

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

LEONARDO ANTUNES PESSOA

**Efeitos de áreas urbanas sobre a estrutura ecomorfológica das
assembleias de peixes de riachos**

Maringá
2018

LEONARDO ANTUNES PESSOA

Efeitos de áreas urbanas sobre a estrutura ecomorfológica das assembleias de peixes de riachos

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)

P475e	<p>Pessoa, Leonardo Antunes, 1994- Efeitos de áreas urbanas sobre a estrutura ecomorfológica das assembleias de peixes de riachos / Leonardo Antunes Pessoa.-- Maringá, 2018. 38 f. : il.</p> <p>Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)-- Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Erivelto Goulart. Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Alves Pagotto.</p> <p>1. Peixes de riachos - Ecomorfologia - Pirapó, Rio, Bacia - Paraná (Estado). 2. Peixes de riachos, Assembleia de - Ecomorfologia - Meso-habitat - Impacto urbano. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.</p>
<p>CDD 23. ed. -597.176427098162 NBR/CIP - 12899 AACR/2</p>	

LEONARDO ANTUNES PESSOA

Efeitos de áreas urbanas sobre a estrutura ecomorfológica das assembleias de peixes de riachos

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)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn

Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 23 de fevereiro de 2018.

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

AGRADECIMENTOS

Nesta página muito especial deste trabalho, gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre as muitas que me ajudaram a realizá-lo. Em especial a minha família, sempre presentes na minha vida, aos professores e pesquisadores do curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Portanto, deixo nestas páginas toda minha gratidão por aqueles que direta ou indiretamente estiveram envolvidos na realização desse projeto. Agradeço, especialmente, 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. Agradeço também os pescadores do PEA/Nupélia, especialmente, ao João Dirço Latini pela paciência e ajuda na escolha dos pontos e coleta dos peixes para meu projeto; os pesquisadores do laboratório de ictiologia como a Rafaela Granzotti e o Matheus Baumgartner, por me ajudarem com as análises estatísticas; os meus colegas de laboratório Robson Senna, Thiago Deruza e Rubian Hellen pela ajuda e apoio; e o Augusto Frota por ter identificado os peixes. Por fim, não menos importante, agradeço ao PEA e seus profissionais, assim como, à CAPES pelo apoio financeiro.

Efeitos de áreas urbanas sobre a estrutura ecomorfológica das assembleias de peixes de riachos

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi analisar o efeito de ambientes urbanos na estrutura ecomorfológica de peixes de riachos em escala de meso-habitat. Testou-se a hipótese de que meso-habitats inseridos em riachos urbanos apresentariam menor diversidade de espécies do que os rurais e, conseqüentemente, menor volume do espaço ecomorfológico, mas a similaridade morfológica interespecífica permaneceria constante (*i.e.* diminuição da diversidade ecomorfológica). Para tanto, foram feitas coletas de dados ambientais e ictiofaunístico nos meso-habitats (corredeiras, rápidos e remansos) de cinco riachos urbanos e cinco rurais. Posteriormente, foram obtidas 22 proporções ecomorfológicas, através das médias de medidas morfológicas lineares relacionadas ao tronco, nadadeiras, cabeça e boca dos peixes. Análises de componentes principais foram desenvolvidas para: (i) ordenar os pontos de coleta de acordo com suas características ambientais e (ii) caracterizar a tendência de variação interespecífica no espaço ecomorfológico multivariado entre as assembleias de peixes. A estrutura taxonômica foi determinada pela comparação do Índice Diversidade de Shannon entre os meso-habitats de riachos urbanos e rurais. Por outro lado, a estrutura ecomorfológica foi determinada a partir do cálculo da Distância Euclidiana entre os escores de cada par de espécies nos quatro primeiros eixos da ACP, afim de obter distancias ecomorfológicas (*i.e.* DMC, DMVMP e DPDMVMP). Meso-habitats rurais diferenciaram-se dos urbanos tanto pela estruturação de seus componentes ambientais, quanto pelas distancias ecomorfológicas, no entanto, não houve diferença significativa na diversidade de espécies. Assim, as maiores Distâncias Euclidiana nos meso-habitats urbanos mostraram que estes ambientes são mais dissimilares morfológicamente do que os meso-habitats rurais. Portanto os resultados mostram que, diferente da hipótese proposta, a diminuição da diversidade de peixes em escala de meso-habitat, esteve relacionado à menor similaridade morfológica interespecífica e maior volume do espaço ecomorfológico.

Palavras chave: Distâncias ecomorfológicas. Meso-habitat. Uso do solo. Região Neotropical. Rio Pirapó.

Effects of urban areas on the ecomorphological structure of stream fish assemblage

ABSTRACT

The objective of this paper was to analyze the effects of urban areas on the ecomorphological structure of stream fish at the scale of mesohabitat. The hypothesis tested was that those mesohabitats inserted in urban streams would present lower species diversity and, consequently, smaller ecomorphological space volume, but interspecific morphological similarity would remain constant (*i.e.* decrease in ecomorphological diversity). For this purpose, environmental and fish fauna data were collected on the mesohabitats (riffle, run and pool) of five urban streams and five rural streams. After, 22 ecomorphological proportions were obtained through the means of linear morphological measurements related to the trunk, fins, head and mouth of the fish. Principal Component Analysis were developed to: (i) order collection points according to their environmental characteristics and (ii) characterize the trend of interspecific variation in the multivariate ecomorphological space between fish assemblages. The taxonomic structure was determined by comparing the Shannon Diversity Index between the mesohabitats of urban and rural streams. On the other hand, the ecomorphological structure was determined by calculating the Euclidean Distance between the scores of each pair of species in the first four PCA axes, in order to obtain ecomorphological distances (*i.e.*, DMC, DMVMP and DPDMVMP). Rural mesohabitats differed from the urban ones by the structure of its environmental components, as well as by the ecomorphological distances, nevertheless, there was not significant difference in species diversity. Thus, the larger Euclidean Distances in the urban mesohabitats showed that these environments are more dissimilar morphologically than the rural mesohabitats. Therefore, the results show that, opposing the initial hypothesis, the reduction of fish diversity at mesohabitat scale was related to the smaller interspecific morphological similarity and to the greater volume of the ecomorphological space.

Keywords: Ecomorphological distances. Meso-habitat. Land use. Neotropical region. 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	INTRODUÇÃO	8
2	MATERIAIS E MÉTODOS	9
2.1	ÁREA DE ESTUDO	9
2.2	COLETA DOS DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL	11
2.3	MEDIDAS MORFOLÓGICAS	11
2.4	ANÁLISE DOS DADOS	16
2.4.1	Determinação das categorias ambientais	16
2.4.2	Diversidade taxonômica	16
2.4.3	Cálculo das distâncias morfológicas.....	17
3	RESULTADOS	18
3.1	DETERMINAÇÃO DAS CATEGORIAS AMBIENTAIS	18
3.2	DIVERSIDADE TAXONÔMICA	21
3.3	ESTRUTURA ECOMORFOLÓGICA	25
4	DISCUSSÃO	27
	REFERÊNCIAS	31
	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/	37

1 INTRODUÇÃO

O uso e ocupação do solo pela população humana representa alteração substancial para os sistemas terrestres, pois altera a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas naturais, modificando a natureza e a intensidade com que os sistemas terrestres interagem com a atmosfera, com os ambientes aquáticos e as paisagens ao redor (Vitousek et al. 2008). A zona ripária é reconhecida como área de interações químicas, físicas e biológicas entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Pusey & Arthington 2003), e o desmatamento destas florestas para uso agrícola ou urbano modifica tais interações, afetando a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Allan et al. 2004).

Para a comunidade de peixes, variações na composição, estrutura e distribuição das espécies têm sido associadas ao uso do solo, seja em ambientes temperados (Gafny et al. 2000, Onorato et al. 2000, Diana et al. 2006) ou tropicais (Vieira & Shibatta 2007, Alexandre et al. 2010, Cunico et al. 2012). No entanto, pouco se sabe sobre tais impactos nas características funcionais dessas espécies (Brown et al. 2009) e estudos com esta abordagem são necessários para o melhor entendimento das respostas aos impactos antropogênicos, já que esta leva em consideração tanto os traços funcionais das espécies como os papéis ecológicos que desempenham no ecossistema, fornecendo informações adicionais de forma não obtida apenas pela abordagem taxonômica (Eros et al. 2009).

Ecólogos têm utilizado traços morfológicos das espécies para qualificar as funções que estas desempenham em um determinado ecossistema (Peres-Neto 2004, Moreno et al. 2006, Villéger et al. 2010, Inward et al. 2011), com a premissa de que diferenças na forma do corpo promovem variação no uso de recursos. A relação entre morfologia (*i.e.* fenótipo) e aspectos ecológicos (*i.e.* variação no uso de recursos) entre indivíduos, populações, guildas e comunidades é o ramo da ecologia denominado de ecomorfologia (Peres-Neto, 1999). Nessa abordagem, a distribuição dos traços ecomorfológicos no espaço multivariado pode ser considerada um indicador da diversificação de nichos e funções ecológicas existentes em um determinado ecossistema (Ricklefs 2012).

Estudos com esta abordagem têm mostrado que o número de espécies coexistentes produzem mudanças na diversidade de formas ou no padrão de similaridade interespecífica dentro de grupos taxonômicos específicos (Ricklefs & Travis 1980, Moreno et al. 2006, Hoagstrom & Berry 2008, Montaña & Winemiller 2010). Neste sentido, Winemiller 1991 propôs que o aumento do número de espécies em assembleias de peixes pode levar a três consequências possíveis sobre a estrutura ecomorfológica: (1)

a similaridade interespecífica e padrão de dispersão no espaço ecomorfológico permanecem constantes, mas o volume desse espaço aumenta, evidenciando diversificação de nicho, devido à inserção de novos formatos corporais adaptados à exploração de recursos ainda não utilizados (*i.e.* aumento da diversidade ecomorfológica); (2) o volume do espaço ecomorfológico permanece constante, a similaridade interespecífica aumenta e o padrão de dispersão neste espaço se torna mais uniforme, caracterizando resposta das assembleias frente às interações competitivas, sem que haja diversificação de nicho (*i.e.* empacotamento mais denso e regular, indicando tendência à maior partição do espaço ecomorfológico); (3) o volume do espaço permanece constante ou decresce e as espécies são empacotadas próximas umas às outras em tendência aleatória, indicando ausência de efeito das interações competitivas sobre a coexistência das espécies.

Em riachos, a complexidade estrutural pode ser entendida como um mosaico de meso-habitats (como corredeiras, rápidos e remansos) que são claramente delimitados por diferentes combinações de composição de corrente, profundidade e substrato (Angermeier & Schlosser 1989). Por exemplo, as corredeiras possuem águas rasas, rápidas e de substrato rochoso; os remansos apresentam águas profundas, lentas e geralmente substrato fino; os rápidos são intermediários entre corredeiras e remansos. Estas diferenças nas características geomorfológicas e hidrológicas influenciam a distribuição das espécies de peixes no canal (Bu'rhnheim 2002, Langeani et al. 2005, Schwartz & Herricks 2008; Rezende et al. 2010), assim como seus traços morfológicos (Gaston et al. 2012, Leal et al. 2011).

Neste contexto, objetivou-se analisar o efeito urbano sobre a estrutura ecomorfológica de peixes de riachos em escala de meso-habitat. Testou-se a hipótese de que meso-habitats inseridos em riachos urbanos apresentariam menor diversidade de espécies de peixes em relação aos rurais e, conseqüentemente, menor volume do espaço ecomorfológico, mas a similaridade morfológica interespecífica permaneceria constante (*i.e.* diminuição da diversidade ecomorfológica).

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em riachos (1^a – 3^a ordem) da bacia hidrográfica do rio Pirapó, próximo à cidade de Maringá, Paraná Brasil (Fig. 1). 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 (Maack 2002). Os níveis pluviométricos registrados anualmente ultrapassam 1.000 mm, enquanto 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 (Passos 2007). 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 2007).

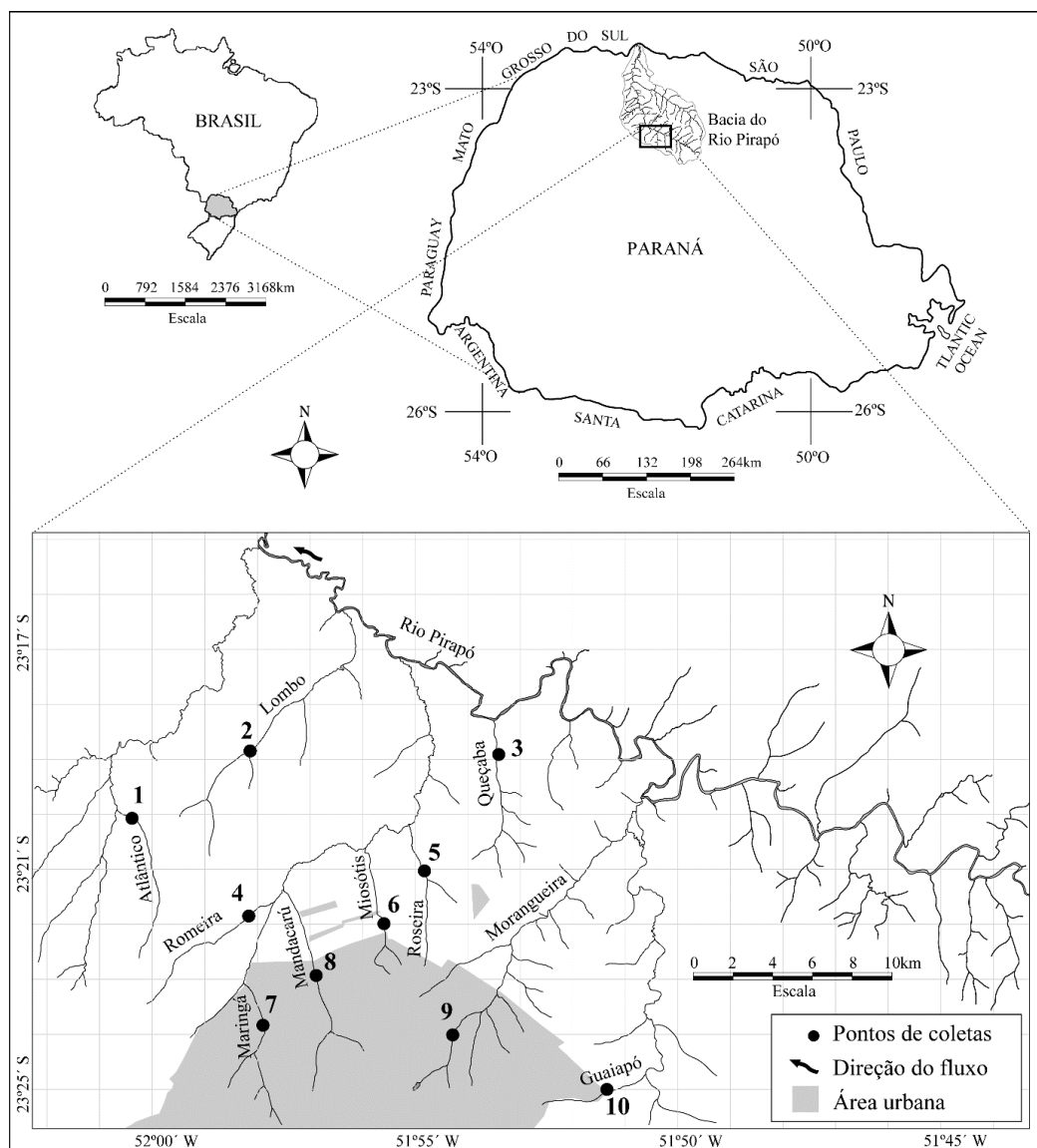


Fig. 1. Riachos coletados da bacia hidrográfica do rio Pirapó, nos municípios de Maringá e Sarandi, Paraná, Brasil: **Atlântico**, Córrego Atlântico; **Lombo**, Córrego do Lombo; **Queçaba**, Água Queçaba; **Romeira**, Córrego da Romeira; **Roseira**, Água da Roseira; **Miosótis**, Córrego Miosótis; **Maringá**, Ribeirão Maringá; **Mandacarú**, Córrego Mandacarú; **Morangueira**, Córrego Morangueira; **Guaiapó**, Água Guaiapó.

2.2 COLETA DOS DADOS E DELINEAMENTO AMOSTRAL

Os dados foram coletados em abril e maio de 2017, sendo conduzidos em 30 pontos (Meso-habitats: corredeiras, rápidos e remansos) de dez riachos, em que cinco estão inseridos em ambientes rurais e cinco em ambientes urbanos (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.

A coleta 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 a montante, a 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 m², subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m², 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.

Após a tomada dos dados ambientais foram feitas as coletas dos peixes, 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 executada passagens dos puçás durante trinta minutos. Os exemplares capturados foram mortos, 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, calculados suas áreas no programa ImageJ 1997 por meio dos desenhos digitalizados e fotografias. 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 22 medidas morfológicas (Tabela 1).

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

	Medidas e áreas	Siglas	Descrições
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	AlPd	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	AlCb	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.

Para cada espécie coletada calculou-se a média de cada medida morfológica linear e área sendo, posteriormente, obtidas proporções ecomorfológicas. 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 a 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 1979a, b, 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 21 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	$IC = A_{LMCp}/L_{MCp}$	Altos valores indicam compressão lateral do peixe, o que é esperado em peixes que ocupam <i>habitats</i> 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 <i>habitats</i> 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 et al., 2005).
5.	Largura relativa do pedúnculo caudal	$LRPd = LPd / LMCp$	Altos valores indicam nadadores contínuos (Winemiller, 1991; Willis et al., 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 et al., 2003; Willis et al., 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 et al., 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 et al., 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

		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 retrógados 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 <i>habitats</i> rochosos para função de apoio do corpo ao substrato (Gatz Jr., 1979a).

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

2.4.1 Determinação das categorias 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. A PCA e Análise de Variância (ANOVA fatorial), utilizada

para diferenciar estatisticamente os riachos e meso-habitats segundo suas características ambientais, foi feita no programa R (R Core Team 2013).

2.4.2 Diversidade taxonômica

A comparação da diversidade taxonômica entre os meso-habitats dos riachos inseridos em ambientes rurais e urbanos foi realizada por Análise de Variância (ANOVA fatorial) no programa estatística 7.1 (StatSoft 2007), utilizando o Índice de Diversidade de Shannon, definido por $H' = -\sum p_i \ln p_i$, em que “pi” representa a proporção de indivíduos encontrados na espécie “i” (Magurran 2004).

2.4.3 Cálculo das distâncias morfológicas

Uma segunda ACP foi realizada sobre a matriz de correlação com proporções ecomorfológicas, 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*. A partir desta análise calculou-se a Distância Euclidiana entre os escores de cada par de espécies nos quatro primeiros eixos, de acordo com a seguinte expressão matemática:

$$D_{jk} = \left[\sum_{i=1}^n (X_{ij} - X_{ik})^2 \right]^{1/2}$$

em que, D_{jk} representa a Distância Euclidiana entre as espécies j e k , n corresponde ao número de eixos utilizados para calcular a distância, e X_{ij} e X_{ik} são os valores dos escores de ambas as espécies no eixo i da ACP (Gotelli & Elisson 2004).

Com base no cálculo da Distância Euclidiana entre os pares de espécies, determinou-se, para cada assembleia, a Distância Média em Relação ao Vizinho mais Próximo (DMVMP), o Desvio Padrão da Distância Média em Relação ao Vizinho mais Próximo (DPDMVMP) e a Distância Média entre as Espécies e o Centróide das assembleias (DMC). O vizinho mais próximo de uma espécie é aquele com quem ela apresenta maior semelhança morfológica (menor valor de D), e a média das distâncias entre todos os vizinhos mais próximos representa o grau de empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico ocupado pela assembleia. Dessa forma, os menores valores para DMVMP indicam assembleias com maior empacotamento no espaço ecomorfológico, isto é, espécies tendendo a maior semelhança quanto ao formato corporal. O desvio padrão da distância média em relação ao vizinho mais próximo é uma forma de medida

utilizada para representar a equitabilidade do empacotamento das espécies no espaço ecomorfológico. Conseqüentemente, os menores valores estão relacionados às assembleias em que as distâncias entre os vizinhos mais próximos são mais uniformes. A distância média entre as espécies e o centróide das assembleias representa o grau de ocupação do espaço ecomorfológico. Assim, valores mais elevados indicam a ocupação de maiores espaços, o que pode estar relacionado à maior diversidade de formas do corpo e nichos ecológicos explorados na assembleia. A hipótese nula de que os valores das distâncias ecomorfológicas não são significativamente diferentes entre as condições rurais e urbanas foi testada pela Teste t realizado no programa Statistica 7.1 (StatSoft 2007). Explicações mais detalhadas sobre o tema podem ser encontradas em Ricklefs & Miles 1994, Peres-Neto 1999 e Pagotto et al. 2009.

3 RESULTADOS

3.1 DETERMINAÇÃO DAS CATEGORIAS AMBIENTAIS

Os valores médios e desvios padrão das variáveis ambientais utilizadas neste estudo estão descritas 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 25,8% da variação total dos dados e ordenou os meso-habitats positivamente de acordo, principalmente, com a presença de seixos no substrato, cobertura do dossel e velocidade do fluxo de água (autovetores = 0.69327473; 0.66979084; 0.64457218, respectivamente), enquanto que negativamente, foram ordenados pela presença de areia no substrato, condutividade elétrica e profundidade (autovetores = -0.73464452; -0.56720962; -0.50856053, respectivamente).

Por outro lado, o eixo 2 contabilizou 19,5% da variação total e ordenou os meso-habitats positivamente de acordo, principalmente, com a presença de argila no substrato, proporção de vegetação alagada e profundidade (autovetores = 0.73217046; 0.45704885; 0.4037921), ao passo que, negativamente a ordenação foi devido, principalmente, à condutividade elétrica, presença de seixos no substrato e largura do meso-habitat (autovetores = -0.70655982; -0.56818696; -0.48649337, respectivamente).

De acordo com a Análise de Variância (ANOVA fatorial), feita com os dois primeiros eixos da ACP, não houve interação entre tipo de uso do solo e meso-habitat em relação as variáveis ambientais (eixo um: $F= 0.656$, $P= 0.527889$; eixo dois: $F= 0.854$, $P= 0.43826$). No entanto, analisando os fatores separadamente, ficou evidente as diferenças

tanto no primeiro eixo (uso do solo: $F= 26.034$, $P= 0.0000321$; meso-habitat: $F= 11.206$, $P= 0.000366$) quanto no segundo (uso do solo: $F= 9.643$, $P= 0.00482$; meso-habitat: $F= 6.525$, $P= 0.00546$). Mostrando que as variáveis ambientais utilizadas neste estudo foram capazes de diferenciar os riachos rurais dos urbanos, assim como os tipos de meso-habitats.

Tabela 3. Valores médios e desvios padrão das variáveis ambientais padronizadas entre os meso-habitats dos riachos da bacia do rio Pirapó: **O₂**, oxigênio dissolvido; **Cond**, condutividade elétrica; **Lar**, largura; **Pro**, profundidade; **Vel**, velocidade; **Dos**, cobertura do dossel pela floresta ripária; **VegAla**, vegetação alagada; **Are**, areia; **ConCiv**, construção civil; **Arg**, argila; **Sei**, seixo. As sigla 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 Mandacarú; **Mio**, Córrego Miosótis; **Gua**, Água Guaiapó; **Mar**, Ribeirão Maringá; **Mor**, Córrego Morangueira; e dos meso-habitats coletados: **Co**, corredeira; **Ra**, rápido; **Re**, remanso.

Riacho	Me	O ₂	Cond	Lar	Pro	Vel	Dos	Veg Ala	Substrato			
									Are	Con Civ	Arg	Sei
Que	Co	89,27 ±1.26	207.11 ±0.33	2.72 ±0.45	11.33 ±4.90	0.27 ±0.18	98.00 ±2.24	2.22 ±6.67	0	0	0.44 ±1,33	99.56 ±1.33
	Ra	88.46 ±1.61	207.00 ±0.5	13.50 ±0.1	14.11 ±4.68	0.12 ±0.08	96.67 ±3.16	3.56 ±6.46	0	0	24.44 ±43.33	75.56 ±43.33
	Re	87.38 ±1.35	207.33 ±0.5	3.33 ±0.32	33.00 ±19.09	0.08 ±0.06	94.89 ±3.02	2.89 ±4.37	4.11 ±8.78	0	14.44 ±32.83	81.44 ±31.96
Rom	Co	8.07 ±0.09	66.96 ±0.15	3.23 ±0.58	13.44 ±5.92	0.49 ±0.28	62.22 ±29.06	10.00 ±12.25	0	0	0	100.00 ±0
	Ra	7.98 ±0.05	67.01 ±0.06	2.63 ±0.21	17.56 ±3.91	0.31 ±0.09	98.22 ±2.28	2.22 ±4.41	0	0	72.22 ±41.54	27.78 ±41.54
	Re	8.02 ±0.07	66.57 ±0.35	2.80 ±0.44	15.89 ±6.74	0.20 ±0.09	87.56 ±9.21	10.56 ±11.02	0	0	82.78 ±28.41	17.22 ±28.41
Atl	Co	8.11 ±0.07	52.37 ±0.12	2.73 ±0.23	12.67 ±3.08	0.47 ±0.25	96.11 ±6.51	0	0	0	0	100 ±0
	Ra	8.16 ±0.10	52.26 ±0.07	3.07 ±1.29	15.56 ±10.99	0.40 ±0.38	96.11 ±4.17	0	0	0	44.44 ±52.71	55.56 ±52.71
	Re	8.20 ±0.11	52.63 ±0.80	2.10 ±0.26	23.89 ±11.31	0.18 ±0.10	100.00 ±0	0	0	0	85.56 ±28.77	14.44 ±28.77

Ros	Co	90.16 ±0.57	133.00 ±0.29	2.47 ±0.29	7.78 ±3.15	0.38 ±0.12	85.78 ±19.85	0	0	11.11 ±29.77	0	88.89 ±29.77
	Ra	87.33 ±2.03	133.20 ±0.25	2.33 ±0.21	16.78 ±7.50	0.21 ±0.11	80.56 ±18.50	1.78 ±2.91	35.78 ±36.45	38.44 ±40.27	16.22 ±27.14	10.67 ±13.27
	Re	89.24 ±1.26	132.56 ±0.92	2.47 ±0.40	24.89 ±110.78	0.07 ±0.03	96.67 ±3.16	0	0	0.89 ±2.67	60.67 ±40.15	38.44 ±40.91
Lom	Co	7.51 ±0.10	48.60 ±0.05	2.93 ±0.59	18.33 ±5.27	0.72 ±0.43	94.89 ±5.93	2.22 ±4.41	0	0	0	100 ±0
	Ra	7.47 ±0.17	48.79 ±0.54	3.25 ±0.58	26.67 ±10.34	0.33 ±0.20	97.11 ±3.33	27.78 ±39.30	3.33 ±7.07	0	10.00 ±30	86.67 ±29.58
	Re	7.37± 0.23	48.52 ±0.04	2.93 ±0.21	51.67 ±10	0.22 ±0.14	89.78 ±7.76	16.67 ±15	54.44 ±51.75	0	2.78 ±8.33	42.78 ±49.06
Man	Co	7.73 ±0.11	205 ±2.45	6.80 ±1.13	15.78 ±7.14	0.22 ±0.08	72.22 ±24.26	10.44 ±15.35	19.11 ±38.25	1.78 ±2.11	0	79.11 ±37.30
	Ra	7.60 ±0.13	206.44 ±0.88	5.17 ±0.88	29.89 ±16.03	0.16 ±0.11	89.56 ±16.14	0	0	1.78 ±2.91	0	98.22 ±2.91
	Re	7.51 ±0.07	206.00 ±0.71	6.37 ±1.33	27.44 ±16.57	0.12 ±0.19	24.11 ±30.86	0	70.22 ±41.67	5.00 ±8.25	0	24.78 ±38.29
Mio	Co	88.68 ±2.01	181.37 ±0.74	2.43 ±0.15	18.78 ±7.90	0.38 ±0.25	80.44 ±12.07	0.44 ±1.33	0	0.89 ±1.76	0	99.11 ±1.76
	Ra	87.29 ±1.55	180.76 ±0.05	3.00± 0.75	24.56 ±9.46	0.23 ±0.13	66.67 ±15	0	17.78 ±21.08	16.67 ±12.25	0	65.56 ±21.86
	Re	88.38 ±1.44	181.08 ±0.11	3.37 ±0.96	17.56 ±9.48	0.09 ±0.07	54.44 ±14.24	0	50.00 ±28.28	19.33 ±10.91	0	30.67 ±21.77
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 ±0.67	0	77.78 ±24.89	8.89 ±20.28	13.33 ±21.79
	Ra	7.49 ±0.08	194.64 ±1.23	4.57 ±0.50	25.78 ±12.96	0.18 ±0.13	14.22 ±26.01	6.67 ±20	1.78 ±5.33	19.22 ±26.47	65.22 ±40.27	13.78 ±27.36
	Re	7.14 ±0.06	195.87 ±0.61	5.47 ±0.32	50.00 ±21.66	0.06 ±0.03	13.33 ±31.69	0.44 ±1.33	49.00 ±39.74	17.67 ±20.10	33.33 ±50	0
Mar	Co	7.48 ±0.2	233.00 ±0.5	5.90 ±1.03	9.22 ±3.27	0.50 ±0.32	77.78 ±27.63	0	10.22 ±30.67	12.00 ±8.72	0	77.78 ±30.40
	Ra	7.35 ±0.17	233.78 ±0.83	5.18 ±0.35	27.33 ±12.10	0.13 ±0.12	92.00 ±0	0	35.56 ±42.59	5.33 ±6.93	11.11 ±33.33	48.00 ±45.91
	Re	7.50 ±0.17	232.67 ±0.5	6.04 ±0.54	18.67 ±4.90	0.14 ±0.04	73.33 ±12.29	0	24.44 ±25.49	18.22 ±12.67	0	57.33 ±26.46
	Co	7.92 ±0.13	206.11 ±0.78	7.73 ±1.84	13.22 ±7.08	0.43 ±0.14	62.33 ±26.58	0	0	2.22 ±6.67	0	97.78 ±6.67

Mor	Ra	7.59 ±0.11	207.89 ±0.78	5.10 ±1.66	25.67 ±11.70	0.18 ±0.12	99.11 ±1.45	0	19.11 ±32.97	2.22 ±4.52	0	78.67 ±34
	Re	7.43 ±0.09	208.44 ±4.01	5.67 ±0.64	44.44 ±14.62	0.03 ±0.03	96.44 ±2.40	0	22.22 ±39.30	0	5.00 ±10	72.78 ±37.34

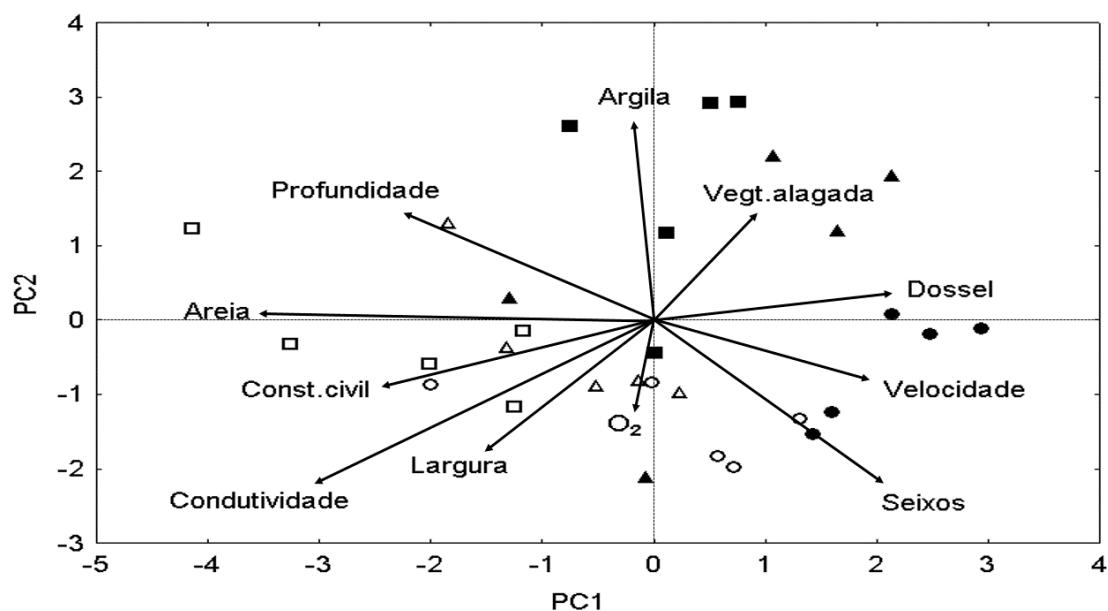


Fig. 2. Diagrama gerado pela Análise de Componentes Principais mostrando a ordenação dos meso-habitats, sendo corredeiras (círculos), rápidos (triângulos) e remansos (quadrados) inseridos em ambientes rurais (símbolos vazios) e urbanos (símbolos escuros) da bacia do rio Pirapó, PR, segundo as características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

3.2 DIVERSIDADE TAXONÔMICA

Foram coletadas 26 espécies distribuídas em 15 gêneros, 10 famílias e 6 ordens (Tabelas 1 e 2). Os resultados da ANOVA fatorial mostraram que a interação entre o tipo de uso do solo e os mesohábitats não apresentou relação significativa com o Índice de Diversidade de Shannon ($f= 0,2811$; $p= 0,757425$), porém a diversidade diferiu, significativamente, entre riachos urbanos e rurais ($F= 13,8121$; $P= 0,001075$). Em escala de meso-habitat, no entanto, a diferença entre o Índice de Diversidade dos riachos rurais e urbanos não foi significativa ($F= 0,3856$; $P= 0,684181$), mesmo sendo possível observar uma tendência a ser maior nos meso-habitats inseridos em riachos rurais (Fig. 3).

A diferença na diversidade ocorreu devido, principalmente, o aumento na riqueza de Characiformes e maior equitabilidade das espécies nos meso-habitats rurais, em

contrapartida, riachos inseridos em ambientes urbanos obtiveram alta dominância de espécies, principalmente, *Poecilia reticulata* (Tabelas 1 e 2).

Tabela 4. Classificação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos riachos urbanos afluentes do rio Pirapó e suas respectivas abundâncias.

Classificação taxonômica	Mandacarú			Miosótis			Sarandi			Maringá			Morangueira		
	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re
OSTEICHTHYES															
CHARACIFORMES															
Characidae															
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)			2		1			2			1				
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867							11	1	1						
SILURIFORMES															
Loricariidae															
<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> (Regan, 1908)										1	2		1		
Heptapteridae															
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959				8	2		8			9					
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911					2										
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	5	3	3	2	6	2	2	1		7	5	8	9	6	3
CYPRINODONTIFORMES															
Poeciliidae															
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	130	230	136	126	254	135	4	2	2	77	254	90	1	15	6
Total de espécies	3	3	4	4	6	3	4	4	2	6	6	4	5	3	3

Tabela 5. Classificação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos riachos rurais afluentes do rio Pirapó e suas respectivas abundâncias.

Classificação taxonômica	Queçaba			Romeira			Atlântico			Roseira			Lombo		
	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re
OSTEICHTHYES															
CHARACIFORMES															
Characidae															
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007			2									5			
<i>Astyanax aff. fasciatus</i> (Cuvier, 1819)			1	11	4	1		1		5	4		1		4
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)			9	1	14	3			4			4			
<i>Astyanax aff. paranae</i> Eigenmann, 1914						1				6	13				
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908							6		1						
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983			1												
<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	3	2	1				9		3			4		1	
Erythrinidae															
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)			1												
Crenuchidae															
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann 1909	9	3	1								1				
SILURIFORMES															
Callichthyidae															
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	2	11	12												
Loricariidae															
<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)											1				
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	10	1		9	1	1				1				1	
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	8					2	2	1							
<i>Hypostomus cf. nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)			1			2		2							
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i> (Regan, 1908)													14	4	
<i>Rineloricaria aff. latirostris</i> (Boulenger, 1900)	1	1													
Heptapteridae															
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	2			2					2				10	2	
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	1														
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 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
PERCIFORMES															
Cichlidae															
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)				8		1	2								
CYPRINODONTIFORMES															
ES															
Poeciliidae															
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1 859								1		2					
GYMNOTIFORMES															
Gymnotidae															
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)		2			1										
Total de espécies	12	7	11	7	6	9	6	6	7	3	4	6	5	7	1

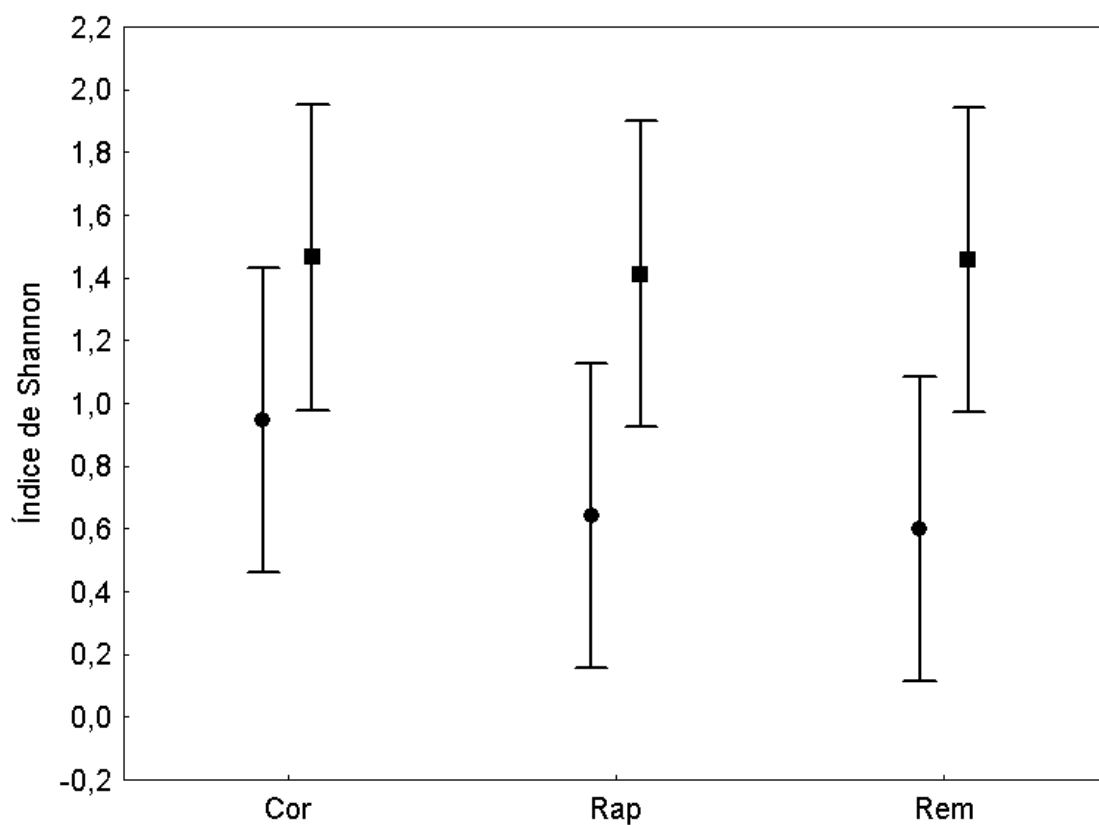


Fig 3. Valores médios do Índice de Diversidade de Shannon (\pm erro padrão) calculado entre os meso-habitats inseridos em riachos urbanos (círculos) e rurais (quadrados). **Cor**, corredeiras; **Rap**, rápidos; **Rem**, remansos.

3.3 ESTRUTURA ECOMORFOLÓGICA

Dentre as espécies coletadas apenas indivíduos de *Gymnotus inaequilabiatus* não foram utilizados nas análises ecomorfológicas, devido à 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 3).

O eixo 1 ordenou as espécies, principalmente, 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 possuíam corpos comprimidos lateralmente (Fig. 4).

O eixo 2 evidenciou segregação ecomorfológica relacionada, principalmente, 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 (CP1 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.

Proporções ecomorfológicas	Eixo 1	Eixo 2
Índice de compressão	-0,962	0,119
Índice de depressão	0,507	-0,060
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0,776	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	0,785	0,228
Largura relativa da cabeça	0,644	-0,234
Altura relativa da boca	0,878	-0,088
Largura relativa da boca	0,325	-0,717
Posição vertical do olho	0,513	-0,447
Área relativa do olho	-0,745	0,296
Área relativa da nadadeira dorsal	0,351	0,771
Área relativa da nadadeira caudal	-0,033	0,857
Área relativa da nadadeira anal	-0,743	0,188
Área relativa da nadadeira peitoral	0,366	0,854

Área relativa da nadadeira pélvica	0,547	0,709
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 (%)	0,377	0,194

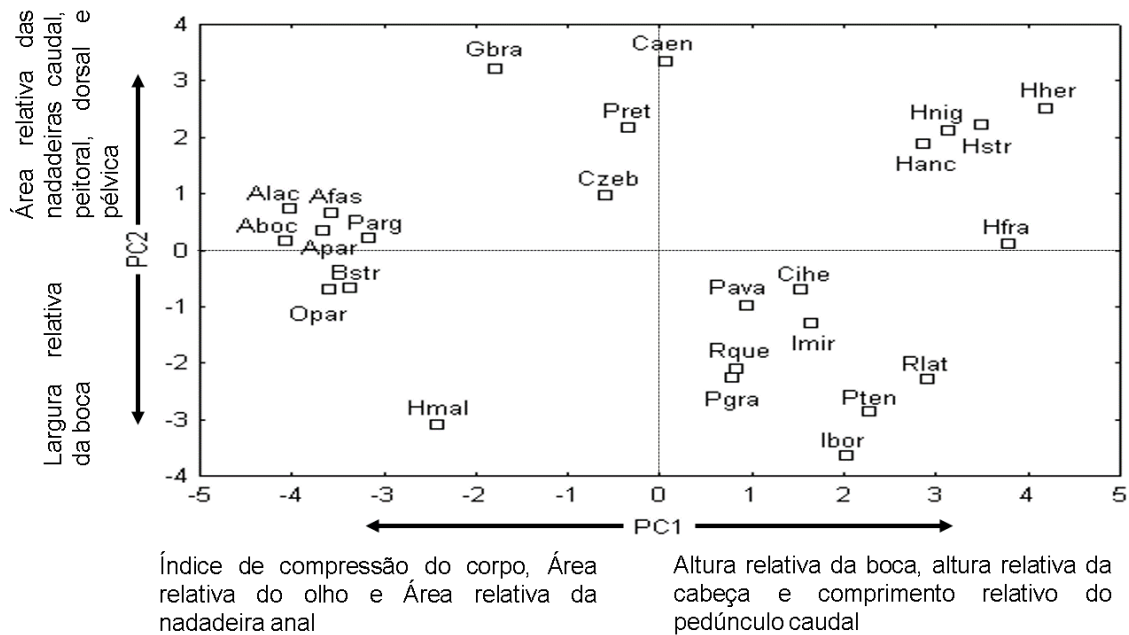


Fig. 3. Distribuição dos escores das espécies no espaço ecomorfológico multivariado gerado pelos dois primeiros eixos (CP1 e CP2) da ACP. As principais variáveis responsáveis por explicar o padrão de ordenação seguem destacadas em cada eixo. Os códigos utilizados para representar os diferentes escores correspondem à primeira letra do gênero e as iniciais do epíteto específico de cada espécie analisada.

As distâncias ecomorfológicas calculadas para as espécies de cada meso-habitat seguem descritas na Tabela 4. Apenas os rápidos e os remansos diferiram significativamente na DMVMP, porém, mesmo não apresentando diferenças significativas, riachos urbanos obtiveram maiores valores em todas as distâncias ecomorfológicas, com exceção dos remansos do DPDMVMP e das corredeiras do DMC.

Tabela 7. Distâncias ecomorfológicas calculadas para meso-habitats de riachos urbanos e rurais da bacia do rio Pirapó, resultados do test t (T) e respectivas probabilidades de significância (p) calculadas para testar diferenças entre os valores de distâncias ecomorfológicas.

Riachos	DMVMP			DPDMVMP			DMC		
	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re	Co	Ra	Re
Urbanos									
Mandacarú	4,85	4,85	4,88	0,06	0,06	0,07	2,99	2,99	3,35
Miosótis	3,11	2,81	4,85	0,85	1,60	0,06	2,57	3,02	2,99
Sarandi	3,37	2,79	X	1,13	2,17	X	2,78	2,75	X
Maringá	1,71	2,65	2,48	1,44	2,28	2,44	2,45	3,17	2,66
Morangueira	1,93	4,56	4,56	1,90	0,09	0,09	2,50	3,21	3,21
Média	2,99	3,53	4,19	1,08	1,24	0,67	2,66	3,03	3,05
Rurais									
Queçaba	1,92	2,57	1,90	0,87	0,22	1,70	3,18	2,92	3,15
Romeira	2,52	2,02	1,11	1,70	1,50	0,74	2,65	3,19	3,91
Atlântico	1,98	2,23	1,94	1,31	1,52	1,67	3,48	2,20	3,37
Roseira	2,37	2,22	1,25	1,05	2,21	1,74	1,91	2,84	1,60
Lombo	1,38	1,46	X	0,38	0,50	X	2,23	3,14	X
Média	2,03	2,10	1,55	1,06	1,19	1,46	2,69	2,86	3,01
T	1,60	2,78	4,29	0,05	0,08	1,25	0,10	0,88	0,09
P	0,15	0,02	0,005	0,96	0,94	0,26	0,92	0,41	0,93

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostram que, diferente da hipótese proposta, a diminuição da diversidade de peixes em escala de meso-habitat, esteve relacionada à menor similaridade morfológica interespecífica, maior volume do espaço ecomorfológico e as distâncias entre os vizinhos mais próximos mais desuniformes (i.e. aumento da DMVMP, DMC e DPDMVMP, respectivamente). Entretanto, apenas a distância média do vizinho mais próximo (DMVMP) mostrou resultados significativos, quando comparados entre os rápidos e os remansos. Estes resultados contrastam com outros estudos que investigaram a relação entre diversidade de espécies e o padrão de diversificação ecomorfológica. Por exemplo, Hoagstrom & Berry 2008 ao estudar esta relação em rios de diferentes tamanhos, observaram que o aumento da diversidade de espécies de peixes levou ao aumento no volume do espaço ecomorfológico. Além disso, Willis et al. 2005, registraram associações positivas entre diversidade morfológica e número de espécies de peixes em *habitats* estruturalmente mais complexos. Em contraste, estudos avaliando o efeito das atividades humanas (Villéger et al. 2010), e conduzidos em menor escala (Montaña & Winemiller 2010), corroboram com os resultados aqui apresentados,

mostrando que o aumento do número de espécies esteve relacionado com maior similaridade morfológica interespecífica e menor volume do espaço ecomorfológico, respectivamente.

Áreas tomadas por assentamentos humanos ou utilizadas para fins econômicos comumente apresentam alterações expressivas na diversidade de espécies (Allan & Castillo 2009). Bacias de drenagem ocupadas por culturas agrícolas, criação de animais, ou urbanização são negativamente afetadas pelo desmatamento da vegetação ripária, assoreamento do canal e contaminação por poluentes químicos e orgânicos (Ramírez et al. 2008, Allan & Castillo 2009). Em tais ambientes, as respostas ecológicas das assembleias podem variar conforme a atividade desenvolvida no entorno dos corpos d'água (Urban et al. 2006, Alexandre et al. 2010, Hepp et al. 2010). A análise comparativa acerca do padrão de variação da diversidade taxonômica entre os diferentes córregos estudados evidenciaram que o tipo de ocupação na bacia de drenagem influenciou, de forma consistente, a diversidade de espécies de peixes. Neste contexto, córregos inseridos em ambientes rurais apresentaram valores significativamente maiores para o Índice de Diversidade do que os urbanos. Este resultado corroborou os dados obtidos por Cunico et al. 2012 em estudo sobre riachos desta mesma bacia hidrográfica, demonstrando que a redução na área de superfície impermeável no entorno dos corpos d'água da região pode influenciar substancialmente o padrão de organização das assembleias de peixes.

Em escala de meso-habitats, os riachos possuem características hidrológicas e geomorfológicas bem definidas. Por exemplo, as corredeiras possuem águas rasas, rápidas e de substrato rochoso; os remansos apresentam águas profundas, lentas e geralmente substrato fino; os rápidos são intermediários entre corredeiras e remansos. No entanto, o uso do solo na bacia hidrográfica de riachos altera os processos geomorfológicos e hidrológicos que estrutura tais ambientes, resultando na degradação e homogeneização do *habitat* (Allan et al. 2004). Em meso-habitats de riachos inseridos em ambientes urbanos, tais alterações são mais acentuadas, pois a presença de áreas de superfície impermeável aumenta a frequência e magnitude do fluxo hídrico oriundo de chuvas torrenciais (Campana & Tucci 2001, Zhou & Wang 2007), resultando na 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). Neste estudo, meso-habitats inseridos em riachos urbanos apresentaram menor proporção

de cobertura do dossel pela vegetação ripária, o que pode ter resultado no aumento de substrato instável (areia e resíduos de construção civil) e largura do canal.

Estudos mostraram que meso-habitats podem influenciar a composição e a estrutura da fauna de peixes (Bu'rhnheim 2002, Langeani et al. 2005, Schwartz & Herricks 2008, Rezende et al. 2010), assim como, selecionar os traços morfológicos dessas espécies (Gaston et al. 2012, Leal et al. 2011). A título de exemplo, peixes com corpos deprimidos dorso/ventralmente predominam em corredeiras, enquanto que corpos achatados lateralmente dominam nos remansos (Gaston et al. 2012). Consequentemente, meso-habitats onde as variáveis geomorfológicas são bem definidas, a adição de espécies resulta no maior empacotamento e uniformidade do espaço ecomorfológico (Montaña & Winemiller 2010). Estes registros corroboram com os resultados dos meso-habitats rurais, onde a composição taxonômica e de traços morfológicos diferiu entre eles, aumentando assim, a similaridade e uniformidade do espaço ecomorfológico dentro de cada meso-habitat.

Em riachos urbanos, os meso-habitats divergiram dos rurais, apresentando uma composição de peixes mais homogênea entre eles. Consequentemente, a similaridade e uniformidade diminuiu, ao passo que, o volume do espaço ecomorfológico aumentou. Meso-habitats onde as características hidrológicas e geomorfológicas estão alteradas por ações antrópicas, tendem a não apresentar diferenças taxonômicas, mas aumentar a diversidade funcional dos peixes (Teresa & Cassati 2012). Isso ocorre devido à baixa substituição de espécies entre os meso-habitats impactados, desta forma, mesmo riachos preservados apresentando maior riqueza, a adição de espécies que não estão adaptadas as condições de um meso-habitat pode igualar em números e aumentar a diversidade funcional (Teresa & Cassati 2012). Os resultados obtidos demonstraram semelhança ao estudo acima citado em ocorrência de espécies como, *Poecilia reticulata*, *Rhamdia quelen* e *Hypostomus nigromaculatus* nos três meso-habitats coletados, considerando que a última, por exemplo, possui traços morfológicos adaptados à corredeiras e sua presença nos remansos aumentou as distancias ecomorfológicas destes meso-habitats. O contrário aconteceu com a *Poecilia reticulata*, pois sua presença nas corredeiras levou ao mesmo resultado nestes meso-habitats.

A diminuição da similaridade ecomorfológica indica que espécies redundantes morfológicamente foram excluídas nos meso-habitats urbanos, confirmando Inward et al. 2011 de que em assembleias expostas a condições ambientais intensamente alteradas pela

ação antrópica, as espécies tendem a ser progressivamente removidas do espaço ecomorfológico, até que permaneçam somente aquelas mais distintas entre si. A diminuição na redundância funcional dentro de grupos específicos foi enfatizado por Laliberté et al. 2010 como uma das principais consequências da simplificação dos ecossistemas pela ação humana, levando a perdas significativas da capacidade de resiliência destes grupos frente a novos distúrbios e o consequente prejuízo de funções ecossistêmicas específicas. Deste modo, conclui-se que mesmo não apresentando diferença significativa na diversidade de peixes entre os tipos de uso do solo em escala de meso-habitat, riachos rurais da bacia do rio Pirapó apresentaram estado de conservação relativamente maior do que os urbanos, o que foi atestado pela maior proporção de cobertura do dossel pela vegetação ripária, estabilidade do substrato e menor erosão das margens nos meso-habitats amostrados. Além disso, a similaridade e uniformidade ecomorfológica dentro dos meso-habitats rurais, mostraram que esses ambientes possuem capacidade de resistir aos impactos antropogênicos. Portanto, com os resultados aqui apresentados, é possível afirmar que estudos com o objetivo de avaliar impactos do uso do solo nas assembleias de peixes em escala de meso-habitat não devem focar apenas em abordagens taxonômicas, pois podem obter respostas incompletas, ou até mesmo falsas, da perda da biodiversidade de peixes.

REFERÊNCIAS

- Alexandre CV, Esteves KE, Mello MAMM (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 JD, Castillo MM (2009) Stream ecology: structure and function of running waters. Springer, Dordrecht.
- Allan JD (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- Angermeier P, Schlosser IJ (1989) Species-area relationship for stream fishes. *Ecology* 70: 1450–1462.
- Booth DB, Karr JR, Schauman S, Konrad CP, Morley SA, Larson MG, Burges SJ (2004) Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 40,1351–1364.
- Brown LR, Gregory MB, May JT (2009) Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States. *Urban Ecosystem* 12(4): 391-416
- Bürhnheim CM (2002) Heterogeneidade de habitats: rasos x fundos em assembleias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia* 19: 889– 905.
- Campana N, Tucci CEM (2001) Predicting floods from urban development scenarios: Case study of the Dilúvio basin, Porto Alegre, Brazil. *Urban Water* 3: 113-124.
- Casatti, L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4(2): 203-214.
- Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, Beaumord AC, 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.

- Diana M, Allan JD, Infante D (2006) The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. *Am. Fish. Soc. Symp.* 48: 359-374.
- Eros T, Heino J, Schmera D, Rask M (2009) Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology* 54: 1788–1803.
- Gafny S, Goren M, Gasith A (2000) Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia.* 422/423: 319-330.
- Gaston KA, Eft JÁ, Lauer TE (2012) Morphology and its effect on habitat selection of stream fishes. *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 121(1): 71–78.
- Gatz AJ (1979a) Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology* 60(4): 711-718.
- Gatz AJ (1979b) Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany* 21(2): 91-124.
- Gotelli NJ, Ellison AM (2004) *A primer of ecological statistics.* Publishers Sunderland, Massachusetts.
- Graça WJ, Pavanelli CS (2007) Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. *EDUEM, Maringá.*
- Gratwicke B, Petrovic C, Speight MR (2006) Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes* 76(2-4): 191-210.
- Hancock PJ (2002) Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environ. Manag.* 29(6): 763-81.
- Hepp LU, Milesi SV, Biasil C, Restello RM (2010) Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* 27(1): 106-113.

Hoagstrom CW, Berry CR (2008) Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. *Hydrobiologia* 596:367-386.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2007) Cidades 2007. Electronic Database accessible at <http://http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Brasília, Brazil. Captured on 22 August 2008.

Inward DJG, Davies RG, Pergande C, Denham AJ, Vogler AP (2011) Local and regional ecological morphology of dung beetle assemblages across four biogeographic regions. *Journal of Biogeography* 38: 1668-1682.

Laliberté E, Wells J, DeClerck F, Metcalfe DJ, Catterall CP, Queiroz C, Aubin I, Bonser SP, Ding Y, Fraterrigo JM, McNamara S, Morgan JW, Sanchez-Merlos D, Vesik PA, Mayfield MM (2010) Land use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters* 13: 76-86.

Langeani F, Casatti L, Gameiro HS, Carmo AB, Rossa-Feres DC (2005) Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 3: 305–311.

Layman C A, Langerhans RB, Winemiller KO (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.

Leal CG, Junqueira NT, Pompeu OS (2011) Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environ Biol Fish* 90: 143–157.

Maack R (2002) *Geografia física do estado do Paraná*. Imprensa Oficial, Curitiba.

Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.

Montaña CG, Winemiller KO (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 CE, Arita HT, Solis L (2006) Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. *Oecologia* 149: 133-140.

Novakowski GC, Fugi R, Hahn NS (2004) Diet and dental development of three species of *Roebooides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology* 2(3): 157-162.

Oliveira EF, Goulart E, Breda L, Minte-Vera CV, Paiva LRS, Vismara MR (2010) Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology* 8: 569-586.

Onorato D, Angus RA, Marion KR (2000) Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. *J. Freshw. Ecol.* 15: 47-63.

Pagotto JPA, Goulart E, Oliveira EF, Yamamura CB (2011) Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology* 71: 469-479.

Pagotto JPA, Goulart E, Oliveira EF, Yamamura CB (2009) A ecomorfologia como ferramenta para análise da estrutura de assembleias. In Lansac-Tôha FA, Benedito E, Oliveira EF (Org) *Contribuições da história da ciência e das teorias ecológicas para a Limnologia*. EDUEM, Maringá, pp. 327-346.

Passos MM (2007) *A raia divisória: eco-história da raia divisória*. EDUEM, Maringá.

Peres-Neto PR (1999) Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR (eds.) *Ecologia de peixes de riachos*, 6rd edn. Série Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, pp. 209-236.

Peres-Neto PR (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.

Pusey BJ, Arthington AH (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/>.

Ramirez A, Pringle CM, Wantzen KM (2008) Tropical stream conservation. In: Dudgeon D (ed) Tropical Stream Ecology. Elsevier/Academic Press, San Diego, pp. 285-304.

Rasband WS. ImageJ, U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, imagej.nih.gov/ij/, 1997–2012.

Rezende CF, Moraes M, Manna, LR, Leitão RP, Caramaschi EP, Mazzoni R (2010) Mesohabitat indicator species in a coastal stream of the Atlantic rainforest, Rio de Janeiro-Brazil. *Revista de Biología Tropical* 58: 1479-1487.

Ricklefs RE, Miles DB (1994) Ecological and evolutionary inferences from morphology: an ecological perspective. In: Wainwright PC, Reilly SM (ed) *Ecological Morphology: integrative organismal biology*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 13- 41.

Ricklefs RE (2012) Species richness and morphological diversity of passerine birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(36): 14482-14487.

Ricklefs RE, Travis J (1980) A morphological approach to the study of avian community organization. *Auk* 97:321-338.

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.

Schwartz JS, Herricks EE (2008) Fish use of ecohydraulicbased mesohabitat units in a low-gradient Illinois stream: implications for stream restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 852–866.

StatSoft Inc. (2007) Statistica (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.

Teresa FB, 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: 433–442.

Urban M C, Skelly DK, Burchsted D, Price W, Lowry S (2006) Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions* 12: 337-350.

Vieira DB, Shibatta OA (2007) Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biot. Neotr.* 7: 1-9.

Villéger S, Miranda JR, Hernández DF, Mouillot D (2010) Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20(6): 1512-1522.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (2008) Human Domination of Earth's Ecosystems. In: Marzluff JM, Shulenberger E, Endlicher W, Alberti M, Bradley G, Ryan C, Simon U, Zumbrunnen C (ed) *Urban Ecology: An International Perspectives on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer, New York, pp 3-14.

Watson DJ, Balon EK (1984) Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology* 25: 371-384.

Willis SC, Winemiller KO, Lopez-Fernandez H (2005) Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Oecologia* 142: 284-295.

Winemiller KO (1991) Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs* 61(4): 343-365.

Wood PJ, Armitage PD (1997) Silt and siltation in a lotic environment. *Environ Manage.* 21: 203-217.

Zhou Y, Wang YQ (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
OSTEICHTHYES											
CHARACIFORMES											
Characidae											
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro 2007	2			5							NUP 20061, 20082
<i>Astyanax</i> aff. <i>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</i> aff. <i>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
Erythrinidae											
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1										NUP 20069
Crenuchidae											
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann 1909	13			1							NUP 20065, 20086
SILURIFORMES											
Callichthyidae											
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	25										NUP 20066
Loricariidae											
<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</i> cf. <i>nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	1		4			50	12		83	11	NUP 20041, 20047, 20052, 20072, 20094, 20122
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i> (Regan, 1908)	1				18				3	1	NUP 20048, 20053, 20073, 20111
<i>Rineloricaria</i> aff. <i>latirostris</i> (Boulenger, 1900)	2										NUP 20081
Heptapteridae											
<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
PERCIFORMES												
Cichlidae												
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8	3										NUP 20067, 20102
CYPRINODONTIFORMES												
Poeciliidae												
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1 859				3		496	515	9	421	22		NUP 20043, 20050, 20055, 20060, 20097, 20128
GYMNOTIFORMES												
Gymnotidae												
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	2		1									NUP 20068, 20103
