529.
- Russo, T., Pulcini, D., O'Leary, Á., Cataudella, S., & Mariani, S. (2008). Relationship between body shape and trophic niche segregation in two closely related sympatric fishes. *Journal of Fish Biology*, 73(4), 809–828.
- Shandas, V., & Alberti, M. (2009). Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. *Landscape and Urban Planning*, 90(1–2), 66–75.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2012). of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21, 433-442.
- Tundisi, J.G., Tundisi, & T. M. (2008). *Limnologia*. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 631p.
- Uieda, V. S., & Motta, R. L. (2007). Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(1), 15-30.

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37, 130-137.
- Watson, D. J., & Balon, E. K. (1984). Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25, 371-384.
- Vidotto-Magnoni, A. P., & Carvalho, E. D. (2009). Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology*, 7(4), 701-708.
- Wikramanayake, E. D. (1990). Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71, 1756-1764.
- Winemiller, K. O. (1991). Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61, 343-365.
- Zaret, T. M., & Rand, A. S. (1971). Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology*, 52, 336-342.

## APÊNDICE A - LISTA DOS PEIXES AMOSTRADOS NOS RIACHOS DO RIO IVAÍ.

**Tabela A1.** Lista dos peixes amostrados nos riachos do rio Ivaí, bacia do rio Alto Paraná inseridos na região de Maringá, em **riachos não-urbanizados**: Cax (Caxias), Jaç (Jaçanã), Jag (Jaguaruna), Taq (Taquaruçu) e Vaz (Vazão) e **riachos urbanizados**: Bor (Borba Gato), Cle (Cleópatra), Mer (Merlo) Mos (Moscados) e Pin (Pinguim) no mês de maio de 2018. Códigos: + Presença e – Ausência.

Classificação Taxonômica	Rural					Urbano				
	Cax	Jaç	Jar	Taq	Vaz	Bor	Cle	Mer	Mos	Pin
<b>OSTEICHTHYES</b>										
<b>CHARACIFORMES</b>										
<b>Characidae</b>										
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
<i>Astyanax aff. Paranae</i> Eigenmann, 1914	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes, Géry, 1983	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Oligosarcus pintoii</i> Campos, 1945	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Stevardiinae</b>										
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i> (Boulenger, 1887)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piabarchus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryconamericus coeruleus</i> Jerep, Shibatta, 2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<b>Crenuchidae</b>										
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<b>SILURIFORMES</b>										
<b>Heptapteridae</b>										
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart, Gomes, 1959	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy, Gaimard, 1824)	+	-	-	+	+	-	+	+	+	-
<b>Loricariidae</b>										
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering 1928)	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> (Regan, 1908)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rineloricaria pentamaculata</i> Langeani & de Araujo, 1994	-	+	+	+	+	+	-	-	-	+
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>										
<b>Poeciliidae</b>										
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+