

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

ROBSON SENNA DE ANDRADE ALVES

**Ecomorfotipos de assembleias de peixes em diferentes escalas de  
impactos antrópicos**

Maringá-PR  
2018

ROBSON SENNA DE ANDRADE ALVES

**Ecomorfotipos de assembleias de peixes em diferentes escalas de  
impactos antrópicos**

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 Ciências Ambientais.  
Área de concentração: Ciências Ambientais

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

Maringá-PR  
2018

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

A474e      Alves, Robson Senna de Andrade, 1994-  
Ecomorfotipos de assembleias de peixes em diferentes escalas de impactos antrópicos / Robson Senna de Andrade Alves. -- Maringá, 2018.  
41 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--  
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.  
Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart.  
Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto.

1. Peixes de água doce - Ecomorfologia - Impactos ambientais - Riachos urbanos e rurais - Maringá - Paraná (Estado). 2. Ecomorfologia - Meso-habitats - Riachos urbanos e rurais. 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

ROBSON SENNA DE ANDRADE ALVES

**Ecomorfotipos de assembleias de peixes em diferentes escalas de impactos antrópicos**

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 Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

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

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

Prof. Dr. Fabio Teruo Mise  
Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná  
(UNICENTRO)

Aprovada em: 22 de setembro de 2018.

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

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre as muitas que me ajudaram a realizá-lo.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Erivelto Goulart e coorientador Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto, por todo o apoio, ensinamento e atenção propiciada durante o mestrado.

Aos técnicos do PEA/Nupélia, especialmente, ao João pela ajuda na coleta dos peixes.

Aos meus colegas de laboratório Leonardo, Thiago e Rubian pela ajuda e apoio.

Aos pesquisadores do Laboratório de Ictiologia Rafaela e o Matheus, por me ajudarem com as análises estatísticas.

Ao Augusto por ter identificado os peixes.

Agradeço também a minha mãe e meus irmãos, por estarem sempre comigo.

Aos meus amigos: Felipe, Gabriel, Cleber, Byanca, Heloisa, Fabiana, Maiara, Nataly, Laleska, Ariadna, Naomi e Alexandre pelo incentivo nos momentos mais difíceis.

Especialmente ao meu namorado Renan pelo companheirismo todos esses anos.

Por fim, não menos importante, agradeço ao PEA e seus profissionais, assim como, à CAPES pelo apoio financeiro.

Existem momentos na vida  
onde a questão de saber se se  
pode pensar diferentemente do  
que se pensa, e perceber  
diferentemente do que se vê, é  
indispensável para continuar a  
olhar ou a refletir.

(MICHEL FOUCAULT)

## **Ecomorfotipos de assembleias de peixes em diferentes escalas de impactos antrópicos**

### **RESUMO**

Objetivou-se verificar se padrões de ecomorfotipos respondem às variações ambientais em nível de meso-habitats. A hipótese testada foi que ecomorfotipos podem ser utilizados como indicadores dos meso-habitats e de suas condições ambientais. Foram coletados dados ambientais e ictiofaunísticos em três meso-habitats (corredeira, rápido e remanso) de dez riachos (cinco inseridos em ambientes rurais e cinco em urbanos). Posteriormente foram obtidos 22 índices ecomorfológicos relacionados ao tronco, nadadeiras, cabeça, olhos e boca. Análises de Componentes Principais (ACP) foram desenvolvidas para: (i) ordenar os pontos de coleta de acordo com suas características ambientais; (ii) caracterizar os ecomorfotipos encontrados. Relações entre composição ecomorfológica e as variáveis ambientais foram avaliadas pela Análise de Redundância (ARD), enquanto o ecomorfotipo indicador de cada condição foi identificado pela Análise de Espécies Indicadoras (AEI). Córregos rurais diferenciaram-se dos urbanos tanto pela estruturação de seus componentes ambientais, tendo inclusive maior distinção entre os meso-habitats, quanto pela composição de ecomorfotipos. A maior diversidade de habitats ao longo do canal e a presença de vegetação ripária determinaram os valores elevados da abundância de insetívoros nectônicos, com forma do corpo adaptada à exploração de ambientes lênticos e mais estruturados. Maior velocidade do fluxo de água e substrato mais rochoso encontrados nas corredeiras, selecionaram os grupos de invertívoros bentônicos e perifitívoros raspadores de substrato. Por outro lado, maiores áreas de superfície impermeável do ambiente urbano estiveram associadas à homogeneização do canal, e foram responsáveis por selecionar ecomorfotipos adaptados à exploração de habitats instáveis e recursos alimentares autóctones, a exemplo de omnívoros coletores de superfície. Portanto, o tipo de atividade desenvolvida nas bacias de drenagem dos diferentes corpos d'água estudados apresentou influência significativa sobre os padrões ecomorfológicos observados entre as assembleias de peixes, corroborando a hipótese pressuposta.

**Palavras chave:** Ecomorfologia. Uso do solo. Heterogeneidade ambiental. Ictiofauna. Rio Pirapó.

## **Ecomorphotypes of fish assemblages at different scales of anthropogenic impacts**

### ***ABSTRACT***

The objective of this study was to verify if ecomorphotype patterns respond to environmental variations at mesohabitat level. The hypothesis tested was that ecomorphotypes could be used as indicators of the mesohabitats and their environmental conditions. Thus, environmental and ichthyofunistic data were collected in three mesohabitats (riffle, run and pool) of ten streams (five inserted in rural and five in urban environments). Afterwards, 22 ecomorphologic indexes related to the trunk, fins, head, eyes and mouth were obtained. Principal component analyzes were developed to: (i) order the collection points according to their environmental characteristics and (ii) characterize the ecomorphotypes found. Relationships between ecomorphological composition and environmental variables were evaluated by the redundancy analysis, while the indicator ecomorphotype of each condition was identified by indicator species analysis (INDVAL). Rural streams differed from urban ones by the structuring of their environmental components, and even greater distinction between mesohabitats and composition of ecomorphotypes. The greater diversity of habitats along the canal and the presence of riparian vegetation determined the high values of the abundance of nektonic insectivores, with a body shape adapted to the exploration of lentic and more structured environments. Higher velocity of water flow and rockier substrate found in the riffles, selected the groups of benthic invertivores and periphyte substrate scrapers. On the other hand, larger areas of impermeable surface of the urban environment were associated to the homogenization of the canal, and were responsible for selecting ecomorphotypes adapted to the exploration of unstable habitats and native food resources, such as omnivores surface collectors. Therefore, the type of activity developed in the drainage basins of the different water bodies studied had a significant influence on the ecomorphological patterns observed among the fish assemblages, corroborating the hypothesis assumed.

**Keywords:** Ecomorphology. Land use. Environmental heterogeneity. Ichthyofauna. Pirapó River.



Dissertação elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Environmental Biology of fishes*. Disponível em: <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10641>

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	9
2	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	11
2.1	ÁREA DE ESTUDO .....	11
2.2	COLETA DOS DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL .....	12
2.3	MEDIDAS MORFOLÓGICAS .....	13
2.4	ANÁLISE DOS DADOS .....	16
2.4.1	Determinação das categorias ambientais .....	16
2.4.2	Composição ecomorfológica .....	17
2.4.3	Relação entre os ecomorfotipos e as variáveis ambientais .....	17
3	<b>RESULTADOS</b> .....	17
4	<b>DISCUSSÃO</b> .....	28
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	32
	APÊNDICE A – Lista de espécies dos peixes coletados nos riachos da bacia do rio Pirapó, PR, depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia/UEM. ....	40

## 1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas têm causado diferentes mudanças nas paisagens terrestres. O progresso da agricultura e, especialmente, a expansão urbana resultaram em diversos impactos sobre a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (Uieda & Motta, 2007). O lançamento de esgoto sem tratamento e o lixo que atinge os riachos de forma arbitrária, podem ser considerados os maiores causadores de impactos em canais urbanos (Taebi & Droste, 2004). Não obstante, áreas cultivadas podem contribuir para o aumento da lixiviação, erosão, produção de resíduos tóxicos (pesticidas) e carga de nutrientes (adubos e fertilizantes). Além disso a perda da vegetação ripária influencia fortemente riachos de cabeceira, já que a mesma desempenha diversas funções, como: troca de material orgânico, interceptação de nutrientes e sedimentos e sombreamento do corpo d'água (Vannote *et al.*, 1980). Todos esses fatores afetam substancialmente as características físicas, químicas e bióticas dos ambientes aquáticos (Gregory *et al.* 1991; Kuhl *et al.*, 2010). Variações na composição, estrutura e distribuição das espécies em assembleia de peixes têm sido associadas a mudanças na morfologia do canal (Schlosser, 1982), profundidade, tipo de substrato e corrente (Gorman & Karr, 1978; Angermeier & Karr, 1984), estruturação da vegetação marginal (Jones III *et al.*, 1999; Barrela *et al.*, 2001) e características químicas da água (Osborne *et al.*, 1981; Turnpenny & Williams, 1981; Hughes, 1987; Silva, 1995; Honnen *et al.*, 2001). Dessa forma, alterações nas condições ambientais promovem reestruturação das assembleias, refletindo as condições vigentes da bacia hidrográfica em que estão inseridas (Fausch *et al.*, 1990; Onorato *et al.*, 1998).

A ecologia morfológica, ou ecomorfologia, é o ramo da ecologia que procura entender as relações existentes entre morfologia (*i.e.*, fenótipo) e aspectos ecológicos (*i.e.*, variação no uso de recursos) entre indivíduos, populações, guildas e comunidades (Peres-Neto, 1999) e tem sido utilizada como ferramenta para explorar as relações funcionais entre espécies, a fim de identificar o papel das especializações e interações interespecíficas na estruturação das assembleias (Hutchinson, 1959; Gatz, 1979; Peres-Neto, 2004; Moreno *et al.*, 2006; Inward *et al.*, 2011). Diversos trabalhos sobre peixes de riachos de região temperada têm demonstrado a relação entre a morfologia e o hábito alimentar e suas consequências para o uso e ocupação do habitat gerando, assim, modelos preditivos da estrutura trófica de comunidades naturais, a partir dos padrões morfológicos exibidos pelas diferentes espécies (Gatz, 1979; Wikramanayake, 1990; Winemiller *et al.*, 1995; Piet, 1998; Hugueny & Pouilly, 1999; Xie *et al.*, 2001).

Um grupo funcional em uma assembleia de peixes de riacho pode ser determinado a partir de diferentes características, tais como as tróficas, utilização do meso-habitat ou micro-habitat,

distribuição espacial na coluna d'água, aspectos da história de vida, capacidade de migração e morfologia (Schlosser, 1982; Poff & Allan, 1995; Hoeninghaus *et al.*, 2007; Higgins, 2010; Pool *et al.*, 2010; Pease *et al.*, 2012). Nos riachos cujos distúrbios provindos das atividades antrópicas perduram de forma contínua ao longo do tempo, as características referentes à organização e à dinâmica das assembleias de peixes podem assumir um padrão distinto do seu contexto original. Nestes riachos, a estrutura da ictiofauna tende a ser afetada pelas condições ambientais das bacias hidrográficas, no sentido de que o tipo e a intensidade da degradação destes ecossistemas podem funcionar como filtros que impedem algumas espécies de se instalarem, levando a dominância das espécies adaptadas às condições impactadas, ou seja, espécies com hábitos e características morfológicas favoráveis à exploração de ambientes essencialmente assoreados, com menor diversidade de habitats ou poluídos (Casatti, 2004). Oliveira *et al.* (2010) denominaram de ecomorfotipo o grupo de espécies coexistentes que exploram recursos e condições ambientais semelhantes, utilizando um conjunto de variáveis morfológicas similares, provindas de uma seleção adaptativa estabelecida pelo ambiente. Portanto, bacias hidrográficas com suas condições físicas e químicas alteradas pela ação antrópica podem apresentar ecomorfotipos característicos, que representam a resposta do ecossistema às modificações ambientais.

Examinar a estrutura funcional pode revelar mais sobre os mecanismos pelos quais as comunidades ecológicas respondem às mudanças ambientais (Poff *et al.*, 2006; Kearney & Porter, 2009). Já é evidente que uma resposta típica das assembleias de peixes à urbanização é um aumento na abundância de espécies tolerantes e diminuição em espécies sensíveis (Allan, 2004), resultando em assembleias que são funcionalmente menos diversificadas do que encontradas em riachos não urbanos (Weaver & Garman, 1994). Por isso, a compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas, através de medidas de composição e diversidade funcional, tem ganhado amplo espaço nos estudos de ecologia (Cianciaruso *et al.*, 2009).

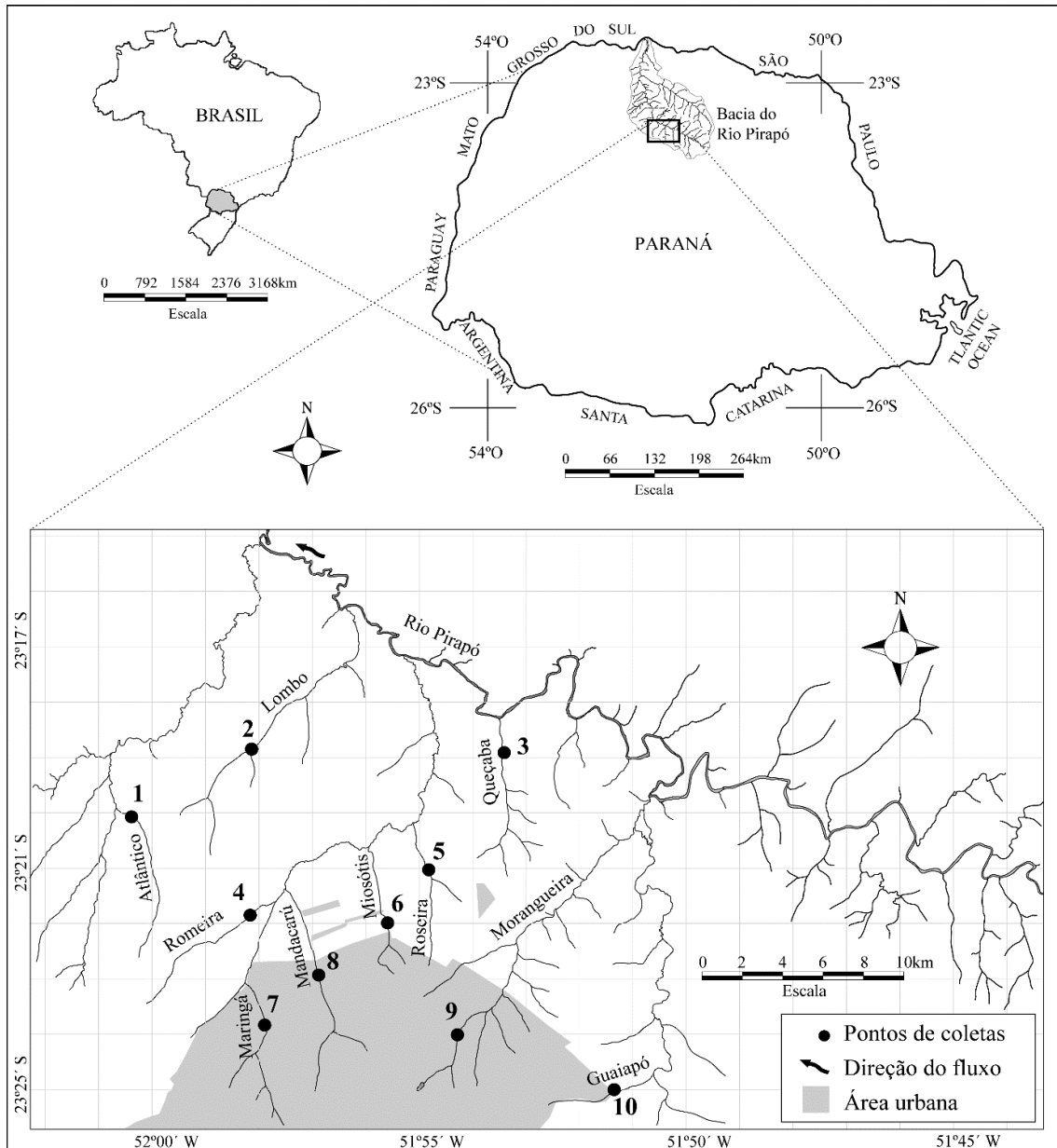
Em riachos, meso-habitat pode ser definido como unidade visualmente distinta de habitat com uniformidade física evidente (Pardo & Armitage, 1997). Os tipos de meso-habitat disponíveis (*i.e.*, corredeira, rápidos e remansos) influenciam a composição funcional das comunidades, já que as características desses habitats (*i.e.*, tipo de substrato, intensidade do fluxo de água, profundidade) influenciam a formação dos grupos funcionais nos riachos (Vannote, 1980; Schlosser, 1982). Por exemplo, os peixes com forma corporal mais achatada predominam no fundo, enquanto que formatos fusiformes predominam na zona pelágica (Angermeier & Karr 1983; Berkman & Rabeni 1987). Dessa forma, acredita-se que urbanização leva a homogeneização das condições ambientais para cada meso-habitat dos riachos, que por

consequência selecionam ecomorfotipos específicos entre o conjunto de espécies da bacia hidrográfica principal. Assim, é possível prever: (i) Meso-habitats de riachos localizados em zonas urbanas apresentaram condições ambientais mais similares entre si. Sendo verdade: (ii) Em riachos urbanizadas a variedade de ecomorfotipos também se apresentará reduzida.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 ÁREA DE ESTUDO**

O estudo foi realizado em riachos de segunda e terceira ordem da bacia hidrográfica do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Sarandi, Paraná, Brasil (Fig. 1). A paisagem predominante da bacia caracteriza-se por um mosaico de atividade agrícola e desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana de Maringá, a qual se destaca como importante centro agro-industrial da região, sendo a terceira cidade mais populosa do estado do Paraná (IBGE, 2010). Esta região insere-se na faixa de transição entre o clima tropical e subtropical, sendo caracterizada, segundo o sistema de classificação climática de Köppen, como zona temperada quente sempre úmida, Cfa(h), alternando alguns anos de inverno seco (Maack, 2002). As temperaturas médias anuais variam entre 16 e 20°C, sendo janeiro o mês mais quente e úmido e julho o mais frio e seco e os níveis pluviométricos registrados anualmente ultrapassam 1.000 mm (Passos, 2007).



**Figura 1.** Riachos da bacia hidrográfica do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Sarandi, Paraná, Brasil: **1 Atlântico**, Córrego Atlântico ( $52^{\circ} 0'16.36''\text{O} / 23^{\circ}20'1.23''\text{S}$ ); **2 Lombo**, Córrego do Lombo ( $51^{\circ}58'7.07''\text{O} / 23^{\circ}18'49.53''\text{S}$ ); **3 Queçaba**, Água Queçaba ( $51^{\circ}53'29.51''\text{O} / 23^{\circ}19'3.88''\text{S}$ ); **4 Romeira**, Córrego da Romeira ( $51^{\circ}58'9.55''\text{O} / 23^{\circ}21'40.40''\text{S}$ ); **5 Roseira**, Água da Roseira ( $51^{\circ}54'49.88''\text{O} / 23^{\circ}21'2.41''\text{S}$ ); **6 Miosótis**, Córrego Miosótis ( $51^{\circ}55'36.55''\text{O} / 23^{\circ}22'0.08''\text{S}$ ); **7 Maringá**, Ribeirão Maringá ( $51^{\circ}57'52.10''\text{O} / 23^{\circ}23'43.99''\text{S}$ ); **8 Mandacaru**, Córrego Mandacaru ( $51^{\circ}56'52.21''\text{O} / 23^{\circ}22'52.67''\text{S}$ ); **9 Morangueira**, Córrego Morangueira ( $51^{\circ}54'21.11''\text{O} / 23^{\circ}23'51.98''\text{S}$ ); **10 Guaiapó**, Água Guaiapó ( $51^{\circ}51'26.63''\text{O} / 23^{\circ}24'47.16''\text{S}$ ).

## 2.2 COLETA DOS DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL

Os dados foram coletados entre os meses de abril e maio de 2017, sendo conduzidos em trinta pontos (meso-habitats: corredeiras, rápidos e remansos) de dez riachos, em que cinco estão inseridos em ambientes rurais (Atlântico, Lombo, Queçaba, Romeira e Roseira) e cinco em ambientes urbanos (Miosótis, Maringá, Mandacaru, Morangueira e Guaiapó, Fig. 1). Neste estudo, pontos de coleta próximos a pontes ou outras edificações foram selecionados a montante destas estruturas, a fim de minimizar suas influências sobre o habitat das espécies. As coletas

dos dados ambientais foram realizadas em cada meso-habitat, sendo estes definidos em 10 metros, onde foram quantificadas variáveis descritoras da morfologia do canal (profundidade e largura), heterogeneidade ambiental (área de vegetação alagada), fluxo de água (velocidade), tipo de substrato (argila, areia, seixos ou restos de construção civil), cobertura do dossel pela vegetação ripária e variáveis limnológicas (oxigênio dissolvido e condutividade elétrica). Foram consideradas vegetação alagada: troncos, folhas e raízes; e seixos, qualquer rocha proveniente do próprio riacho. A largura do meso-habitat foi medida à montante, à jusante e no centro de cada ponto de coleta, enquanto que, as demais variáveis foram tomadas na porção intermediária e nas margens direita e esquerda. A quantificação da área de vegetação alagada, cobertura do dossel e tipo de substrato foi feita com um quadrado de madeira com 0,25 m<sup>2</sup>, subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m<sup>2</sup>, sendo seus valores estimados a partir da soma das subdivisões preenchidas. Após a quantificação das variáveis, foram calculadas suas médias para caracterizar os meso-habitats de acordo com suas condições ambientais. As coletas dos peixes foram realizadas com auxílio de pesca elétrica, utilizando gerador de corrente alternada de 2.500W operado a 500V e 2A. Cada meso-habitat foi bloqueado com redes de espera (malha de 5 cm entre nós opostos) instaladas a jusante, sendo executadas passagens dos puçás durante trinta minutos. Os exemplares capturados foram anestesiados com benzocaína preparada em solução com álcool na concentração de 100 g/L, até perda do equilíbrio e permanecendo imersos na solução por pelo menos 10 minutos após cessar o movimento opercular. Em seguida, foi realizada a eutanásia através de perfuração craniana para destruição do cérebro imediata, fixados em solução de formol 10% e, após 72 horas, transferidos para recipientes contendo álcool 70° GL. Os peixes coletados foram identificados de acordo com Graça & Pavanelli (2007), sendo os exemplares testemunhos depositados na coleção ictiológica do Nupélia/UEM, <http://peixe.nupelia.uem.br/> (Apêndice A).

### 2.3 MEDIDAS MORFOLÓGICAS

Medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca dos peixes foram tomadas com auxílio de paquímetro digital (aproximação de 0,01 mm). Os olhos foram fotografados e as nadadeiras desenhadas sobre folhas de papel sulfite, sendo posteriormente digitalizados e suas áreas calculadas no programa ImageJ (Rasbandi, 1997). Apenas indivíduos adultos foram utilizados, uma vez que o crescimento ontogenético pode promover variações na morfologia (Novakowski *et al.*, 2004), hábito alimentar (Russo *et al.*, 2007) ou uso do habitat (Gratwicke *et al.*, 2006). Foram mensuradas vinte e duas medidas morfológicas (Tabela 1).

**Tabela 1.** Descrições das medidas morfométricas lineares e áreas tomadas dos exemplares coletados.

<b>Medidas e áreas</b>	<b>Siglas</b>	<b>Descrições</b>
1. Comprimento padrão	CP	Distância da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal.
2. Altura máxima do corpo	AlMCp	Maior distância vertical perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
3. Altura da linha mediana do corpo	AILM	Distância do ventre até a linha horizontal que se estende da extremidade anterior da cabeça ao término do pedúnculo caudal (no ponto de altura máxima do corpo).
4. Largura máxima do corpo	LMCp	Maior distância horizontal perpendicular ao eixo longitudinal do corpo
5. Comprimento do pedúnculo caudal	CPd	Distância do ponto mais posterior da base da nadadeira anal até o término do pedúnculo caudal.
6. Altura do pedúnculo caudal	AIPd	Menor altura do pedúnculo.
7. Largura do pedúnculo caudal	LPd	Medida horizontal do pedúnculo no ponto de menor altura, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
8. Altura da nadadeira caudal	AIC	Maior distância vertical perpendicular ao eixo do comprimento da nadadeira caudal.
9. Comprimento da nadadeira anal	CA	Maior distância ântero-posterior da nadadeira anal.
10. Comprimento da nadadeira peitoral	CPt	Maior distância da base da nadadeira peitoral até sua extremidade distal.
11. Comprimento da nadadeira pélvica	CPv	Maior distância da base da nadadeira pélvica até sua extremidade distal.
12. Comprimento da cabeça	CCb	Distância da extremidade anterior da cabeça até a porção posterior do opérculo.
13. Altura da cabeça	AICb	Medida vertical na linha dos olhos.
14. Largura da cabeça	LCb	Distância horizontal na região dos olhos, perpendicular ao eixo longitudinal do corpo.
15. Altura dos olhos em relação à cabeça	AIO	Distância vertical do centro do olho até a parte ventral da cabeça.
16. Altura da boca	AlBo	Maior distância vertical (dorso-ventral) da abertura bucal.
17. Largura da boca	LBo	Maior distância horizontal (lateral) da abertura bucal.
18. Área da nadadeira caudal	AC	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira caudal.
19. Área da nadadeira anal	AA	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira anal.
20. Área da nadadeira peitoral	APt	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira peitoral.
21. Área da nadadeira pélvica	APv	Área delimitada pelo contorno externo da nadadeira pélvica.
22. Área do olho	AO	Área delimitada pelo contorno externo do olho.

Por espécie calculou-se a média de cada medida morfológica linear e área e posteriormente foram obtidas as proporções ecomorfológicas, utilizando dez exemplares ou todos os exemplares capturados (quando menor que dez). Este procedimento permite que sejam avaliadas informações restritas às diferenças entre formas e promove independência das análises quanto ao tamanho dos espécimes. Embora o tamanho do corpo seja, reconhecidamente, um fator importante nas relações ecológicas entre peixes (Layman *et al.*, 2005), diferenças significativas nas dimensões corporais podem conduzir à tendência na variação dos dados relacionada, exclusivamente, ao tamanho dos espécimes. Assim, a utilização de proporções reduz as chances das análises serem dominadas por uma única variável (Winemiller, 1991). Alguns autores fizeram uso de proporções em seus estudos, partindo do



princípio que, por expressarem a forma das estruturas morfológicas, as proporções são capazes de revelar seus papéis ecológicos (Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Willis *et al.*, 2005; Casatti & Castro, 2006; Montaña & Winemiller, 2010; Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011). Neste estudo foram utilizadas vinte e uma proporções ecomorfológicas para representar a ocupação do nicho trófico e espacial pelas espécies (Tabela 2).

**Tabela 2.** Variáveis morfométricas lineares e áreas envolvidas no cálculo dos índices ecomorfológicos e seus respectivos significados ecológicos.

Índices	Fórmulas	Significados
1. Índice de compressão do corpo	$IC = AIMCp/LMCp$	Altos valores indicam compressão lateral do peixe, o que é esperado em peixes que ocupam habitats com baixa velocidade da água (Gatz Jr., 1979a; Watson & Balon, 1984).
2. Índice de depressão da região ventral	$ID=AILM/AIMCp$	Baixos valores estão associados a peixes que exploram habitats com um rápido fluxo de água, pois o corpo deprimido auxilia o peixe a manter-se na coluna d'água sem precisar nadar (Watson & Balon, 1984).
3. Comprimento relativo do pedúnculo caudal	$CRPd = CPd/CP$	Peixes com longo pedúnculo caudal são bons nadadores. Entretanto, peixes adaptados a fluxos de água rápidos, mas não necessariamente nectônicos como os cascudos, também apresentam pedúnculos caudais longos (Watson & Balon, 1984).
4. Altura relativa do pedúnculo caudal	$AIRPd = AIPd/AIMCp$	Baixos valores indicam alta manobrabilidade (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
5. Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRPd = LPd/LMCp$	Altos valores indicam nadadores contínuos (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
6. Comprimento relativo da cabeça	$CRCb = CCb/CP$	Maiores valores relativos do comprimento da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para espécies piscívoras (Watson & Balon, 1984; Winemiller, 1991; Pouilly <i>et al.</i> , 2003; Willis <i>et al.</i> , 2005).
7. Altura relativa da cabeça	$AIRCb = AICb/AIMCp$	Maiores valores relativos da altura da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para espécies piscívoras (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
8. Largura relativa da cabeça	$LRCb = LCb/LMCp$	Maiores valores relativos da largura da cabeça são encontrados em peixes que se alimentam de presas maiores, desta forma, são esperados índices maiores para espécies piscívoras (Winemiller, 1991; Willis <i>et al.</i> , 2005).
9. Altura relativa da boca	$AIRBo = AIBo/AIMCp$	A altura relativa da boca permite inferir sobre o tamanho relativo da presa (Gatz Jr., 1979a).
10. Largura relativa da boca	$LRBo = LBo/LMCp$	Índice relacionado com o tamanho da boca, sugerindo presas relativamente grandes para índices com valores 15 elevados (Gatz Jr., 1979; Winemiller, 1991).
11. Posição vertical do olho	$PVO = AIO/AICb$	Este índice está associado à posição de forrageamento das espécies na coluna d'água. Valores elevados indicam peixes bentônicos (olhos localizados dorsalmente), enquanto baixos valores indicam peixes nectônicos (olhos laterais) (Gatz Jr., 1979a).
12. Área relativa do olho	$ARO = AO/(CP)^2$	Este índice está relacionado à detecção de alimento e fornece informações sobre acuidade visual das espécies (Pouilly <i>et al.</i> , 2003). Pode indicar o posicionamento da espécie na coluna d'água, na medida em que espécies que habitam áreas mais profundas apresentam olhos menores (Gatz Jr., 1979a; Piet, 1998; Wikramanayake, 1990).

13. Área relativa da nadadeira dorsal	$ARD = AD/(CP)^2$	Áreas relativas maiores apresentam maior capacidade de estabilização em guinadas (Breda, 2005).
14. Área relativa da nadadeira caudal	$ARC = AC/(CP)^2$	Áreas de caudais grandes são importantes para aceleração (Oliveira <i>et al.</i> , 2010).
15. Razão-aspecto da nadadeira caudal	$RAC = (AIC)^2 / AC$	Peixes que apresentam nadadeiras caudais com alta razão-aspecto são nadadores mais ativos e contínuos, nos quais há uma tendência de bifurcação da caudal e redução da sua área (Keast & Webb, 1966; Gatz Jr., 1979a)
16. Área relativa da nadadeira anal	$ARA = AA/(CP)^2$	Áreas relativas maiores implicam em maior capacidade de manobrabilidade e estabilização do movimento (Breda, 2005).
17. Razão-aspecto da nadadeira anal	$RAA = (CA)^2 / AA$	Razões-aspecto maiores implicam em maior capacidade em realizar movimentos progressivos e retrógrados mais rápidos (Breda, 2005).
18. Área relativa da nadadeira peitoral	$ARPt = APt/(CP)^2$	Áreas da nadadeira peitoral relativamente maiores são encontradas em espécies de natação lenta, as quais a utilizam para manobrabilidade (alguns caracídeos) e também podem ser altos entre os peixes que habitam regiões de alta correnteza como para os Siluriformes. Áreas menores são encontradas em peixes pelágicos (Watson & Balon, 1984).
19. Razão-aspecto da nadadeira peitoral	$RAPt = (CPt)^2 / Apt$	Alta razão indica nadadeira peitoral longa e estreita, a qual é esperada em peixes que nadam continuamente e atingem alta velocidade, e conseqüentemente preferem regiões pelágicas (Oliveira <i>et al.</i> , 2010).
20. Área relativa da nadadeira pélvica	$ARPv = APv/(CP)^2$	Áreas da nadadeira pélvica relativamente maiores são encontradas em peixes bentônicos e áreas menores em peixes pelágicos (Breda, 2005).
21. Razão-aspecto da nadadeira pélvica	$RAPv = (CPv)^2 / APv$	Os maiores valores da razão-aspecto da nadadeira pélvica são encontrados em peixes pelágicos e estão relacionados a capacidade de equilíbrio. Os valores mais baixos estão associados aos peixes que preferem habitats rochosos para função de apoio do corpo ao substrato (Gatz Jr., 1979a).

## 2.4 ANÁLISE DOS DADOS

### 2.4.1 Determinação das categorias de impactos ambientais

Com o objetivo de ajustar valores à mesma escala, todas as variáveis ambientais foram padronizadas de acordo com a seguinte expressão matemática:  $X'_{ik} = (X_{ik} - \bar{X}_k) / DP$ , em que  $X_{ik}$  representa o valor da variável “k” no ponto de coleta “i”,  $\bar{X}_k$  a média da variável “k” entre todos os pontos de coleta e DP o desvio padrão da média. A ordenação dos meso-habitats de acordo com suas características ambientais foi avaliada pela Análise de Componentes Principais (ACP) realizada a partir da matriz de correlação dos dados ambientais padronizados. O critério de seleção dos eixos foi determinado pelo modelo de *broken-stick*, em que os eixos com autovalores maiores do que aqueles gerados pelo modelo foram utilizados para diferenciar o tipo de uso do solo (riachos rurais e urbanos) e meso-habitats (corredeiras, rápidos e remansos) de acordo com suas características ambientais. ACP e Análise de Variância (ANOVA fatorial), utilizadas para diferenciar estatisticamente os riachos e meso-habitats

segundo suas características ambientais, foram realizadas utilizando o programa R (R Core Team 2013).

#### 2.4.2 Composição ecomorfológica

Uma segunda ACP foi realizada sobre a matriz de correlação com proporções ecomorfológicas log-transformadas, a fim de caracterizar a tendência de variação interespecífica no espaço ecomorfológico multivariado entre as assembleias de peixes. Seguindo o critério adotado na elaboração da primeira ACP, a seleção dos eixos foi determinada pelo modelo de *broken-stick*. Informações funcionais referentes à dieta, comportamento alimentar e ocupação do micro-habitat dos peixes foram utilizadas com os resultados da ACP realizada com os atributos ecomorfológicos, a fim de caracterizar os ecomorfotipos existentes entre as condições ambientais investigadas. A classificação funcional das espécies de acordo com o comportamento alimentar, dieta e ocupação de micro-habitats foi baseada em Casatti & Castro (1998), Casatti *et al.* (2001) e Brejão *et al.* (2013). Por fim, a Análise de Espécies Indicadoras (AEI) foi realizada com a matriz de abundância dos ecomorfotipos transformada pela raiz quadrada dos valores originais, com o objetivo de identificar os planos corporais indicadores dos córregos rurais e urbanos. Todas as análises foram desenvolvidas no programa R (R Core Team, 2013), e AEI no pacote *labdsv* (Roberts, 2012).

#### 2.4.3 Relação entre os ecomorfotipos e as variáveis ambientais

A Análise de Redundância (ARD) foi desenvolvida para averiguar se a distribuição dos ecomorfotipos esteve significativamente correlacionada ao tipo de condição em que os córregos estão expostos e quais as principais variáveis ambientais responsáveis por determinar o padrão de ordenação. Tal análise foi desenvolvida com as matrizes de variáveis ambientais padronizadas e dados de abundância dos ecomorfotipos transformados pela raiz quadrada dos valores originais, em razão da ampla dimensionalidade dos valores de abundância (típico das assembleias de peixes de riachos, principalmente dos mais impactados). Variáveis com fator de Inflação da Variância (FIV) maiores do que 10 foram consideradas redundantes e removidas das análises, enquanto a seleção das variáveis mais significativas foi feita pelo método *Ordistep*. A significância dos eixos canônicos foi testada pelo método *Permutest* (Legendre *et al.*, 2011), utilizando 999 permutações. As análises foram desenvolvidas no programa R (R Core Team, 2013) no pacote *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2013).

### 3 RESULTADOS

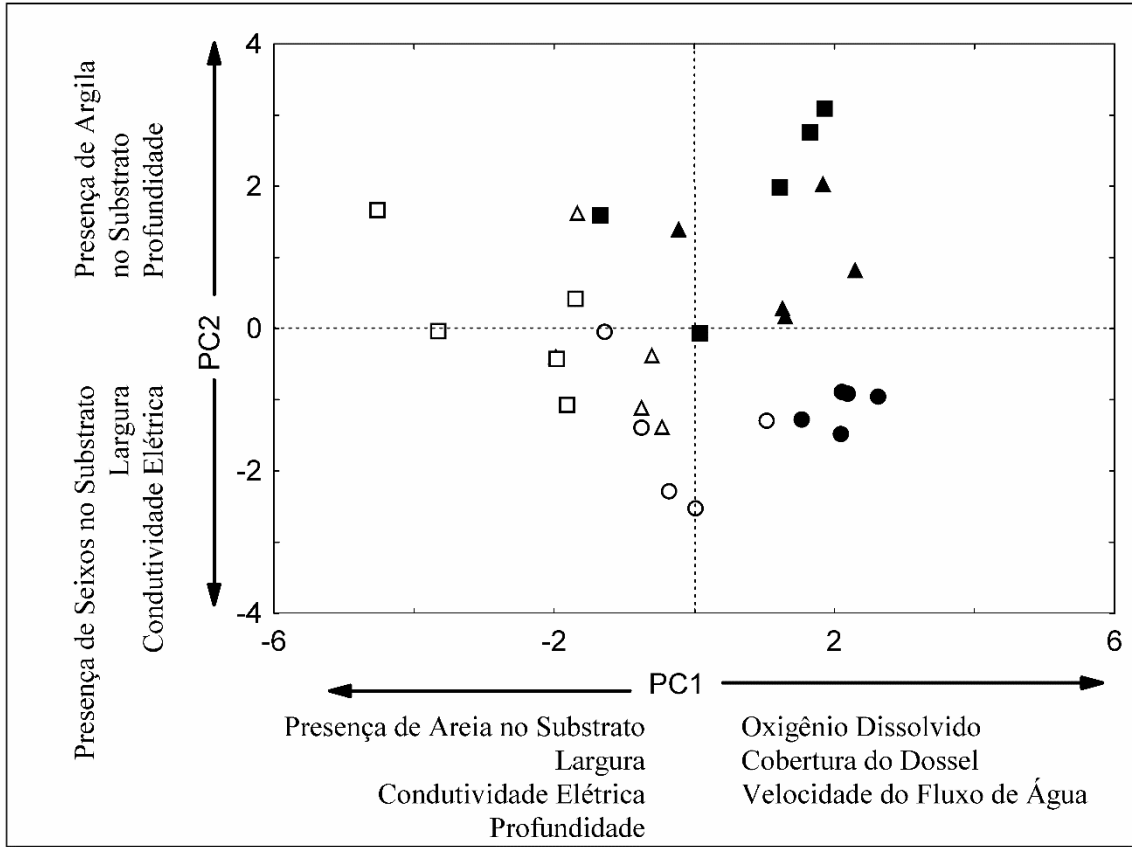
Os valores médios e de desvio padrão das variáveis ambientais utilizadas neste estudo estão descritos na Tabela 3. Os dois primeiros eixos da ACP realizada com as variáveis

ambientais apresentaram autovalores maiores do que os gerados pelo critério de *broken-stick* e foram utilizados para indicar o padrão de ordenação dos pontos de coleta no espaço multivariado (Fig. 2). O eixo 1 contabilizou 31,15% da variação total dos dados e ordenou os meso-habitats de acordo com o tipo de riacho, positivamente, principalmente, com oxigênio dissolvido, cobertura do dossel e velocidade do fluxo de água (autovetores = 0,7541681; 0,6307384; 0,5325473, respectivamente), enquanto que negativamente, foram ordenados pela presença de areia no substrato, largura, condutividade elétrica e profundidade (autovetores = -0,7794049; -0,6410936; -0,6368619; -0,5907949, respectivamente). Por outro lado, o eixo 2 contabilizou 19,61% da variação total e ordenou os meso-habitats de acordo com os tipos de meso-habitats, positivamente, principalmente, com a presença de argila no substrato e profundidade (autovetores = 0,83731516; 0,33900912, respectivamente), ao passo que, negativamente a ordenação foi devido, principalmente, à presença de seixos no substrato, largura e condutividade elétrica (autovetores = -0,79776183; -0,46493146; -0,45832539, respectivamente).

**Tabela 3.** Valores médios e desvios padrão das variáveis ambientais entre os meso-habitats dos riachos da bacia do rio Pirapó: **O<sub>2</sub>**, oxigênio dissolvido (ml/L); **Cond**, condutividade elétrica (mS/cm); **Lar**, largura (m); **Pro**, profundidade (cm); **Vel**, velocidade (m/s); **Dos**, cobertura do dossel pela floresta ripária (%); **VegAla**, vegetação alagada; Composição do substrato (%) determinada por material instável (**Ins**), material rochoso (**Roc**), argila consolidada (**Arg**) e resíduos antrópicos residenciais provenientes da construção civil (**Res**). As siglas dos riachos seguem em destaque: **Que**, Água Queçaba; **Rom**, Córrego da Romeira; **Atl**, Córrego Atlântico; **Ros**, Água da Roseira; **Lom**, Córrego do Lombo; **Man**, Córrego Mandacaru; **Mio**, Córrego Miosóti; **Gua**, Água Guaiapó; **Mar**, Ribeirão Maringá; **Mor**, Córrego Morangueira; e dos meso-habitats (Me) coletados: **Co**, corredeira; **Ra**, rápido; **Re**, remanso.

Riacho	Me	O <sub>2</sub>	Cond	Lar	Pro	Vel	Dos	VegAla	Substrato			
									Ins	Res	Arg	Roc
Man	Co	7,73 ±0,11	205 ±2,45	6,80 ±1,13	15,78 ±7,14	0,22 ±0,08	72,22	10,44	19,11	1,78	0	79,11
	Ra	7,6 ±0,13	206,44 ±0,88	5,17 ±0,88	29,89 ±16,03	0,16 ±0,11	89,56	0	0	1,78	0	98,22
	Re	7,51 ±0,07	206 ±0,71	6,37 ±1,33	27,44 ±16,57	0,12 ±0,19	24,11	0	70,22	5	0	24,78
Mar	Co	7,48 ±0,2	233 ±0,5	5,9 ±1,03	9,22 ±3,27	0,5 ±0,32	77,78	0	10,22	12	0	77,78
	Ra	7,35 ±0,17	233,78 ±0,83	5,18 ±0,35	27,33 ±12,1	0,13 ±0,12	92	0	35,56	5,33	11,11	48
	Re	7,5 ±0,17	232,67 ±0,5	6,04 ±0,54	18,67 ±4,9	0,14 ±0,04	73,33	0	24,44	18,22	0	57,33
Mor	Co	7,92 ±0,13	206,11 ±0,78	7,73 ±1,84	13,22 ±7,08	0,43 ±0,14	62,33	0	0	2,22	0	97,78
	Ra	7,59 ±0,11	207,89 ±0,78	5,1 ±1,66	25,67 ±11,7	0,18 ±0,12	99,11	0	19,11	2,22	0	78,67
	Re	7,43 ±0,09	208,44 ±4,01	5,67 ±0,64	44,44 ±14,62	0,03 ±0,03	96,44	0	22,22	0	5	72,78
Mio	Co	7,74 ±0,17	181,37 ±0,74	2,43 ±0,15	18,78 ±7,90	0,38 ±0,25	80,44	0,44	0	0,89	0	99,11
	Ra	7,65 ±0,1	180,76 ±0,05	3,00 ±0,75	24,56 ±9,46	0,23 ±0,13	66,67	0	17,78	16,67	0	65,56

	Re	7,75 ±0,13	181,08 ±0,11	3,37 ±0,96	17,56 ±9,48	0,09 ±0,07	54,44	0	50	19,33	0	30,67
Gua	Co	7,82 ±0,06	195,46 ±0,28	3,63 ±0,72	13,33 ±5,48	0,52 ±0,27	0	0,22	0	77,78	8,89	13,33
	Ra	7,49 ±0,08	194,64 ±1,23	4,57 ±0,5	25,78 ±12,96	0,18 ±0,13	14,22	6,67	1,78	19,22	65,22	13,78
	Re	7,14 ±0,06	195,87 ±0,61	5,47 ±0,32	50 ±21,66	0,06 ±0,03	13,33	0,44	49	17,67	33,33	0
Rom	Co	8,07 ±0,09	66,96 ±0,15	3,23 ±0,58	13,44 ±5,92	0,49 ±0,28	62,22	10	0	0	0	100
	Ra	7,98 ±0,05	67,01 ±0,06	2,63 ±0,21	17,56 ±3,91	0,31 ±0,09	98,22	2,22	0	0	72,22	27,78
	Re	8,02 ±0,07	66,57 ±0,35	2,8 ±0,44	15,89 ±6,74	0,2 ±0,09	87,56	10,56	0	0	82,78	17,22
Ros	Co	8,31 ±0,05	133 ±0,29	2,47 ±0,29	7,78 ±3,15	0,38 ±0,12	85,78	0	0	11,11	0	88,89
	Ra	8,1 ±0,06	133,2 ±0,25	2,33 ±0,21	16,78 ±7,5	0,21 ±0,11	80,56	1,78	35,78	38,44	16,22	10,67
	Re	8,23 ±0,12	132,56 ±0,92	2,47 ±0,4	24,89 ±10,78	0,07 ±0,03	96,67	0	0	0,89	60,67	38,44
Que	Co	8,06 ±0,1	207,11 ±0,33	2,72 ±0,45	11,33 ±4,9	0,27 ±0,18	98	2,22	0	0	0,44	99,56
	Ra	7,96 ±0,21	207 ±0,5	13,5 ±0,1	14,11 ±4,68	0,12 ±0,08	96,67	3,56	0	0	24,44	75,56
	Re	7,91 ±0,12	207,33 ±0,5	3,33 ±0,32	33 ±19,09	0,08 ±0,06	94,89	2,89	4,11	0	14,44	81,44
Lom	Co	7,51 ±0,1	48,6 ±0,05	2,93 ±0,59	18,33 ±5,27	0,72 ±0,43	94,89	2,22	0	0	0	100
	Ra	7,47 ±0,17	48,79 ±0,54	3,25 ±0,58	26,67 ±10,34	0,33 ±0,2	97,11	27,78	3,33	0	10	86,67
	Re	7,37 ±0,23	48,52 ±0,04	2,93 ±0,21	51,67 ±10	0,22 ±0,14	89,78	16,67	54,44	0	2,78	42,78
Atl	Co	8,11 ±0,07	52,37 ±0,12	2,73 ±0,23	12,67 ±3,08	0,47 ±0,25	96,11	0	0	0	0	100
	Ra	8,16 ±0,1	52,26 ±0,07	3,07 ±1,29	15,56 ±10,99	0,4 ±0,38	96,11	0	0	0	44,44	55,56
	Re	8,2 ±0,11	52,63 ±0,8	2,1 ±0,26	23,89 ±11,31	0,18 ±0,1	100	0	0	0	85,56	14,44



**Fig. 2.** Diagrama gerado pela Análise de Componentes Principais mostrando a ordenação dos meso-habitats, sendo corredeiras (círculos), rápidos (triângulos) e remansos (quadrados) inseridos em ambientes rurais (símbolos escuros) e urbanos (símbolos vazios) da bacia do rio Pirapó, PR, segundo as características ambientais.

Foram coletadas vinte e seis (26) espécies distribuídas em 15 gêneros, 10 famílias e 6 ordens (Tabelas 4 e 5). Observa-se alta número de indivíduos de *Poecilia reticulata* nos riachos inseridos em ambientes urbanos e também maior número de espécies nos meso-habitats rurais (Tabelas 4 e 5).

Tabela 4. Classificação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos meso-habitats corredeira (Co), rápido (Ra) e remanso (Re) dos riachos urbanos afluentes do rio Pirapó e suas respectivas abundâncias.

Classificação taxonômica	Mandacaru			Miosótis			Guaiapó			Maringá			Morangueira		
	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re
<b>OSTEICHTHYES</b>															
<b>CHARACIFORMES</b>															
<b>Characidae</b>															
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)			2		1			2			1				
<i>Piabina argentea</i> (Reinhardt, 1867)							11	1	1						
<b>SILURIFORMES</b>															
<b>Loricariidae</b>															
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)										18	8	1	20	4	3
<i>Hypostomus cf. nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	20	8	22	8	2	2				55	12	16	11		
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>										1	2		1		



<b>Heptapteridae</b>															
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (Schubart & Gomes, 1959)	2			2				2					10	2	
<i>Imparfinis borodini</i> (Mees & Cala, 1989)	1														
<i>Imparfinis mirini</i> (Hasegan, 1911)	10	1		28	19	5	6	9	1	10			1	1	
<i>Pimelodella avanhandavae</i> (Eigenmann, 1917)															
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)				2											
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	6			14				1					4	2	
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1	7	3	2			3	1	1		1		1	
<b>PERCIFORMES</b>															
<b>Cichlidae</b>															
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)			8	1	2										
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>															
<b>Poeciliidae</b>															
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)								1		2					
<b>GYMNOTIFORMES</b>															
<b>Gymnotidae</b>															
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	2			1											
<b>Total de espécies</b>	12	7	11	7	6	9	6	6	7	3	4	6	5	7	1

Dentre as espécies coletadas, apenas indivíduos de *Gymnotus inaequilabiatus* não foram utilizados nas análises ecomorfológicas, devido a ausência de nadadeiras pares o que torna impossível sua comparação com as demais em relação as suas proporções. Os dois primeiros eixos da ACP explicaram 57,06% da variação total dos dados e obtiveram valores maiores daqueles gerados pelo critério de *broken-stick*, sendo então, utilizados para caracterizar a diversificação ecomorfológica entre as espécies estudadas (Tabela 6). O eixo 1 ordenou as espécies pela forma do corpo e altura relativa da boca. Assim, espécies posicionadas no extremo positivo apresentaram corpos deprimidos dorso/ventralmente e bocas relativamente mais altas. Por outro lado, aquelas com escores no extremo negativo apresentaram corpos comprimidos lateralmente (Fig. 3). O eixo 2 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada à largura relativa da boca e áreas das nadadeiras dorsal, caudal, peitoral e pélvica, sendo que espécies com escores posicionados na porção negativa do gradiente tenderam a apresentar boca relativamente mais larga, enquanto a área relativa das nadadeiras aumentou em direção ao extremo positivo do eixo.

**Tabela 6.** Autovetores dos eixos mais explicativos (PC1 e 2) gerados pela ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação das espécies estão destacadas em negrito. Na porção inferior da tabela seguem os autovalores dos eixos, o autovalor predito por *broken-stick* e a proporção das variâncias explicadas por ambos os eixos.



<b>Proporções ecomorfológicas</b>	Eixo 1	Eixo 2
Índice de compressão	<b>-0,962</b>	0,119
Índice de depressão	0,507	-0,060
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	<b>0,776</b>	0,067
Altura relativa do pedúnculo caudal	0,661	-0,113
Largura relativa do pedúnculo caudal	-0,635	-0,104
Comprimento relativo da cabeça	-0,184	0,537
Altura relativa da cabeça	<b>0,785</b>	0,228
Largura relativa da cabeça	0,644	-0,234
Altura relativa da boca	<b>0,878</b>	-0,088
Largura relativa da boca	0,325	<b>-0,717</b>
Posição vertical do olho	0,513	-0,447
Área relativa do olho	<b>-0,745</b>	0,296
Área relativa da nadadeira dorsal	0,351	<b>0,771</b>
Área relativa da nadadeira caudal	-0,033	<b>0,857</b>
Área relativa da nadadeira anal	<b>-0,743</b>	0,188
Área relativa da nadadeira peitoral	0,366	<b>0,854</b>
Área relativa da nadadeira pélvica	0,547	<b>0,709</b>
Razão-aspecto da nadadeira caudal	-0,652	-0,266
Razão-aspecto da nadadeira anal	-0,663	-0,155
Razão-aspecto da nadadeira peitoral	-0,665	0,308
Razão-aspecto da nadadeira pélvica	-0,332	-0,176
Autovalor	7,912	4,069
Auto valor predito: <i>broken strick</i>	3,645	2,645
Variância explicada (%)	37,7%	19,4%

Informações referentes ao comportamento alimentar, dieta e ocupação de meso-habitats pelos peixes foram combinadas com os resultados da ACP realizada com os atributos ecomorfológicos, e oito ecomorfotipos distintos foram caracterizados entre as assembleias investigadas (Fig. 3): Insetívoros nectônicos (**IN**) com corpos mais altos e comprimidos, olhos relativamente grandes posicionados lateralmente, nadadeira caudal caracteristicamente bifurcada e boca relativamente larga (*Astyanax bockmanni*, *Astyanax fasciatus*, *Astyanax lacustres*, *Astyanax paranae*, *Bryconamericus stramineus*, *Piabina argentea* e *Oligosarcus paranensis*); Piscívoro predador de emboscada (**PPE**) com corpo fusiforme, nadadeira caudal arredondada, olhos laterais e boca relativamente larga (*Hoplias malabaricus*); Insetívoro bentônico predador de emboscada (**IBPE**) com corpo fusiforme, olhos laterais, boca relativamente pequena e maiores áreas relativas das nadadeiras peitorais, caudal, pélvicas e dorsal (*Characidium zebra*); Invertívoro detritívoro (**ID**) com corpo fusiforme tendendo à compressão, olhos laterais, boca relativamente pequena e maiores áreas relativas das nadadeiras peitoral, caudal, pélvica e dorsal (*Poecilia reticulata*); Insetívoro especulador de substrato (**IES**) com corpo fusiforme, olhos dorsais relativamente pequenos, pedúnculo caudal mais alto, boca relativamente mais estreita e maiores áreas relativas das nadadeiras peitorais, caudal,



Invertívoro detritívoro (**ID**) foi o grupo mais abundante entre os locais amostrados (66,88% das capturas), sendo caracterizado, sobretudo, pelo predomínio nos córregos Mandacaru, Miosótis e ribeirão Maringá. Na condição ambiental, córregos inseridos em ambientes urbanos o AEI revelou o ecomorfotipo **ID** significativamente indicador (Tabela 7). Por outro lado, nos pontos de coleta inseridos em ambientes rurais, o *INDVAL* revelou o ecomorfotipo **IN** como o único indicador significativo (Tabela 7).

**Tabela 7.** Ecomorfotipos coletados nos córregos da bacia do rio Pirapó, e suas respectivas abundâncias. **AEI(U)** e **AEI(R)** correspondem aos valores gerados pela análise de espécies indicadoras para os pontos de coleta inseridos em córregos rurais e urbanos, respectivamente. A significância associada a esses valores foi definida por “P”. Valores em negrito correspondem aos indicadores significativos ( $p < 0,05$ ) de determinada condição ambiental.

Ecomorfotipos	Urbano					Rural					AEI(U)	AEI(R)	P
	Man	Mio	Gua	Mar	Mor	Que	Rom	Atl	Ros	Lom			
I.N.	2	1	15	1		19	34	25	41	6	0,11	<b>0,87</b>	<b>0,02</b>
P.P.E.						1					0,00	0,20	1,00
I.B.P.E.						13			1		0,00	0,40	0,45
I.D.	496	515	9	421	22			3			<b>1,00</b>	0,00	<b>0,01</b>
I.E.S.						25					0,00	0,20	1,00
P.R.S.	50	12		113	39	21	10	10	2	19	0,62	0,22	0,49
I.B.	11	22	11	29	18	26	80	25	12	21	0,36	0,64	0,30
O.O.						8	3				0,00	0,40	0,45

Na condição ambiental de córregos inseridos em ambientes urbanos, Invertívoro bentônico (**IB**) foi o ecomorfotipo indicador de corredeiras, segundo o AEI (Tabela 8), enquanto que na condição de córregos inseridos em ambientes rurais, Invertívoro bentônico (**IB**) e Perifitívoros Raspadores de Substrato (**PRS**) foram ecomorfotipos indicadores de corredeiras, segundo o AEI (Tabela 9). Nenhum ecomorfotipo se mostrou indicador dos meso-habitats de rápido e remanso, em nenhuma condição ambiental.

**Tabela 8.** Ecomorfotipos coletados nos córregos da bacia do rio Pirapó, e suas respectivas abundâncias. **AEI** correspondem aos valores gerados pela análise de ecomorfotipos indicadores para os pontos de coleta inseridos em corredeiras, rápidos e remansos de riachos inseridos em ambientes urbanos, respectivamente. A significância associada a esses valores foi definida por “p”. Valores em negrito correspondem aos indicadores significativos ( $p < 0,05$ ) de determinada condição ambiental.

Ecomorfotipos		Man	Mio	Gua	Mar	Mor	AEI	P
Cor	I.N.			11			0,12	0,96
	I.D.	130	126	4	77	1	0,23	0,17
	P.R.S.	20	8		74	32	0,50	0,32
	I.B.	5	10	10	16	9	<b>0,55</b>	<b>0,02</b>
Rap	I.N.		1	3	1		0,16	0,96
	I.D.	230	254	2	254	15	0,52	0,17
	P.R.S.	8	2		22	4	0,13	0,32

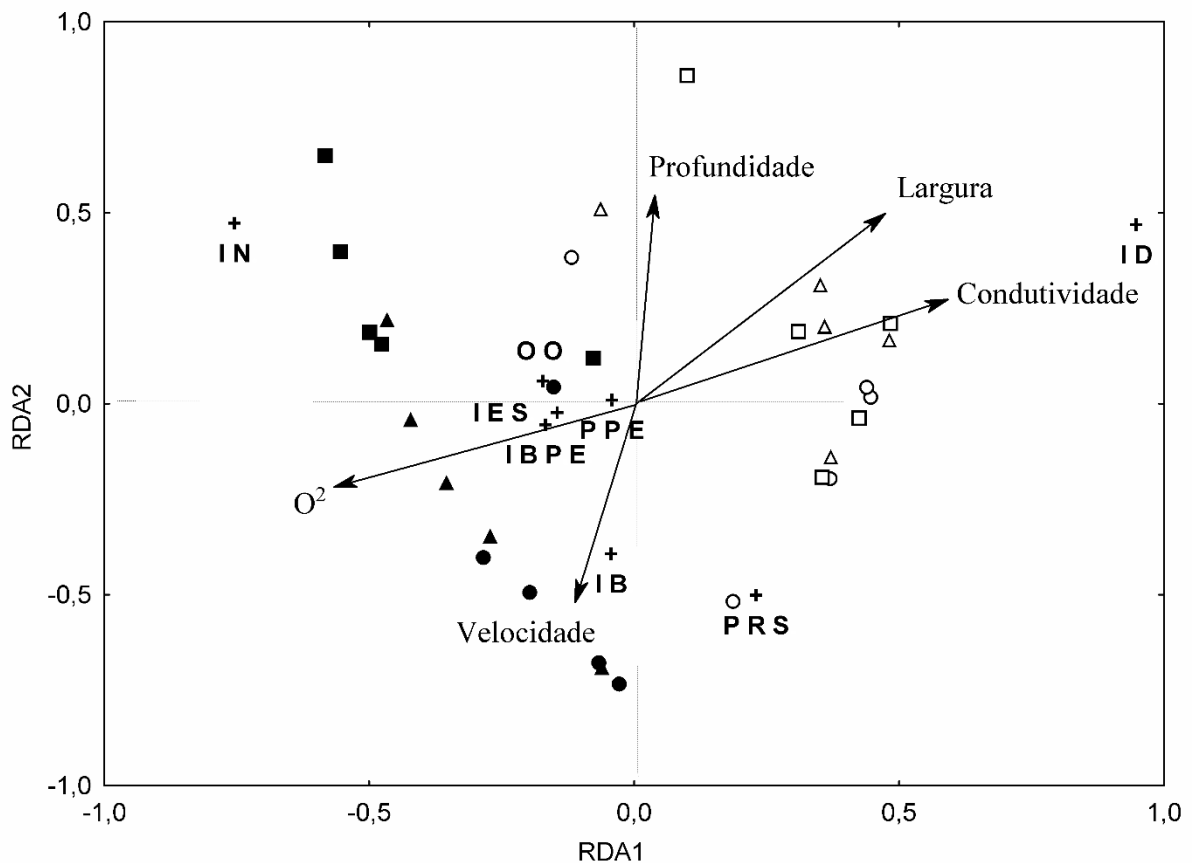
	I.B.	3	10	1	5	6	0,27	<b>0,02</b>
Rem	I.N.	2		1			0,06	0,96
	I.D.	136	135	3	90	6	0,25	0,17
	P.R.S.	22	2		17	3	0,16	0,32
	I.B.	3	2		8	3	0,14	<b>0,02</b>

**Tabela 9.** Ecomorfotipos coletados nos córregos da bacia do rio Pirapó, e suas respectivas abundâncias. **AEI** correspondem aos valores gerados pela análise de ecomorfotipos indicadores para os pontos de coleta inseridos em corredeiras, rápidos e remansos de riachos inseridos em ambientes rurais, respectivamente. A significância associada a esses valores foi definida por “**p**”. Valores em negrito correspondem aos indicadores significativos ( $p < 0,05$ ) de determinada condição ambiental.

	Ecomorfotipos	Que	Rom	Atl	Ros	Lom	AEI	P
Cor	I.N.	3	1	16			0,10	0,19
	P.P.E.						0,00	1,00
	I.B.P.E.	9					0,13	1,00
	I.D.			1			0,07	1,00
	I.E.S.	2					0,02	1,00
	P.R.S.	19	9	5	1	15	<b>0,79</b>	<b>0,01</b>
	I.B.	21	51	7	11	15	<b>0,64</b>	<b>0,05</b>
	O.O.						0,00	0,29
Rap	I.N.	2	25		11	2	0,26	0,19
	P.P.E.						0,00	1,00
	I.B.P.E.	3			1		0,11	1,00
	I.D.						0,00	1,00
	I.E.S.	11					0,09	1,00
	P.R.S.	2	1	2	1	4	0,16	<b>0,01</b>
	I.B.	2	22	15		6	0,22	<b>0,05</b>
	O.O.		1				0,02	0,29
Rem	I.N.	14	8	9	30	4	0,52	0,19
	P.P.E.	1					0,20	1,00
	I.B.P.E.	1					0,01	1,00
	I.D.			2			0,13	1,00
	I.E.S.	12					0,10	1,00
	P.R.S.			3			0,01	<b>0,01</b>
	I.B.	3	7	3	1		0,07	<b>0,05</b>
	O.O.	8	2				0,36	0,29

A análise de redundância (ARD) evidenciou relações significativas (ANOVA com 999 aleatorizações,  $p < 0,05$ ) entre o padrão de abundância dos ecomorfotipos e os fatores ambientais utilizados para representar os diferentes trechos estudados. O primeiro e o segundo eixo foram

significativos (43,98% da variância do eixo 1 e 22,42% do eixo 2,  $p < 0,05$ ), tendo condutividade, largura, oxigênio dissolvido, profundidade e velocidade como variáveis selecionadas para compor o melhor modelo de ordenamento (Fig. 4). Neste contexto, os meso-habitats de corredeiras, estiveram correlacionados com os grupos dos Perifitívoros raspadores de substrato e Invertívoros bentônicos, sendo a maior velocidade da água fator relevante para explicar a distribuição desse ecomorfotipo. Os pontos de remansos rurais estiveram mais correlacionados com os Insetívoros nectônicos, sendo que o principal fator ambiental responsável por explicar sua distribuição nesse tipo de ambiente foi a profundidade e a cobertura do dossel. Os córregos inseridos em ambientes rurais evidenciam maior diferenciação entre os meso-habitats, tendo as variáveis de oxigênio dissolvido e velocidade da água mais correlacionadas. Da mesma forma, os corpos d'água inseridos em ambiente urbano estiveram correlacionados com o grupo dos Invertívoros detritívoros, tendo as variáveis de largura, condutividade e profundidade relacionados com esta condição ambiental (Fig. 4).



**Fig. 4.** Diagrama gerado pela Análise de Redundância (ARD) aplicada entre os ecomorfotipos (+) e as variáveis ambientais tomadas em pontos de coleta em corredeiras (círculos), rápidos (triângulos) e remansos (quadrados) inseridos em ambientes rurais (símbolos escuros) e urbanos (símbolos vazios).

#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo corroboraram a hipótese proposta e evidenciaram que os padrões de organização das assembleias de peixes nos meso-habitats dos tributários do rio Pirapó podem ser explicados pelo tipo de ocupação da bacia de drenagem. Portanto córregos inseridos em paisagens rurais são detentores de maiores áreas relativas de vegetação ripária e caracterizados pela maior heterogeneidade ambiental e apresentaram maior distinção dos meso-habitats, sendo a ictiofauna mais diversa e com predominância de ecomorfotipos adaptados à captura de itens alóctones e ocupação de meso-habitats com maior complexidade estrutural, podendo ser utilizados como indicadores da referida condição ambiental. Enquanto que entre os córregos inseridos em paisagens urbanas, a remoção da vegetação ripária e as maiores áreas de superfície impermeável nas bacias de drenagem desses ecossistemas levaram à meso-habitats mais homogêneos, redução na diversidade de ecomorfotipos e dominância do grupo generalista Invertívoro detritívoro (**ID**), representado somente por *Poecilia reticulata*, que se beneficia da instabilidade ambiental e da maior disponibilidade de recursos autóctones.

Através da Análise de Componentes Principais (ACP) realizada com as variáveis ambientais, verificou-se que o oxigênio dissolvido, a cobertura do dossel, a velocidade do fluxo de água, a condutividade elétrica, a presença de areia no substrato, a largura e profundidade dos córregos foram as variáveis responsáveis por diferenciar as condições ambientais de rural e urbano. Por outro lado, para diferenciação dos meso-habitats, as características referentes ao substrato, a profundidade e a largura foram mais representativas. Verificou-se também que a distinção entre os meso-habitats rurais fica mais evidente em relação aos urbanos, mostrando que o uso do solo na bacia hidrográfica de riachos altera os processos geomorfológicos e hidrológicos que estrutura tais ambientes (Allan, 2004), resultando na degradação e homogeneização do habitat mais acentuada em meso-habitats urbanos devido a presença de áreas de superfície impermeável que aumenta a frequência e magnitude do fluxo hídrico oriundo de chuvas torrenciais (Campana & Tucci 2001, Zhou & Wang 2007), levando a erosão das margens do canal alteração da morfologia com subsequentes efeitos sobre a composição do leito fluvial (Wood & Armitage 1997, Hancock 2002, Booth *et al.* 2004).

A ACP realizada com as variáveis ecomorfológicas revelou duas tendências entre o conjunto regional de espécies de peixes, sendo a primeira associada à ocupação do habitat e a segunda à alimentação. Resultados similares foram obtidos por Oliveira *et al.* (2010) em estudo sobre a ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil, e por Pagotto (2014), em estudo sobre a mesma bacia deste estudo. A variação dos escores no eixo 1 evidencia a separação de um grupo composto pelos Insetívoros nectônicos (**IN**), com escores posicionados

no extremo negativo do gradiente e caracterizados pela maior compressão do corpo, olhos maiores e nadadeira caudal bifurcada. Estas características propiciam melhor desempenho em manobras e favorecem a ocupação de habitats mais lênticos e estruturados (Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto, 2014). Outro grupo com escores positivos composto por Perifítivos raspadores de substrato (**PRS**) e Invertívoros bentônicos (**IB**) caracterizados pela maior depressão do corpo, boca mais ventralmente posicionada, olhos dorsais e pedúnculo caudal mais longo e robusto. Tais características favorecem a exploração da região bentônica, sobretudo em trechos com substrato estável e fluxo mais rápido da água, onde **IB** pode se beneficiar da deposição de insetos no fundo e **PRS** do perifíton incrustado nas superfícies rochosas. (Pagotto *et al.*, 2011; 2014). Por fim, um terceiro grupo, com escores centrais, foi representado por Piscívoro predador de emboscada (**PPE**), Insetívoro bentônico predador de emboscada (**IBPE**), Invertívoro detritívoro (**ID**), Omnívoro oportunista (**OO**) e Insetívoro especulador de substrato (**IES**). Estes ecomorfotipos foram caracterizados por corpos fusiformes e menos especializados em relação à adaptação a meso-habitats específicos. Analisando a variação dos escores no eixo 2 da ACP, dois grupos puderam ser destacados de acordo com suas adaptações para captura do alimento na coluna d'água. Com escores positivos, estiveram os ecomorfotipos com bocas relativamente maiores, ou seja, **IN**, **PPE** e **IB**. A amplitude da abertura bucal é fator determinante sobre o tamanho do alimento a ser consumido. Assim, boca mais ampla favorece o consumo de itens relativamente grandes (Gatz, 1979), a exemplo de insetos adultos consumidos por **IN** e **IB** e peixes por **PPE**. Com escores negativos, estiveram os ecomorfotipos com bocas relativamente menores e maiores áreas das nadadeiras dorsal, caudal, peitorais e pélvicas (**PRS**, **IES**, **IBPE**, **OO** e **ID**). O menor tamanho da boca favorece o melhor desempenho na sucção de alimentos (Norton, 1995), beneficiando, provavelmente, o consumo de itens autóctones, como algas perifíticas e larvas de insetos. Aliado a isso, as maiores dimensões dessas nadadeiras podem favorecer o arranque e acelerações da natação, propiciar estabilização do movimento em guinadas e fornecer maior capacidade de manutenção do corpo na região bentônica (Breda *et al.*, 2005; Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto, 2014).

Os córregos rurais diferenciaram-se dos urbanos pela maior heterogeneidade ambiental, propiciada por características como a cobertura mais ampla do dossel, responsável pelo incremento de galhos, folhas e pequenos animais no curso d'água (Pusey & Arthington, 2003), oxigênio dissolvido, presença de trechos com velocidades distintas de fluxos de água e maiores proporções de vegetação submersa (Gorman & Karr, 1978; Teresa & Romero, 2010). Ambientes mais heterogêneos fornecem suporte a taxas mais elevadas de produtividade primária e secundária, oferecendo mais oportunidades de forrageamento e exploração dos

meso-habitats de acordo com suas morfologias (Willis *et al.* 2005; Pagotto, 2014). O aumento progressivo dos processos de urbanização sobre a bacia de drenagem transforma a estrutura das assembleias de peixes, como verificado por Cunico *et al.* (2012) e Pagotto (2014), em estudos sobre alguns dos mesmos tributários da bacia do rio Pirapó. Observa-se que há uma redução de ecomorfotipos encontrados nos meso-habitats urbanizados, assim como os grupos encontrados são representados por um menor número de espécies. As maiores abundâncias de Invertívoro detritívoro (**ID**) conjuntamente com o resultado do AEI que revela tal ecomorfotipo indicador entre os córregos urbanos deste estudo, corroboraram outros autores acerca da predominância de grupos funcionais generalistas, que se beneficiam da exploração de itens autóctones entre corpos d'água degradados da região Neotropical (Casatti *et al.*, 2009; Alexandre *et al.*, 2010). A maior abundância de **ID** nos córregos mais alterados pela ação antrópica pode ser explicada pela combinação de seus traços funcionais (Casatti *et al.*, 2012), a exemplo da capacidade de maior diversificação alimentar e fertilização interna, que propiciam vantagem na exploração de ambientes degradados e sujeitos a maiores variações na disponibilidade de recursos (Cunico *et al.*, 2011). A ocorrência de tais organismos em ambientes mais simplificados também pode estar relacionada à plasticidade morfológica evidenciada por Neves & Monteiro (2003), que registraram maior compressão do corpo para indivíduos de *Poecilia vivípara* em áreas tomadas por macrófitas aquáticas e tendência fusiforme em áreas abertas e mais homogêneas. Por conseguinte, o corpo fusiforme de **ID** registrado no presente estudo, embora reduza o desempenho na realização de manobras, pode propiciar maior eficiência na natação e promover deslocamentos mais rápidos e com menor custo energético por toda a coluna d'água (Oliveira *et al.*, 2010), facilitando a captura de itens autóctones como larvas de inseto, detritos e perifíton (Pagotto, 2014).

No presente estudo, **IB** e **PRS** se mostraram relacionados ao meso-habitat de corredeira. As maiores velocidades da água e o substrato tipicamente rochoso dos meso-habitats de corredeiras podem ser considerados fatores determinantes para a ocorrência desses grupos funcionais. O corpo mais largo e deprimido, associado às grandes nadadeiras pares desses organismos favorece a ocupação da região bentônica em trechos de corredeiras, pois permite redução da pressão causada pela força da correnteza sobre a manutenção da posição do corpo, permitindo que os peixes permaneçam apoiados sobre o fundo enquanto executam a raspagem do perifíton no substrato ou captura de pequenos invertebrados no fundo (Oliveira *et al.*, 2010; Pagotto *et al.*, 2011). **PRS** somente se mostraram relacionados para corredeiras de córregos inseridos em ambientes rurais, possivelmente devido à presença de resíduos de materiais de



construção ao longo de todo o canal dos córregos urbanos que leva à uma distribuição deste grupo em todos os meso-habitats que pouco se diferenciam em seus substratos.

As assembleias de córregos rurais foram caracterizadas pela maior abundância de Insetívoros nectônicos (**IN**), sendo que o AEI revelou este ecomorfotipo como o único indicador significativo. Dessa forma, áreas proporcionalmente mais amplas de vegetação alagada e trechos relativamente mais preservados de vegetação ripária (*i.e.* maior cobertura do dossel) podem ser considerados características ambientais presentes nos córregos rurais da bacia do rio Pirapó que favorecem a coexistência de número relativamente elevado de espécies desse ecomorfotipo. **IN** são peixes que apresentam preferência por habitats com velocidade reduzida da água (Casatti *et al.*, 2001; Brejão *et al.*, 2013; Teresa & Casatti, 2013), onde seus traços morfológicos são capazes de propiciar vantagem adaptativa na ocupação espacial e exploração dos recursos tróficos disponíveis (Oliveira *et al.*, 2010). Desse modo, o corpo mais alto e comprimido, bem como a tendência à maior bifurcação da nadadeira caudal, podem ser consideradas adaptações morfológicas que fornecem maior capacidade de manobrabilidade (Breda *et al.*, 2005), ou seja, maior habilidade para realizar curvas em ângulos menores (Webb *et al.*, 1996). Estas características beneficiam as espécies deste grupo a buscarem trechos de remanso. Da mesma forma, a presença de maiores áreas de vegetação ripária promove o incremento de itens alóctones ao longo do canal, especialmente troncos, galhos, folhas e pequenos animais (Lowe-McConnell, 1999). De acordo com Wolff *et al.* (2013), áreas com maior preservação florestal e, conseqüentemente, cobertura mais ampla pelo dossel, favorecem a coexistência de espécies adaptadas à captura de itens alóctones. Por conseguinte, a maior acuidade visual e as maiores dimensões bucais, talvez possam beneficiar os **IN**, respectivamente, na visualização mais apurada dos itens alimentares dispersos na coluna d'água (Gatz, 1979) e na captura mais eficiente de presas relativamente grandes (*e.g.* insetos terrestres) que caem na água a partir da vegetação ripária (Pagotto, 2014).

Este estudo evidenciou a influência do tipo de atividade desenvolvida nas bacias de drenagem sobre a estruturação dos meso-habitats e sobre os padrões ecomorfológicos das assembleias de peixes, sendo que a urbanização leva a homogeneização do canal e de seus meso-habitats, diminuição na diversidade de ecomorfotipos e de espécies e dominância de grupos generalistas que são compostos por espécies adaptadas à exploração de habitats instáveis e recursos alimentares autóctones. Embora seja uma área relativamente nova de pesquisa no Brasil, os trabalhos desenvolvidos com ecomorfologia buscam caminhos alternativos e mais precisos para analisar a estrutura das assembleias de peixes e suas relações com o habitat,

contribuindo com a compreensão do funcionamento dos ecossistemas e por conseguinte aperfeiçoamento das atividades de manejo e conservação dos ambientes.

## **REFERÊNCIAS**

- Alexandre, C. V., Esteves K. E. & Mello M. A. M. M. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a Neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641:97-114.
- Allan J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- Angermeier, P.L. & Karr J. R. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes* 9: 117-135.
- Angermeier, P.L. & Karr J. R. 1984. Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, Bethesda, 113: 727-736.
- Barrela, W., Júnior M. P., Smith W. S. & Montag L. F. 2001. A. As relações entre matas ciliares, os rios e os peixes, p. 187- 208. In: R.R. RODRIGUES & H.F. LEITÃO FILHO (Ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP, 320p.
- Berkman, H. E. & Rabeni, C. F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Experimntal Biology of Fishes* 47: 2246-2260.
- Booth D.B., Karr J.R., Schauman S., Konrad C.P., Morley S.A., Larson M.G., Burges S.J. 2004. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 40: 1351–1364.
- 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.
- Brejão, G. L., Gerhard P. & Zuanon J. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):361-373.
- Campana N., Tucci C.E.M. 2001. Predicting floods from urban development scenarios: Case study of the Dilúvio basin, Porto Alegre, Brazil. *Urban Water* 3: 113-124.
- Casatti, L. & Castro R. M. C. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9:229-242.

- Casatti, L., Langeani F. & Castro R. M. C. 2001. Peixes de riacho do parque estadual Morro do diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>.
- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.
- Casatti, L.; Langeani, F.; Silva, A. M.; Castro, R. M. C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 681-696.
- Casatti, L., Ferreira C. P. & Carvalho F. R. 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.
- Cianciaruso, M. V., Silva I. A. & Batalha M. A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.
- Cunico, A. M., Allan J. D. & Agostinho A. A. 2011. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators* 11: 1354-1359.
- 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 River Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 105: 336-344.
- Fausch, K. D., Lyons L., Karr J. R. & Angermeier P. L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, 8: 123- 144.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21(2): 91-124.
- Gorman, O. T. & Karr J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, New York, 59(3): 507-515.
- Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: EDUEM. 241p.

- 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: 191-210.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., Mckee, W. A. & Cummins, K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones - Focus on links between land and water. *BioScience*, 41(8): 540-551.
- Hancock, P.J. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environ. Manag.* 29(6): 763-81.
- Higgins, C. L. 2010. Patterns of functional and taxonomic organization of stream fishes: inferences based on  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversities. *Ecography* 33:678-687.
- Hoeinghaus, D. J., Winemiller, K. O. & Birnbaum, J. S. 2007. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* 34:324-338.
- Hugueny, B. & Pouilly, M. 1999. Morphological correlates of diet in an assemblage of West African freshwater fishes. *Journal of Fish Biology* 54(6):1310-1325.
- Honnen, W., Rath, K., Schlegel, T., Schwinger, A. & Frahne, D. 2001. Chemical analyses of water, sediment and biota in two small streams in southwest Germany. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, Dordrecht, 8: 195-213.
- Hughes, R. M. 1987. Longitudinal changes in fish assemblage and water quality in the Willamette river, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society*, Bethesda, 116: 196-209.
- Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93(870): 145-159.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Cidades. Electronic Database accessible at <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/maringa/panorama>. Brasília, Brazil. Accessed 2 May 2018.
- Inward, D. J. G., 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: 1668-1682.

- Jones III, E. B. D., Helfman, G. S., Harper, J. O. & Bolstad, P. V. 1999. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Ecology*, Washington, 13 (6): 1454-1465.
- Kuhl, A. M., Rocha, C. L. M. S. C., Espíndola, E. L. G. & Lansac-Tôha, F. A. 2010. Rural and Urban Streams: Anthropogenic Influences and Impacts on Water and Sediment Quality. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 95, 2010, 3, 260–272.
- Layman, C.A., Langerhans, R.B., Winemiller, K.O. 2005. Body size, not other morphological traits, characterizes cascading effects in fish assemblage composition following commercial netting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2802-2810.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. São Paulo, USP, 535p.
- Maack, R. 2002. *Geografia física do estado do Paraná*. 3ª Edição. Curitiba, Imprensa Oficial, 440 p.
- Montaña, C.G., Winemiller, K.O. 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 216-227.
- Moreno, C. E., Arita, H. T. & Solis, L. 2006. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. *Oecologia*, 149: 133-140.
- Neves, F. M. & Monteiro, L. R. 2003. Body shape and size divergence among populations of *Poecilia vivipara* in coastal lagoons of south-eastern Brazil. *Journal of Fish Biology*, 63: 928-941.
- Norton, S. F. 1995. A functional approach to ecomorphological patterns of feeding in cottid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44(1-3): 61-78.
- Novakowski, G.C., Fugi, R., Hahn, N.S. 2004. Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology* 2: 157-162.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. & Wagner, H. 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Oliveira, E. F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C. V., Paiva, L. R. S. and 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.
- Onorato, D. P., Angus, P. A. & Marion, K. R. 1998. Comparison of a small-mesh seine and a backpack electroshocker for evaluating fish populations in a north-central Alabama stream. *North American Journal of Fisheries Management*, Bethesda, 18: 361-373.
- Osborne, L. L., Iredale, D. R., Wrona, F. J. & Davies, R. W. 1981. Effects of Chlorinated sewage effluents on fish in the sheep river, Alberta. *Transactions of the American Fisheries Society*, Bethesda, 110: 536-540.
- Pagotto, J. P. A., Goulart, E.; Oliveira, E. F.; Yamamura, C. B. 2011. Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, 71: 469-479.
- Pagotto, J. P. A. 2014. Padrões ecomorfológicos de assembleias de peixes em córregos da bacia do rio Pirapó, região norte do Paraná, Brasil. Tese de doutorado, Universidade de Estadual de Maringá, Maringá, PR, Brasil.
- Pardo, I. & Armitage, P.D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: 111-128.
- Passos, M. M. 2007. A raia divisória: eco-história da raia divisória. Maringá: EDUEM. 310p.
- Pease, A. A., González-Díaz, A. A., Rodiles-Hernández, R. and Winemiller, K.O. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology* 57:1060-1075.
- Peres-Neto, P. R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. In: Caramaschi, E. P., R. Mazzoti, P. R. Peres-Neto (eds) *Ecologia de peixes de riachos Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. Rio de Janeiro: PPGE – UFRJ, p. 209-236.
- Peres-Neto, P. R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140: 352-360.
- Piet, G. J. 1998. Ecomorphology of a size-structured tropical freshwater fish community. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 67-86.

- Poff, N. L. and Allan, J. D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2):606-627.
- Poff, N.L., Olden, J.D., Pepin, D.M. & Bledsloe, B.D. 2006. Placing global stream flow variability in geographic and geomorphic contexts. *River Research and Applications*, 22, 149–166.
- Pool, T. K., Olden, J. D., Whittier, J. B. and Paukert, C. P. 2010. Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67:1791-1807.
- Pusey, B. J. & Arthington, A. H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fishes: a review with special emphasis on tropical Australia. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rasband, W.S. 1997. ImageJ, U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, [imagej.nih.gov/ij/](http://imagej.nih.gov/ij/)
- Roberts, D. W. 2012. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.5-0. <http://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
- Russo, T., Costa, C., Cataudella, S. 2007. Correspondence between shape and feeding habit changes throughout ontogeny of gilthead sea bream *Sparus aurata* L., 1758. *Journal of Fish Biology* 71: 629-656.
- Schlosser, I. J. 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in headwater stream. *Ecological Monographs*, Washington, 52 (4): 395-414.
- Silva, C. P. D. 1995. Community structure of in urban and natural streams in the Central Amazon. *Amazoniana*, Kiel, 8 (3/4): 221-236.
- Taebi, A. & Droste, R. L. 2004. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Science of the Total Environment*, 327, 2, 175-184.
- Teresa, F. B. & Romero, R. M. 2010. Influence of the riparian zone phytophysiognomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8: 163-170.

- Teresa, F. B. & Casatti, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3): 433-442.
- Teresa, F. B. & Casatti, L. 2013. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):395-402.
- Turnpenny, A. W. H. & Williams, R. 1981. Factors affecting the recovery of fish populations in an industrial river. *Environmental Pollution, Essex*, 26: 39-58.
- 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., Minshael, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37(1):130-137.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M. & Morgan II, R. P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):706-723.
- 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.
- Weaver, L. A., and Garman, G. C. 1994. Urbanization of a watershed and historical changes in a stream fish assemblage. *Transactions of the American Fisheries Society* 123:162–172.
- Webb, P. W., Laliberte, G. D. & Schrank, A. J. 1996. Does body and fin form affect the maneuverability of fish traversing vertical and horizontal slits? *Environmental Biology of Fishes*, 46: 7-14.
- Wikramanayake, E. D. 1990. Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71(5): 1756-1764.
- Willis, S.C., Winemiller, K.O., Lopez-Fernandez, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142: 284-295.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61: 343-365.



- Winemiller, K. O.; Kelso-Winemiller, L. C. & Brenkert, A. L. 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes* 44(1-3):235-261.
- Wolff, L. L., Carniatto, N. & Hahn, N. S. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(2):375-386.
- Wood, P.J., Armitage, P.D. 1997. Silt and siltation in a lotic environment. *Environ Manage.* 21: 203-217.
- Xie, S.; Cui, Y. & Li, Z. 2001. Dietary-morphological relationships of fishes in Liangzi Lake, China. *Journal of Fish Biology* 58(6):1714-1729.
- Zhou, Y., Wang, Y.Q. 2007. An assessment of impervious surface areas in Rhode Island. *Northeastern Naturalist* 14(4):643-650.

APÊNDICE A – Lista de espécies dos peixes coletados nos riachos da bacia do rio Pirapó, PR, depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia/UEM. Disponível em: <http://peixe.nupelia.uem.br/>.

Classificação taxonômica	Que	Rom	Atl	Ros	Lom	Man	Mio	Sar	Mar	Mor	Exemplares testemunhos
<b>OSTEICHTHYES</b>											
<b>CHARACIFORMES</b>											
<b>Characidae</b>											
<i>Astyanax bockmanni</i> (Vari & Castro, 2007)	2			5							NUP 20061, 20082
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1	15	2	9	5	2	1	2	1		NUP 20040, 20044, 20056, 20062, 20083, 20092, 20098, 20108, 20116
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	9	18	4	4							NUP 20063, 20084, 20099, 20117
<i>Astyanax aff. paranae</i> (Eigenmann, 1914)		1		19							NUP 20085, 20100
<i>Bryconamericus stramineus</i> (Eigenmann, 1908)			7								NUP 20118
<i>Oligosarcus paranensis</i> (Menezes & Géry, 1983)	1										NUP 20076
<i>Piabina argentea</i> (Reinhardt, 1867)	6		18	4	1			13			NUP 20058, 20078, 20090, 20114, 20125
<b>Erythrinidae</b>											
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1										NUP 20069
<b>Crenuchidae</b>											
<i>Characidium aff. zebra</i> (Eigenmann 1909)	13			1							NUP 20065, 20086
<b>SILURIFORMES</b>											
<b>Callichthyidae</b>											
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	25										NUP 20066
<b>Loricariidae</b>											
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)				1							NUP 20087
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	11	10	1	1	1				27	27	NUP 20046, 20051, 20070, 20088, 20104, 20110, 20120
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	8		5								NUP 20071, 20121
<i>Hypostomus cf. nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	1		4			50	12		83	11	NUP 20041, 20047, 20052, 20072, 20094, 20122
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> (Regan, 1908)	1				18				3	1	NUP 20048, 20053, 20073, 20111
<i>Rineloricaria aff. latirostris</i> (Boulenger, 1900)	2										NUP 20081
<b>Heptapteridae</b>											
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> (Schubart & Gomes, 1959)	2	2	2		12		10	8	9		NUP 20045, 20057, 20064, 20093, 20101, 20109, 20119
<i>Imparfinis borodini</i> (Mees & Cala, 1989)	1										NUP 20074
<i>Imparfinis mirini</i> (Haseman, 1911)	11	47	16	10	2		2				NUP 20075, 20089, 20095, 20105, 20112, 20123
<i>Pimelodella avanhandavae</i> (Eigenmann, 1917)			1								NUP 20126
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	2										NUP 20079
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	6	14	1		6						NUP 20077, 20106, 20113, 20124

<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	2	12	5	2	1	11	10	3	20	18	NUP 20042, 20049, 20054, 20059, 20080, 20091, 20096, 20107, 20115, 20127
<b>PERCIFORMES</b>											
<b>Cichlidae</b>											
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8	3									NUP 20067, 20102
<b>CYPRINODONTIFORMES</b>											
<b>Poeciliidae</b>											
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)			3			496	515	9	421	22	NUP 20043, 20050, 20055, 20060, 20097, 20128
<b>GYMNOTIFORMES</b>											
<b>Gymnotidae</b>											
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	2	1									NUP 20068, 20103