

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS, LETRAS E CIÊNCIAS EXATAS
SÃO JOSÉ DO RIO PRETO – SP

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

Mariela Domiciano Ribeiro

**A diversidade morfológica da ictiofauna reflete a estrutura
do hábitat em riachos?**

Orientadora: Profa. Dra. Lilian Casatti

Dissertação apresentada para obtenção do
título de Mestre em Biologia Animal, junto
ao Programa de Pós-Graduação em
Biologia Animal do Instituto de
Biociências, Letras e Ciências Exatas da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de
Mesquita Filho”, *Campus* de São José do
Rio Preto.

São José do Rio Preto

2013

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Lilian Casatti

Professor Doutor

UNESP – São José do Rio Preto

Orientadora

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

Professor Doutor

Universidade Federal de Lavras

Dr. Fabio Cop Ferreira

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Instituto de Biociências de Rio Claro.

São José do Rio Preto, 18 de fevereiro de 2013.

Aos meus pais, Elias e Leontina...

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por seu amor e apoio incondicionais, e por todo o esforço e luta que me permitiram chegar até aqui.

Ao meu irmão Marielso, pelo apoio durante toda a longa jornada.

Ao André, namorado, amigo e companheiro, por toda a paciência, apoio e dedicação.

A professora Lilian, pessoa de imensa generosidade que desde o primeiro contato não mediu esforços para me ajudar nessa caminhada. Muito obrigada por aceitar me orientar e pelo apoio e conhecimentos transmitidos durante todo esse percurso.

Ao Fabrício Teresa, pela grande ajuda durante todo o desenvolvimento do projeto, e pela imensa paciência ao me ensinar a lidar com os desafios da estatística.

Aos amigos e companheiros de laboratório, Mônica, Angélica, Jaque, Camilo, Angelo, Bruna, Carol, Daya e Marina, pelos bons momentos passados ao lado de vocês.

Aos amigos do laboratório “do lado”, Fernandinha, Fernando, Breno, pelas científicas e também pelas descontraídas conversas durante os almoços no RU.

As professoras Maria Stela Maioli Castilho-Noll e Denise de Cerqueira Rossa Feres por suas recomendações e valiosos comentários durante a elaboração desta dissertação.

Ao professor Dr. Paulo dos Santos Pompeu e professor Dr. Fabio Cop Ferreira, membros da banca examinadora, por aceitarem contribuir com esse trabalho com sua leitura crítica e valiosos comentários.

As amigas “não acadêmicas” que me acompanham por toda a vida, e aquelas que me acompanharam durante a graduação, por todo o apoio, carinho e pelos desabafos em diversos momentos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa concedida (2010/13923-1). Para o desenvolvimento deste estudo foram utilizados equipamentos e exemplares coletados durante a vigência do auxílio à Pesquisa 01/13340-7 vinculado ao Programa BIOTA/FAPESP.

À Pro-Reitoria de Pós-graduação da UNESP e à seção de Pós-graduação do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (UNESP-IBILCE) pelo apoio acadêmico.

Muito obrigada!

CONTEÚDO

Resumo geral	1
Introdução geral	3
Referências bibliográficas.....	5
CAPÍTULO 1: Diversidade funcional em comunidades de peixes de riachos e sua relação com riqueza de espécies e gradiente de estrutura do hábitat.....	7
Resumo	8
1. Introdução	9
2. Métodos	11
2.1. Área de estudo.....	11
2.2. Desenho amostral e amostragem da ictiofauna.....	11
2.3. Amostragem das variáveis do hábitat	12
2.4. Cálculo dos atributos funcionais	13
3. Análises de dados.....	20
3.1. Análise da estrutura física do hábitat	20
3.2. Cálculo das medidas de diversidade funcional e correlação com riqueza de espécies e condição estrutural do hábitat	20
4. Resultados	23
5. Discussão	28
6. Conclusão.....	31
7. Referências bibliográficas.....	32
Anexos	36
CAPÍTULO 2: Uso de atributos funcionais para avaliar a composição da ictiofauna de riachos ao longo do gradiente de estrutura do hábitat	50

Resumo	51
1. Introdução	52
2. Materiais e métodos	54
2.1. <i>Área de estudo</i>	54
2.2. <i>Desenho amostral e amostragem da ictiofauna</i>	55
2.3. <i>Amostragem das variáveis do hábitat</i>	56
2.4. <i>Cálculo dos atributos morfológicos</i>	57
3. Análises de dados.....	64
4. Resultados	66
5. Discussão	71
5.1. – <i>Relação características físicas do hábitat vs. atributos funcionais</i>	71
5.2. – <i>Mudança nos atributos funcionais de peixes de acordo com o gradiente de estrutura do hábitat</i>	73
6. Conclusão.....	74
7. Referências bibliográficas.....	75
Anexos	78
CONCLUSÃO GERAL DO ESTUDO.....	101

Resumo geral

A condição estrutural do hábitat é um importante fator para as comunidades de peixes em riachos, sendo que vários estudos relatam alterações na riqueza, composição e padrões de abundância das espécies como resultado da variação da estrutura do hábitat. No presente estudo foram abordados como a diversidade funcional e composição funcional da ictiofauna sofrem influência da estrutura do hábitat. No capítulo 1 foi avaliada a relação entre as medidas de diversidade funcional (riqueza funcional, dispersão funcional e uniformidade funcional) e a riqueza de espécies e estrutura do hábitat. No capítulo 2 foram analisados quais atributos funcionais, dentre os testados, influenciam a composição de espécies de peixes como resposta a estrutura do hábitat. Para atender aos objetivos dos dois capítulos foram coletados, por meio de pesca elétrica, espécimes de peixes em 91 riachos do noroeste do Estado de São Paulo. Foram calculados 12 atributos funcionais obtidos a partir de proporções de 16 medidas corporais das 61 espécies coletadas. A caracterização física dos riachos foi feita através de estimativas visuais, em que foram obtidas dez variáveis que refletem a estrutura no interior dos riachos e no ecótono água/terra. No primeiro capítulo, as medidas de diversidade funcional relacionadas ao volume do espaço funcional ocupado e regularidade na ocupação desse espaço foram calculadas utilizando o pacote FD do software R. As variáveis que quantificam a estrutura do hábitat foram analisadas a partir de uma Análise de Componentes Principais (PCA), onde se verificou que os riachos estão ordenados, em um extremo, conforme a quantidade de gramíneas e areia, e, em outro extremo, conforme a quantidade de rochas, galhos e troncos, indicando a existência de um gradiente de estrutura do habitat entre os riachos analisados. As relações entre diversidade funcional e riqueza de espécies foi testada a partir de correlação simples, e entre diversidade funcional e estrutura do hábitat através de correlações de Spearman entre as medidas de diversidade funcional com o eixo 1 da PCA. A dispersão funcional mostrou correlação significativa com a riqueza de espécies, mas não com estrutura do hábitat, enquanto a uniformidade funcional não teve relação com nenhuma das variáveis testadas. O espaço funcional ocupado pela ictiofauna foi positivamente correlacionado com a riqueza de espécies, mas inversamente correlacionado com o gradiente de estrutura do hábitat; ou seja, neste caso, o espaço funcional aumentou à medida que a estrutura do hábitat foi dominada por gramíneas e areia. No segundo capítulo, a relação entre os atributos funcionais das espécies e a

estrutura do hábitat foi testada com a análise de ordenação RLQ, que liga os atributos das espécies diretamente a características ambientais, utilizando o pacote ade4 do software R. Essa análise é baseada na ordenação conjunta de três matrizes: características ambientais (R), abundância de espécies (L) e atributos funcionais das espécies (Q). Os resultados indicaram a existência de um gradiente de estrutura do hábitat entre os riachos analisados, representado pelo eixo 1 da RLQ. A correlação de Pearson entre o eixo 1 da RLQ e os atributos funcionais mostrou que nove dos 12 atributos testados estão significativamente relacionados ao gradiente ambiental. Houve uma combinação de atributos funcionais das espécies sensíveis ao gradiente de estrutura do hábitat, o que permite que sejam feitas previsões acerca da composição de espécies das comunidades de peixes de riachos a partir da condição estrutural do hábitat.

Introdução geral

As comunidades dos ecossistemas fluviais são compostas por organismos adaptados as condições regionais, incluindo o ambiente físico e os recursos alimentares. Mudanças no clima, na vegetação e uso do solo influenciam as características físicas e químicas desses ambientes e, consequentemente, afetam as espécies presentes nas comunidades (ALLAN & CASTILLO, 2007). Por exemplo, CASATTI *et al.* (2009), estudando riachos na região noroeste do estado de São Paulo, definiram com base em características do meio interno e ripário, dois grupos de riachos estruturalmente distintos – um dominado por gramíneas nas suas margens e fundo composto basicamente por areia, apresentando relativa simplificação do hábitat e outro com presença de árvores e arbustos na região ripária e diversificação de substratos, apresentando maior complexidade estrutural. Além disso, a riqueza de espécies, a abundância de espécies raras e a dominância divergiam entre os dois grupos. A riqueza e a abundância de espécies raras foram maiores nos trechos de riachos com maior complexidade estrutural interna, enquanto a dominância da espécie exótica *Poecilia reticulata* foi maior nos trechos de riachos mais simplificados. Os autores concluem que a simplificação estrutural de habitats pode resultar na simplificação da ictiofauna (CASATTI *et al.*, 2009).

Embora riqueza e diversidade de espécies sejam as medidas mais usadas em estudos de diversidade de peixes de riacho (BOJSEN & BARRIGA, 2002; CASATTI *et al.*, 2009; CETRA *et al.*, 2009; TERESA & CASATTI, 2010; CARMASSI *et al.*, 2012), é previsível que outras características da comunidade, como, por exemplo, a estrutura ecomorfológica da ictiofauna seja diferente entre riachos com diferentes condições estruturais do hábitat. Assim, acreditamos que os mecanismos que influenciam a estrutura quantitativa da ictiofauna de riachos também atuem em outras dimensões da comunidade de peixes (p. ex., o complexo forma-função).

A base da ecomorfologia é a relação entre aspectos da variação morfológica, que leva a diferenças funcionais e de desempenho que, por sua vez, resultam em diferenças na forma como esses indivíduos usam os recursos disponíveis no hábitat (MOTTA *et al.*, 1995). A investigação dos padrões ecomorfológicos tem sido realizada em comunidades de peixes de diversos sistemas fluviais (GATZ, 1979a; WATSON & BALON, 1984; WIKRAMANAYAKE, 1990; WINEMILLER, 1991; DOUGLAS & MATTHEWS, 1992; CASATTI & CASTRO, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2010).

A ecomorfologia enfatiza a forma de uma determinada estrutura em relação ao seu papel biológico – ou a maneira como os organismos utilizam o complexo forma-função nas diversas dimensões de sua história de vida (i.e., alimentação, evasão de predadores) (MOTTA & KOTRSCHAL, 1992) e tem como premissa que os aspectos ecológicos dos organismos são influenciados por sua morfologia (CLIFTON & MOTTA, 1998). A ecomorfologia busca, portanto, entender as inter-relações entre a variação morfológica e a variação correspondente em sua ecologia, seja individual, entre espécies ou taxa superiores, populações ou comunidades (LEISLER & WINKLER, 1985 apud MOTTA & KOTRSCHAL, 1992), integrando áreas diversas, tais como morfologia, ecologia, fisiologia, comportamento animal, biologia evolutiva, física e engenharia (MOTTA & KOTRSCHAL, 1992). Por exemplo, WIKRAMANAYAKE (1990) registrou que atributos morfológicos de peixes estavam relacionados com o uso do micro-hábitat e ecologia alimentar, com o tamanho e a forma do corpo segregando os peixes de acordo com a velocidade e a profundidade do corpo d'água. Outros estudos em comunidades de peixes de riachos, como os conduzidos por MONTAÑA & WINEMILLER (2010) e POFF & ALLAN (1995), também mostraram que o uso do hábitat pelas espécies é influenciado por características relacionadas aos aspectos morfofuncionais.

As métricas tradicionalmente utilizadas em estudos que relacionam a morfologia das espécies com seus aspectos ecológicos sugerem a utilização de métodos baseados em distância Euclidiana para a análise do volume do espaço funcional (= *morphological hypervolume sensu* WINEMILLER, 1991) ocupado por uma determinada comunidade, e os padrões de distribuição das espécies no espaço de nicho (WINEMILLER, 1991). No entanto, no presente estudo, optamos por substituir as métricas tradicionais no estudo da ecomorfologia por uma abordagem funcional para verificar o uso do espaço funcional em riachos e a estrutura das comunidades de peixes, utilizando atributos morfológicos das espécies de peixes relacionados ao uso do hábitat e ecologia trófica.

No presente estudo foi avaliada a estrutura ecomorfológica das comunidades de peixes como indicadora da influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de riachos, e para isso foram estabelecidos dois objetivos específicos: (1) determinar se a diversidade funcional das comunidades de peixes de riachos está relacionada com a riqueza de espécies e/ou estrutura do hábitat, e (2) analisar a influência dos atributos funcionais exibidos pelas espécies de peixes na composição da ictiofauna de riachos ao longo de um gradiente de estrutura do hábitat, e identificar quais dos atributos funcionais testados respondem às mudanças na estrutura do hábitat. Para fins de

apresentação da Dissertação e facilitar a elaboração das futuras publicações, o capítulo 1 corresponde ao primeiro objetivo e o capítulo 2 ao segundo objetivo. Como cada capítulo dará origem a um manuscrito, os métodos utilizados serão descritos individualmente em cada capítulo.

Referências bibliográficas

- Allan, J.D & Castillo, M.M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Springer, Netherlands, 436p.
- Bojsen, B.H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260.
- Carmassi, A.L., Rondineli, G., Ferreira, F.C & Braga, F.M.S. 2012. Composition and structure of fish assemblage from Passa Cinco stream, Corumbataí river sub-basin, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 72(1): 87-96.
- Casatti, L. & Castro, R.M.C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- 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.
- Cetra, M., Ferreira, F.C. & Carmassi, A.L. 2009. Characterization of the fish assemblages in headwaters streams in the rainy season in the Cachoeira river basin (SE of the Bahia, NE of the Brazil). *Biota Neotropica*, 9(2): 107-115.
- Clifton, K.B. & Motta, P.J. 1998. Feeding morphology, diet, and ecomorphological relationships among five caribbean labrids (Teleostei, Labridae). *Copeia*, 4: 953-966.
- Douglas, M.E. & Matthews, W.J. 1992. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater stream fish assemblage. *Oikos*, 65: 213-224.
- Gatz Jr., A.J. 1979a. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- 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.

- Motta, P.J. & Kotrschal, K.M. 1992. Correlative, experimental, and comparative evolutionary approaches in ecomorphology. *Netherlands Journal of Zoology*, 42: 400-415.
- Motta, P.J., Norton, S.F. & Luczkovich, J.J. 1995. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 11-20.
- Oliveira, E.F., Goulart, E., Breda, L., Minte-Vera, C.V., Paiva, L.R.S. & Vismara, M.R. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 569-586.
- Poff, N.L. & Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606-627.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 444-453.
- 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.
- Wikramanayake, E.D. 1990. Ecomorphology and biogeography of a tropical stream fish assemblage: Evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71(5): 1756-1764.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61: 343-365.

CAPÍTULO 1

Diversidade funcional em comunidades de peixes de riachos e sua relação com riqueza de espécies e gradiente de estrutura do hábitat

Resumo

O objetivo do presente estudo foi verificar se a diversidade funcional de comunidades de peixes de riachos está relacionada com a riqueza de espécies e/ou estrutura física do hábitat. Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica em 91 riachos do noroeste do estado de São Paulo. Foram calculados 12 atributos morfológicos, obtidos a partir de proporções de 16 medidas corporais de 61 espécies. A estrutura do hábitat foi quantificada através da estimativa visual de características do interior dos riachos e do ecótono água/terra, resultando em dez variáveis do hábitat que foram analisadas em uma Análise de Componentes Principais (PCA). O uso do espaço funcional pelas espécies, tamanho do espaço funcional ocupado e como as espécies se distribuem nesse espaço, foi avaliado através de medidas de diversidade funcional. Para testar a relação entre diversidade funcional e riqueza de espécies foi utilizada regressão simples, e para testar a relação entre a condição estrutural do hábitat, representada pelo eixo 1 da PCA, e as medidas de diversidade funcional foram feitas análises de Correlação de Spearman. O espaço funcional ocupado e dispersão das espécies nesse espaço é maior nas comunidades com maior riqueza de espécies. O espaço funcional da ictiofauna tende a acompanhar o aumento da proporção de gramíneas nas margens e areia no fundo, porém essa relação inexistente quando Gymnotiformes e Perciformes são retirados da análise. Nestes grupos estão representadas espécies com grande afinidade com bancos de gramíneas marginais, o que contribui para o aumento da quantidade de espaço funcional.

Palavras-chave: riqueza funcional, dispersão funcional, uniformidade funcional, ictiofauna.

1. Introdução

As ligações existentes entre peixes de água doce e processos que ocorrem na zona ripária são diversas e importantes (PUSEY & ARTHINGTON, 2003). Zonas ripárias são áreas de interface entre o ambiente aquático e terrestre com grande influência sobre os organismos aquáticos (GREGORY *et al.*, 1991). Com a intensificação do uso da terra, a substituição da vegetação ripária por gramíneas de pastagens e culturas de cana-de-açúcar constitui uma importante ameaça a manutenção das faunas de peixes de riachos (PUSEY & ARTHINGTON, 2003), levando à diminuição da complexidade estrutural do hábitat (CASATTI *et al.*, 2009) e invasão das margens por gramíneas (PUSEY & ARTHINGTON, 2003). A supressão e perda da integridade da vegetação ripária pode resultar no aumento de riqueza e abundância de espécies capazes de explorar as novas oportunidades que são criadas nesses ambientes (p. ex. presença de gramíneas nas margens) e perda de espécies com hábitos especializados (TERESA & CASATTI, 2010).

A condição estrutural do hábitat pode influenciar interações ecológicas e dinâmicas em diversas comunidades (WILLIS *et al.*, 2005). Segundo GORMAN & KARR (1978), a heterogeneidade física do hábitat é um acurado preditor da diversidade de espécies de peixes de riachos, e, em menor ou maior grau, a diminuição da complexidade estrutural do hábitat – que pode ser definida como a heterogeneidade no arranjo da estrutura física do hábitat analisado (LASSAU & HOCHULI, 2004) – exerce forte pressão sobre essas variáveis.

Diversos estudos apontam forte associação de peixes em riachos com características locais que promovem complexidade estrutural em diferentes escalas (e.g., GORMAN & KARR, 1978; ANGERMEIER & KARR, 1984; FLECKER, 1997; BÜHRNHEIM & COX-FERNANDES, 2003), sendo que a simplificação de habitats pode afetar diretamente diversos atributos ecológicos, desde populações (e.g., TORGERSEN & CLOSE, 2004) a comunidades (e.g., SNYDER *et al.*, 2006; SCHNEIDER & WINEMILLER, 2008). No caso das comunidades de peixes, estas são particularmente afetadas por alterações na disponibilidade de recursos alimentares, sítios para forrageamento e para abrigo, e variações na temperatura e perfil hidráulico (PUSEY & ARTHINGTON, 2003).

Os efeitos das mudanças na estrutura do hábitat na riqueza e diversidade de espécies de peixes de riachos foram descritos por diversos estudos (BOJSEN &

BARRIGA, 2002, CASATTI *et al.*, 2009, TERESA & CASATTI, 2010), mas pouco se sabe sobre a influência dessas mudanças no uso do espaço do hábitat e funcionamento dessas comunidades. Nesse sentido, a diversidade funcional emerge como um aspecto de crucial importância na determinação de processos do ecossistema (DÍAZ & CABIDO, 2001), sendo o foco do presente estudo.

Diversidade funcional se refere aos componentes da biodiversidade que influenciam como um ecossistema opera ou funciona (TILMAN, 2001). Na mesma definição, TILMAN (2001) menciona que a diversidade funcional é a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades. Por sua vez, características funcionais são definidas como um aspecto mensurável dos organismos que tem influência na interação destes com o ambiente e capacidade de encontrar e adquirir recursos, e afeta taxa de crescimento, reprodução e sobrevivência das espécies (FLYNN *et al.*, 2009). Essa abordagem tem sido utilizada em diversos campos da ecologia e em estudos com diversos grupos taxonômicos (CIANCIARUSO *et al.*, 2009). O uso de características funcionais nos estudos em ecologia possibilita o entendimento de processos do ecossistema e previsões das consequências de modificações ambientais para as comunidades biológicas (PAVOINE *et al.*, 2009).

A decisão sobre quais características funcionais serão utilizadas em um estudo é de extrema importância (PETCHEY & GASTON, 2006) e deve levar em conta a hipótese que está sendo testada (HIGGINS, 2010). No presente estudo, as questões a serem respondidas são acerca da influência da morfologia das espécies no uso que estas fazem dos recursos disponíveis (uso de hábitat e alimentação) e a influência da estrutura do hábitat e riqueza de espécies na quantidade e regularidade do espaço funcional ocupado pelas espécies de peixes em riachos.

Assim, o objetivo do presente estudo foi determinar se as medidas de diversidade funcional estão relacionadas com a riqueza de espécies e/ou são influenciadas pela estrutura física dos riachos. Adicionalmente, foi investigado se determinados grupos taxonômicos podem exercer influências distintas sobre as correlações avaliadas.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na região noroeste do estado de São Paulo, Sudeste do Brasil, nas bacias hidrográficas dos rios São José dos Dourados e Turvo-Grande, exclusivamente em áreas não urbanas. Originalmente a área era coberta por Floresta Estacional Semidecidual intercalada com manchas de Cerrado (SILVA *et al.*, 2007), mas atualmente, apresenta alto grau de desmatamento, restando 4% da cobertura vegetal original, que foi historicamente suprimida e hoje cede espaço para pastagens, que correspondem a 78% da área total, culturas agrícolas e áreas urbanas (SILVA *et al.*, 2007). O desmatamento intensivo da região noroeste do estado teve início a partir da segunda metade do século XIX, principalmente para o desenvolvimento da cultura cafeeira e, com seu declínio a partir de 1929, para pastagens (MONBEIG, 1998).

No contexto geomorfológico, a região está localizada na formação Serra Geral, apresenta basaltos e rochas sedimentares dos Grupos Bauru e Caiuá (SILVA *et al.*, 2007), além de planícies de natureza fluvial quaternária, formadas por sedimentos arenosos e argilosos inconsolidados, conferindo-lhes alto potencial erosivo (IPT, 1999). O clima é tropical quente, com temperaturas máximas entre 31 e 32°C e mínimas entre 13 e 14°C e precipitação anual entre 1.300 e 1.800 mm (SILVA *et al.*, 2007) estando sobre maior influência das massas equatoriais tropicais (IPT, 1999). Apresenta dois períodos bem definidos: um seco, compreendido entre junho e agosto, apresentando os menores índices pluviométricos e temperaturas mais amenas; e um chuvoso, com os maiores índices pluviométricos e temperaturas, ocorrendo de dezembro a fevereiro (IPT, 1999).

2.2. Desenho amostral e amostragem da ictiofauna

A base de dados que permitiu a elaboração do presente estudo foi obtida por CASATTI *et al.* (2009), durante os anos de 2003 a 2005. Noventa e um riachos (de primeira a terceira ordem, escala 1:50.000) (Figura 1) foram selecionados e amostrados trechos de 75 m de extensão. As amostragens ocorreram sempre na estação seca para minimizar os possíveis efeitos da sazonalidade, visto que neste período há menor quantidade de espécies acidentais ou acessórias (com menos de 50% de ocorrência) nas amostras (ROCHA *et al.*, 2009), diminuindo a possibilidade de ocorrência de fauna não residente. O esforço de coleta foi padronizado e os espécimes de cada trecho foram

coletados através de duas passagens de pesca elétrica, com dois eletrodos ligados a um gerador de corrente alternada (220 V, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W). No campo, os exemplares foram fixados em solução de formol 10% e, após 48 horas, transferidos para solução de álcool 70%. As espécies de peixes coletadas foram identificadas e todos os espécimes depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista (DZSJRP – 5833 a 6190 e 7264 a 7443), São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

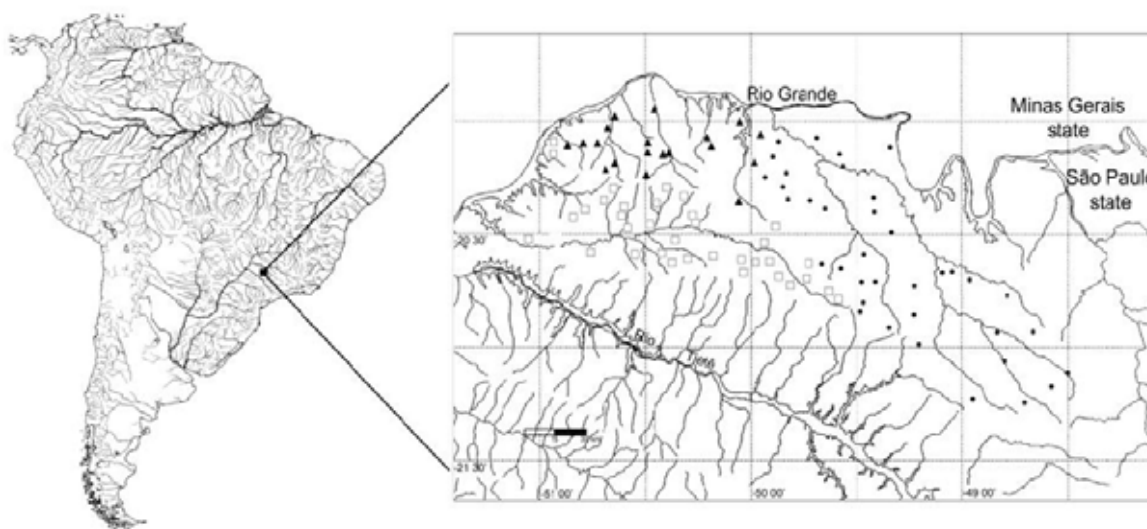


Figura 1. Localização da região de estudo. Em detalhe, a região noroeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, com a localização dos riachos amostrados durante os anos de 2003 (□), 2004 (▲) e 2005 (•). Modificado de CASATTI *et al.* (2009).

2.3. Amostragem das variáveis do habitat

A análise das variáveis do habitat relacionadas às características do interior dos riachos e do ecótono água/terra foram conduzidas por CASATTI *et al.* (2009). A caracterização física de cada riacho foi realizada por meio de estimativas visuais de elementos associados à estrutura no interior dos riachos e no ecótono água/terra (Tabela 1), resultando em dez variáveis relacionadas à estrutura física dos riachos estudados (Anexo 1).

Tabela 1. Lista das variáveis do hábitat amostradas em 91 riachos selecionados para a realização do presente estudo.

Proporção do leito ocupado por:

1. Argila
2. Areia
3. Cascalho
4. Pedras
5. Pedregulho
6. Rochas

Proporção do interior do riacho ocupado por:

7. Galhos e troncos

Proporção das margens ocupadas por:

8. Gramíneas
 9. Árvores
 10. Arbustos
-

2.4. Cálculo dos atributos morfológicos

Foram tomadas 16 medidas corporais (Tabela 2, Figura 2) de 15 indivíduos de cada uma das 61 espécies coletadas (Tabela 3), totalizando 915 indivíduos analisados. Os 15 indivíduos de cada espécie foram selecionados ao acaso entre todos os indivíduos da espécie coletados nos 91 riachos. Para a realização das análises morfométricas, foram calculados 12 atributos morfológicos (Tabela 2, Anexo 2), selecionados com base nos estudos de GATZ (1979a), MAHON (1984), WATSON & BALON (1984) e BLAKE (1983) *apud* OHLBERGER *et al.* (2006), e obtidos a partir de proporções das 16 medidas corporais.

Inferências ecomorfológicas exigem relações consistentes entre a performance de um indivíduo, ou grupo de indivíduos, e suas características morfológicas (PERES-NETO, 1999). Assim, os significados ecológicos dos atributos morfológicos utilizados são apresentados na Tabela 2. Estes atributos se relacionam, principalmente, às especializações dos peixes com relação ao fluxo da água, capacidade de natação, posição ocupada na coluna d' água, tamanho da presa e local de forrageamento. Sempre que o número de exemplares por espécie foi menor do que 15, a amostra foi complementada por exemplares da Coleção de Peixes do DZSJRP - Departamento de Zoologia e Botânica UNESP/SJRP, buscando sempre a localidade mais próxima daquela em questão.

Segundo GATZ (1981), uma das deficiências mais comuns em estudos que investigam relações ecológicas a partir da morfologia é o uso de poucas espécies nos estudos ou de apenas parte da comunidade. Assim, na tentativa de sanar essa deficiência, foram utilizadas todas as espécies coletadas.

As medidas de largura máxima do corpo e do pedúnculo caudal, altura máxima do corpo, comprimento padrão, comprimento do pedúnculo caudal, altura da linha média máxima do corpo, largura da boca, altura e comprimento da cabeça e altura da linha média do olho foram determinadas com paquímetro digital. As medidas de área do corpo e das nadadeiras peitorais e o ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo foram obtidas com o auxílio do estereomicroscópio Zeiss®, SteREO Discovery V12, e do software de imagem AxioVision Zeiss®. Em espécimes de grande porte, os valores de área das nadadeiras peitorais e do corpo foram obtidos por meio do contorno das estruturas em papel milimetrado (segundo BEAUMORD & PETRERE, 1994), devido à limitação do campo de visão do equipamento óptico nestes casos. Nas espécies *Poecilia reticulata* e *Phalloceros harpagos*, que apresentam dimorfismo sexual acentuado, as medidas foram feitas apenas em indivíduos fêmeas para evitar as diferenças decorrentes do dimorfismo sexual e também porque essas eram mais numerosas do que os machos.

Tabela 2. Atributos morfológicos relacionados a uso do hábitat e táticas alimentares, baseados nos estudos de GATZ (1979a), MAHON (1984), WATSON & BALON (1984) e BLAKE (1983) *apud* OHLBERGER *et al.* (2006). Medidas de acordo com WINEMILLER (1991) e CASATTI & CASTRO (2006).

Atributos	Código	Cálculo	Significado ecológico
Uso de hábitat			
Índice de compressão do corpo	IC	Altura máxima do corpo dividida por sua largura máxima.	Altos valores indicam peixes comprimidos lateralmente, esperado em peixes ocupantes de hábitats de águas lentas (WATSON & BALON, 1984).
Altura relativa	AR	Altura máxima do corpo dividida pelo comprimento padrão.	É assumida como sendo inversamente relacionada à velocidade do hábitat (NIKOLSKI, 1933 <i>Apud</i> WATSON & BALON, 1984), valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas. Está diretamente relacionada com a capacidade de realizar giros verticais (GATZ, 1979a).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRP	Comprimento do pedúnculo caudal dividido pelo comprimento padrão.	Peixes com longos pedúnculos caudais são assumidos como sendo bons nadadores, habitantes de águas turbulentas (WATSON & BALON, 1984).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	CPC	Altura do pedúnculo caudal dividido pela largura do pedúnculo caudal.	Pedúnculos caudais comprimidos indica hábito de nadar lentamente (WATSON & BALON, 1984).

Cont.

Cont. tab. 2

Índice de achatamento ventral	IAV	Altura da linha média máxima dividida pela altura máxima do corpo.	Baixos valores estariam associados a vida em águas rápidas por assegurar a manutenção da posição espacial sem grandes esforços (HORA, 1930).
Área relativa da nadadeira peitoral	ARP	Área da nadadeira peitoral dividida pela área do corpo.	Valores altos indicam nadadores lentos que usam as nadadeiras peitorais pra se manterem na coluna d'água e para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as usam para desviar as correntes para acima e deste modo mantendo-se junto ao substrato (WATSON & BALON, 1984).
Relação do aspecto da nadadeira peitoral	RAP	Comprimento máximo da nadadeira peitoral dividido por sua largura máxima.	Altos valores indicam uma nadadeira peitoral longa e estreita, esperada entre peixes que nadam ativamente (WATSON & BALON, 1984).
Posição relativa dos olhos	PRO	Altura da linha média do olho dividida pela altura da cabeça.	Peixes bênticos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto peixes nectônicos possuem olhos localizados lateralmente (WATSON & BALON, 1984).
Coefficiente de finura	CF	Comprimento padrão dividido pela raiz da altura máxima do corpo multiplicada pela largura máxima do corpo.	Avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado (BLAKE, 1983 <i>apud</i> OHLBERGER <i>et al.</i> , 2006). Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (BLAKE, 1983 <i>apud</i> OHLBERGER <i>et al.</i> , 2006).

Cont.

Cont. tab. 2

Ecologia trófica

Comprimento relativo da cabeça	CRC	Distância da ponta do focinho até a margem do opérculo dividida pelo comprimento padrão.	Peixes com maiores comprimentos relativos de cabeças se alimentam de presas maiores (GATZ, 1979b), característica de espécies predadoras (WATSON & BALON, 1984).
Largura relativa da boca	LRB	Largura da boca dividida pelo comprimento padrão.	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (GATZ, 1979a).
Orientação da boca	OB	Ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo.	Indica local de alimentação da espécie, e, portanto, a posição da espécie na coluna d'água (WATSON & BALON, 1984).

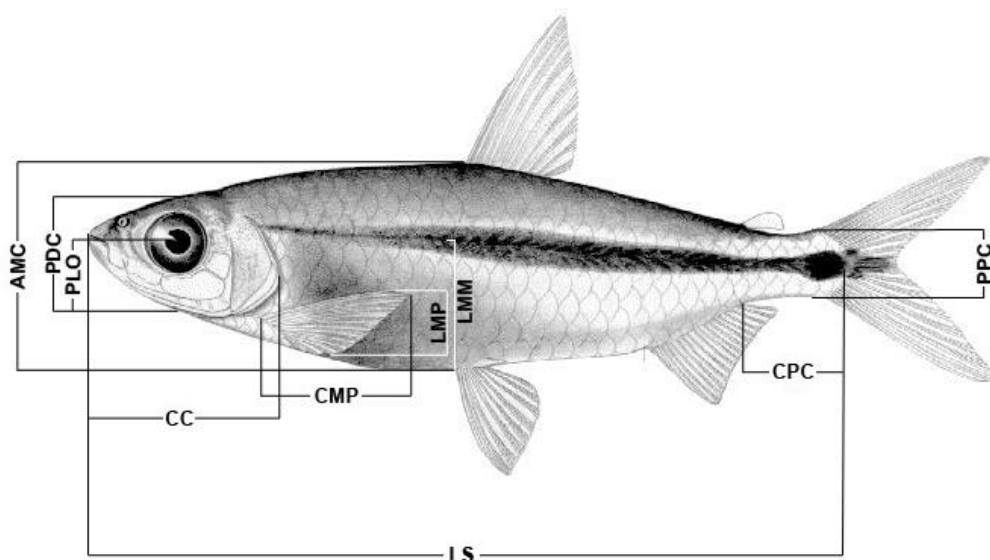


Figura 2. Diagrama esquemático das 10 medidas morfológicas lineares obtidas a partir de cada exemplar (ROA- FUENTES, 2011). AMC: Altura máxima do corpo; CC: Comprimento da cabeça; CMP: Comprimento máximo da nadadeira peitoral; CPC: Comprimento do pedúnculo caudal; LB: Largura da boca; LMC: Largura máxima do corpo; LMM: Linha média máxima; LMP: Largura máxima da nadadeira peitoral; LPC: Largura do pedúnculo caudal; LS: Comprimento padrão; OB: Orientação da boca; PDC: Altura da cabeça; PLO: Altura da linha média do olho; PPC: Altura do pedúnculo caudal. Modificado de ROA-FUENTES (2011).

Tabela 3. Lista de espécies contendo a classificação taxonômica adotada (BUCKUP *et al.*, 2007) e a abreviação utilizada nas análises.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Abreviação
CHARACIFORMES		
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Acelac
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Lepfri
	<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	Leplac
	<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski, 1987	Leppar
	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	Lepstr
Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Astalt
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Astfas
	<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Astpar
	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Astboc
	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Hemmar
	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Hypani
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	Hypequ
	<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Knomoe
		Cont.

Cont. Tabela 3

	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Moesan
	<i>Oligosarcus pinto</i> Campos, 1945	Olipin
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Piaarg
	<i>Planaltina britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns, 2003	Plabri
	<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Serrhet
	<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	Sernot
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Sermac
	<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	Sermar
	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	Serspi
Crenuchidae	<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	Chagom
	<i>Characidium</i> aff. <i>lagosantense</i> Travassos, 1947	Chalag
	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Chazeb
Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Cypmod
	<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski, 1980)	Cypvan
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Steins
Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Eryery
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hopmal
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Pyraus
Parodontidae	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	Apapir
	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1858	Parnas
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Prolin
SILURIFORMES		
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	Aspfus
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Calcal
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Coraen
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Hoplitt
	<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	Leppec
Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Cetihe
	<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	Impmir
	<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	Impsch
	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	Pheten
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	Pimava
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rhaque
Loricariidae	<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	Hisfra
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hypanc
	<i>Hypostomus</i> sp.	Hypsp
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i> Linnaeus, 1758	Gymsyl
	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Gymina
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Eigvir
		Cont.

Cont. Tabela 3
PERCIFORMES

Cichlidae	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Cicpar
	<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	Crebri
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Geobra
	<i>Laetacara</i> aff. <i>araguaiae</i> (Ottoni & Costa, 2009)	Laeara
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Orenil
	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Satpap
	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilren
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	Phahar
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Poeret
Rivulidae	<i>Rivulus pictus</i> Costa, 1989	Rivpic

3. Análises de dados

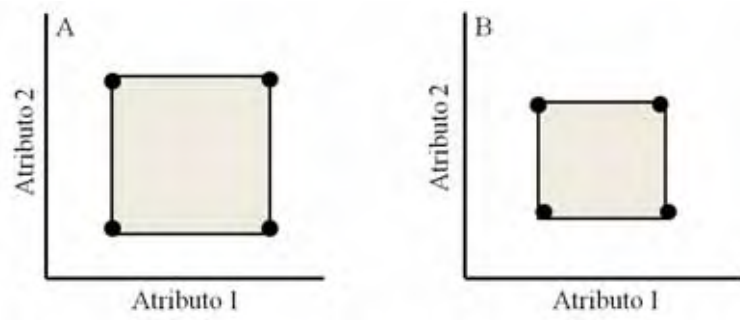
3.1. Análise da estrutura física do hábitat

Para extrair a variação da estrutura física do hábitat dos riachos de forma a permitir correlações com as medidas de diversidade funcional, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) em matriz de covariância, no software PCORD versão 5 (McCUNE & MEFFORD, 2006), utilizando as dez variáveis do hábitat padronizadas (média 0, desvio padrão 1) para igualar as escalas (MELO & HEPP, 2008). Foram escolhidos os componentes principais da PCA com maior contribuição na explicação da distribuição observada dos riachos no espaço do gráfico. Para isso, foram analisados os valores do modelo *broken-stick*, que constitui uma distribuição nula de autovalores para serem comparados com os autovalores obtidos na análise; um componente principal se considera interpretável se excede o autovalor gerado pelo modelo de distribuição *broken-stick* (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998).

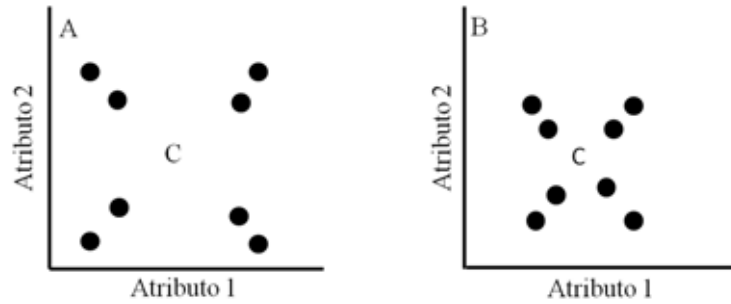
Posteriormente, foi gerada a carga dos componentes, que é o coeficiente de correlação de Pearson (r^2) entre os escores dos eixos selecionados e os valores brutos (não padronizados) dos descritores ambientais (PERES-NETO *et al.*, 2003). Assim, a carga dos componentes representa a importância de cada variável para a ordenação das amostras em cada eixo. O valor de corte da carga dos componentes utilizado para selecionar os atributos mais significativos na ordenação dos riachos foi 0,7 (CARRASCAL *et al.*, 2009).

3.2. Cálculo das medidas de diversidade funcional e correlação com riqueza de espécies e estrutura do hábitat

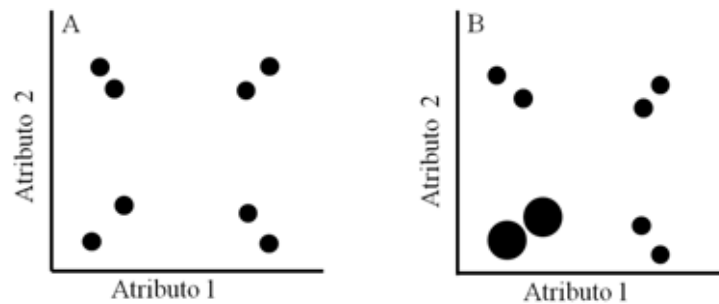
Foram utilizadas três medidas de diversidade funcional: (1) riqueza funcional (FRic) (CORNWELL *et al.*, 2006), que é o volume do espaço funcional ocupado pelas espécies de uma comunidade e que representa o volume gerado pelo posicionamento das espécies distribuídas no espaço n-dimensional (CORNWELL *et al.*, 2006) (Figura 3a); (2) dispersão funcional (FDis), que é a distância média no espaço multidimensional de características de espécies individuais para o centróide de todas as espécies ponderado pela abundância de cada espécie (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010) (Figura 3b); e (3) uniformidade funcional (FEven), que é o arranjo das espécies no espaço funcional (VILLÉGER *et al.* 2008) e que reflete a regularidade com que o espaço funcional é ocupado pelas espécies presentes na comunidade, ponderado por suas abundâncias (VILLÉGER *et al.*, 2008) (Figura 3c).



(a)



(b)



(c)

Figura 3. Interpretação das medidas de diversidade funcional. Os pontos são plotados no gráfico de acordo com o valor do atributo para a espécie correspondente. (a) Riqueza funcional em uma comunidade com quatro espécies e dois atributos funcionais. A área em cinza representa o espaço funcional ocupado. Maior riqueza funcional na comunidade A do que B. (b) Dispersão funcional para comunidades com oito espécies e dois atributos funcionais, mostrando maior dispersão funcional em A do que em B; c indica o centróide da posição de todas as espécies. (c) Uniformidade funcional para comunidades com oito espécies e dois atributos funcionais, mostrando maior uniformidade funcional em A do que em B. O tamanho dos círculos é proporcional a abundância da espécie. Figura segundo VILLEGÉR *et al.* (2008) adaptada por Fabrício B. Teresa (comunicação pessoal).

Utilizando o pacote FD (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010) do software R (R Development Core Team, 2011), foram calculadas as medidas de diversidade funcional para cada riacho, utilizando a média dos atributos funcionais de cada espécie presente nos riachos. Os valores de diversidade funcional foram relacionados com a riqueza de espécie e estrutura do hábitat. Os valores de abundância das espécies foram transformados (raiz quarta) para diminuir a discrepância entre espécies abundantes e raras.

Para averiguar a relação entre diversidade funcional e riqueza de espécies, os valores das medidas de diversidade funcionais foram inicialmente testados quanto à normalidade dos resíduos no programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004) e, como as premissas foram confirmadas, foi utilizada regressão simples para testar se havia relação significativa entre riqueza de espécies e as medidas de diversidade funcional no mesmo programa estatístico. A significância estatística considerada foi $\alpha \leq 0,05$. Para averiguar a relação entre diversidade funcional e estrutura do hábitat, foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman, uma vez que a premissa de normalidade para os dados de diversidade funcional não foi atendida (teste de Shapiro-Wilk). Essas análises foram feitas no programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004). A significância estatística considerada foi $\alpha \leq 0,05$.

Para avaliar a contribuição de determinados grupos taxonômicos (Characiformes, Callichthyidae + Heptapteridae, Loricariidae, Gymnotiformes, Cyprinodontiformes, Perciformes) sobre as relações obtidas, as análises acima descritas foram reconduzidas após exclusão de espécies pertencentes aos diferentes grupos. A ordem Siluriformes foi desmembrada devido a grande diversidade de morfotipos conhecidos, como cascudos (que são bentônicos com boca ventral) e bagres (nectobentônicos com boca subterminal) (CASATTI & CASTRO, 2006).

4. Resultados

A partir dos escores do eixo 1 da PCA, o único a apresentar autovalor maior que o autovalor de *broken-stick*, foram calculadas as cargas dos componentes. A proporção do substrato ocupado por areia ($r^2=0,86$), proporção do hábitat ocupada por galhos e troncos ($r^2=-0,74$), proporção da região marginal ocupada por arbustos ($r^2=-0,73$) e proporção da margem ocupada por gramíneas ($r^2=0,71$) foram os mais importantes para a ordenação dos riachos no espaço bidimensional ($r^2 > 0,7$), resultando em um gradiente

que posiciona riachos com mais gramíneas e areia à direita, em oposição aos que apresentam maior quantidade de galhos e troncos no meio interno e arbustos nas margens, posicionados na extrema esquerda da projeção dos eixos da PCA (Figura 4).

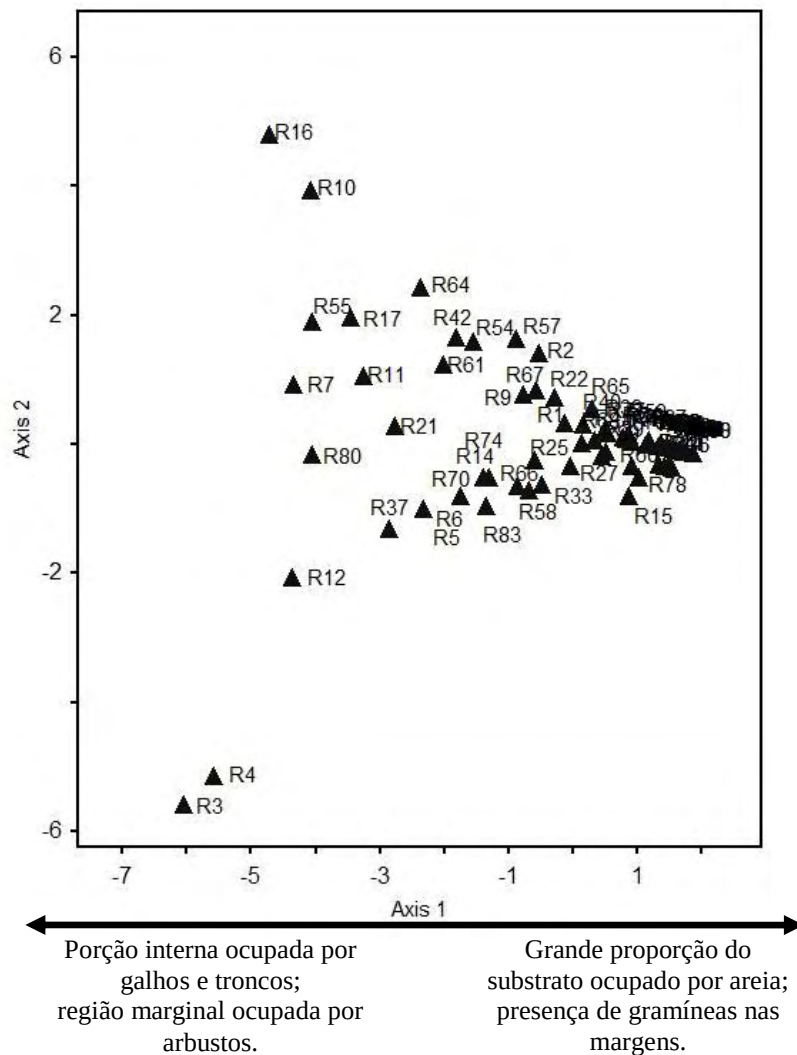


Figura 4. Projeção dos primeiros eixos da Análise de Componentes Principais realizada com dez variáveis estruturais do habitat dos riachos estudados (R1 a R91). O primeiro eixo possui autovalor maior do que o gerado pelo modelo de *broken-stick* e, portanto, é o único considerado para interpretação da ordenação.

As medidas de diversidade funcional de cada riacho são apresentadas no Anexo 3. A regressão mostrou relação significativamente positiva entre FRic e riqueza de espécies (Tabela 4), indicando que o aumento do número de espécies presentes na comunidade resulta no aumento do volume do espaço funcional ocupado, e entre FDis e riqueza (Tabela 4), mostrando que, em comunidades mais ricas, as espécies estão mais

dispersas pelo espaço funcional. FEve não se mostrou relacionado com a riqueza de espécies (Tabela 4).

O padrão observado, de aumento na riqueza e dispersão funcional acompanhando o incremento no número de espécies presentes nas comunidades, manteve-se quando retirados cada um dos grupos taxonômicos (Tabela 4). A ausência de relação entre FEve e riqueza de espécies também se manteve com a retirada de cada grupo taxonômico. A exceção se deu com a retirada de Loricariidae das amostras, que resultou numa relação significativa entre uniformidade funcional e riqueza de espécies.

Houve correlação significativa entre FRic e estrutura do hábitat (Tabela 4), indicando que riachos com maior quantidade de gramíneas e areia no fundo exibem maior riqueza funcional. Não foram constatadas correlações significativas entre FDis ou FEve e gradiente de estrutura do hábitat (Tabela 4).

Ao explorar estes resultados, verificou-se que, quando as análises são reconduzidas retirando os grupos taxonômicos Characiformes, Callichthyidae + Heptapteridae, Loricariidae e Cyprinodontiformes, a relação entre aumento na FRic e diminuição na qualidade estrutural se manteve (Tabela 4). Ao contrário, quando as espécies de Gymnotiformes e Perciformes são excluídas da análise, não há correlação entre riqueza funcional e gradiente estrutural do hábitat (Tabela 4), evidenciando a importância desses grupos na diversidade funcional das comunidades.

As medidas de FDis e FEve também foram reconduzidas retirando cada um dos grupos taxonômicos. A correlação da dispersão funcional com o gradiente de estrutura do hábitat passou a ser significativa após a exclusão de Characiformes e Loricariidae (Tabela 4).

As curvas de dispersão entre as medidas de diversidade funcional e riqueza de espécies mostram que as comunidades estudadas não são funcionalmente redundantes, uma vez que essas curvas não apresentam nem mesmo tendência a estabilização (Figura 5).

Tabela 4. Regressão linear entre riqueza de espécies (R^2 ajustado) e índices de diversidade funcional (FRic, riqueza funcional; FDis, dispersão funcional; FEve, uniformidade funcional) e correlação de Spearman entre índices de diversidade funcional e estrutura do hábitat (escores do primeiro eixo da PCA).

Índices	Riqueza de espécies		Estrutura do hábitat	
	R^2 ajustado	p	r_s	p
Todos os grupos taxonômicos				
FRic	0,55	< 0,001	0,24	0,02
FDis	0,22	<0,001	-0,01	0,87
FEve	0,03	0,06	-0,02	0,80
Após exclusão de:				
Characiformes				
FRic	0,49	<0,001	0,29	0,007
FDis	0,12	0,001	0,24	0,035
FEve	0,01	0,17	-0,16	0,16
Callichthyidae + Heptapteridae				
FRic	0,47	<0,001	0,24	0,02
FDis	0,08	0,004	0,07	0,48
FEve	0,02	0,08	0,09	0,37
Loricariidae				
FRic	0,05	0,02	0,28	0,006
FDis	0,08	0,004	0,23	0,03
FEve	0,04	0,03	0,05	0,60
Gymnotiformes				
FRic	0,69	<0,001	0,03	0,74
FDis	0,34	<0,001	-0,19	0,07
FEve	0,001	0,28	-0,01	0,89
Cyprinodontiformes				
FRic	0,54	<0,001	0,27	0,009
FDis	0,17	<0,001	0,02	0, 81
FEve	0,02	0,07	0,07	0,48
Perciformes				
FRic	0,49	<0,001	0,19	0,06
FDis	0,22	<0,001	-0,005	0,96
FEve	0,01	0,12	-0,02	0,83

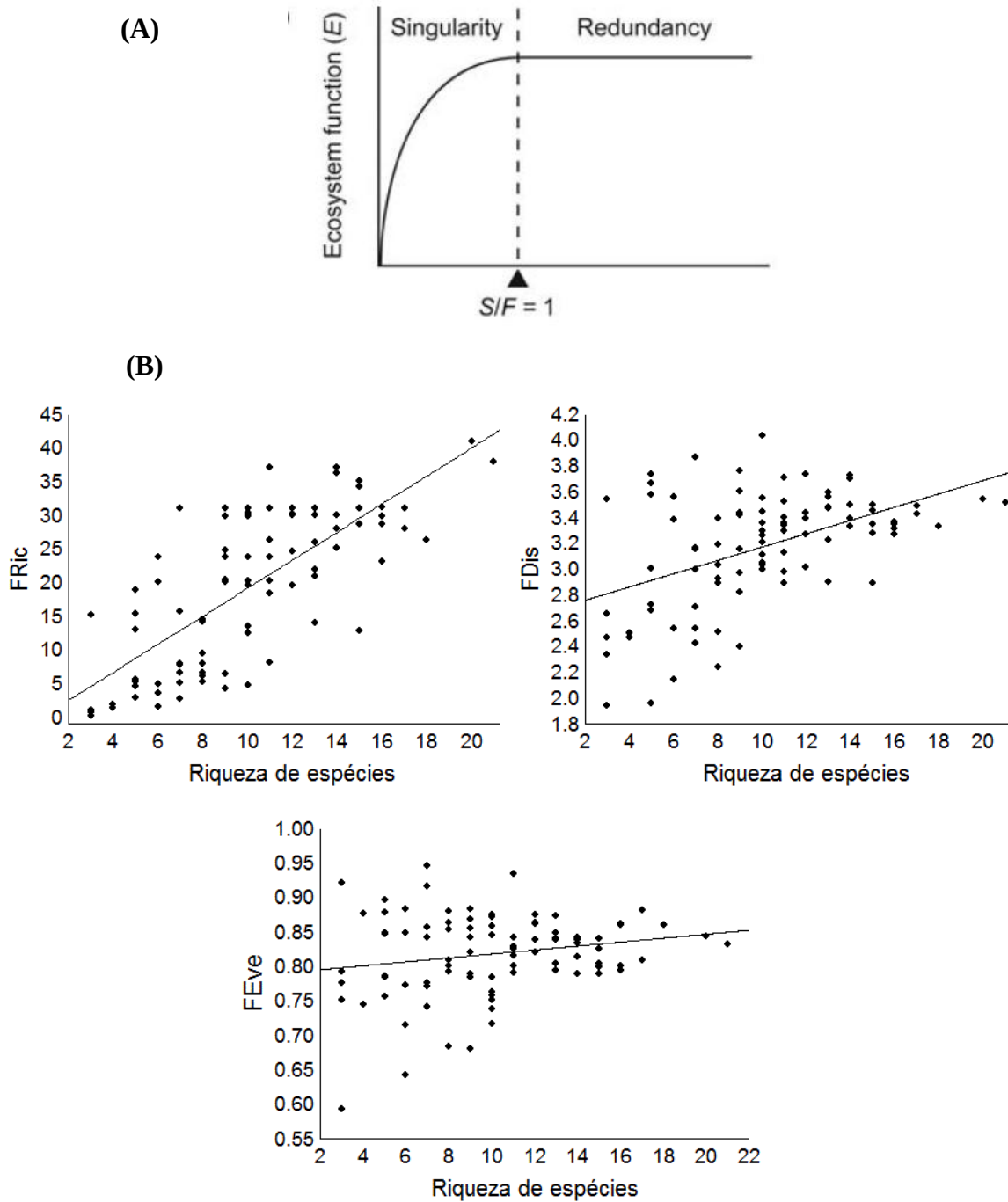


Figura 5. (A) Dispersão das medidas de diversidade funcional em relação a riqueza de espécies conforme modelo predito por FALK *et al.* (2006). Figura retirada de FALK *et al.* (2006). (B) Dispersão das medidas de diversidade funcional (Fric, riqueza funcional; Fdis, dispersão funcional; FEve, uniformidade funcional) em relação a riqueza de espécies, mostrando que as comunidades estudadas não apresentam redundância funcional.

5. Discussão

Nossos resultados mostraram relação significativamente positiva entre riqueza de espécies e riqueza funcional, medida que reflete o volume do espaço funcional ocupado pela comunidade. Segundo VILLÉGER *et al.* (2008), essa relação faz parte da propriedade do índice, que postula que quanto maior o número de espécies, maior tende a ser o espaço funcional ocupado por determinada comunidade. Embora alguns estudos retratem a relação significativa entre riqueza de espécies e quantidade de espaço funcional ocupado (GATZ, 1979b; HOAGSTRON & BERRY, 2008; PAESE *et al.*, 2012; presente estudo), há outros que apontam o contrário (ROY *et al.*, 2001; MONTAÑA & WINEMILLER, 2010). Uma possível explicação para tais divergências pode estar nas diferenças intrínsecas entre as diferentes faunas estudadas, bem como o emprego de diferentes métodos de análises (GATZ, 1979b). Por exemplo, no estudo de ROY *et al.* (2001) foram examinadas espécies de gastrópodes em diferentes latitudes e longitudes. Esses organismos apresentam morfologia conservativa, ou seja, pouca variação morfológica entre as espécies, o que é refletido na manutenção da quantidade de espaço funcional ocupado por essas comunidades com o aumento na riqueza de espécies. Seguindo o mesmo raciocínio, MONTAÑA & WINEMILLER (2010) utilizaram apenas espécies de ciclídeos, que apresentam um padrão morfológico geral bem semelhante, e provavelmente por tal razão não registraram correlação entre riqueza de espécies e espaço funcional ocupado. Por outro lado, nos estudos em que houve relação positiva entre riqueza de espécies e espaço funcional ocupado pela comunidade (GATZ, 1979b; HOAGSTRON & BERRY, 2008; PAESE *et al.*, 2012, presente estudo) foram incluídas espécies pertencentes a diferentes famílias, o que gerou a amplificação do espaço funcional pela maior representatividade filogenética.

A dispersão funcional é uma medida que considera todas as espécies da comunidade, bem como a abundância de cada espécie (LALIBERTÉ & LEGENDRE, 2010) e não somente os extremos, como ocorre com a riqueza funcional (CORNWELL *et al.*, 2006). A relação positiva entre dispersão funcional e o número de espécies presentes nas comunidades indica que o aumento do número de espécies de peixes é acompanhado pelo aumento nos valores de dispersão funcional, ou seja, maior número de espécies está resultando na entrada de espécies funcionalmente distintas na ictiofauna dos riachos.

Corroborando os dados de GATZ (1979b), não houve relação entre aumento na riqueza de espécies e maior empacotamento das espécies no espaço funcional, uma vez que o aumento na riqueza acarretou aumento no espaço funcional ocupado. Ou seja, ao invés de ocorrer maior divisão dos recursos já explorados (maior partição de nicho pelas espécies), o que ocorre é a utilização de novos recursos (espaço) antes não explorados, aumentando a quantidade de espaço funcional ocupado pela comunidade. Outros estudos, entretanto, como o de MONTAÑA & WINEMILLER (2010), mostraram que as medidas de dispersão das espécies no espaço ecomorfológico diminuem com o aumento da riqueza de espécies, ou seja, que há maior partição de nicho das espécies no espaço funcional com o aumento da riqueza, mantendo constante a quantidade de espaço funcional ocupado. Essa discordância entre os resultados pode, mais uma vez, estar relacionada aos diferentes métodos e faunas utilizados, como sugerido por GATZ (1979b).

A uniformidade funcional é alta quando a abundância é uniformemente distribuída entre as espécies ou quando a distância funcional entre as espécies é regular (VILLÉGER *et al.*, 2008). Essa medida não mostrou relação com a riqueza de espécies, corroborando a ideia de que, quando novas espécies são adicionadas a comunidade de peixes, estas ocupam os nichos antes vagos, levando ao uso uniforme dos recursos (TERESA & CASATTI, 2012), independentemente do número de espécies presentes na comunidade. O aumento na quantidade de espaço funcional acompanhando o aumento na riqueza de espécies permite manter constante a uniformidade com que as espécies de peixes se distribuem no espaço funcional.

Segundo FALK *et al.* (2006), as espécies de uma comunidade podem ser ecologicamente equivalentes umas as outras quando são idênticas em sua ecologia, mas são redundantes apenas se realmente uma substituir a outra. Por exemplo, se duas espécies são idênticas em sua ecologia, mas a extinção da espécie dominante não é compensada pela abundância da espécie rara equivalente, que não substitui a espécie perdida, as espécies são equivalentes, mas não redundantes. Entretanto, redundância não implica em dispensabilidade, pois as espécies redundantes geralmente não são redundantes para todas as dimensões funcionais ou sob todas as condições ambientais (FALK *et al.*, 2006). Os mesmos autores preveem relação teoricamente assintótica entre biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas, o que sugere que quando todos os grupos funcionais estão representados em uma comunidade, a curva de dispersão chega a uma assíntota ou estabilização, ponto onde o aumento na riqueza de espécies não

acarreta incremento na funcionalidade da comunidade. A ictiofauna estudada não se mostrou funcionalmente redundante, uma vez que a relação entre função e riqueza de espécies não apresenta nem mesmo tendência a estabilização (veja Figura 5B), ou seja, nessas comunidades o aumento da riqueza de espécies aumentará o espaço funcional ocupado e dispersão das espécies nesse espaço até o ponto em que todos os grupos funcionais estiverem representados na comunidade.

De acordo com o estudo de CASATTI *et al.* (2009), os riachos com maior quantidade de troncos, galhos e arbustos representam uma situação de maior qualidade estrutural ao contrário dos demais, em que a maior quantidade de gramíneas e o leito arenoso favorece a ocorrência de espécies generalistas e tolerantes. Nestes termos, a avaliação dos efeitos da estrutura do hábitat nas características funcionais das comunidades mostrou não haver relação significativa entre dispersão e uniformidade funcional e a qualidade do hábitat, de maneira semelhante ao registrado por BARRAGÁN *et al.* (2011) para comunidades de besouros. Por outro lado, a maior riqueza funcional em riachos de menor qualidade (aqueles com maior quantidade de gramíneas e areia no leito) contraria as constatações de estudos prévios, em que houve diminuição da diversidade funcional em comunidades de vertebrados (WILLIS *et al.*, 2005; FLYNN *et al.*, 2009) e besouros (BARRAGÁN *et al.*, 2011) conforme há intensificação do uso do solo para atividades humanas.

A presença mais frequente da espécie *Gymnotus sylvius* (ordem Gymnotiformes) e das espécies de Perciformes *Cichlasoma paranaense*, *Crenicichla britskii*, *Geophagus brasiliensis* e *Laetacara aff. araguaiae* em riachos com maior quantidade de gramíneas e leito arenoso explica o aumento do espaço funcional nestes ambientes. Essas espécies, morfo e funcionalmente distinta das demais espécies que compõe as comunidades estudadas, habitam preferencialmente as margens dos riachos ocupadas por gramíneas parcialmente submersas (FERREIRA & CASATTI, 2006) contribuindo para o aumento do espaço funcional ocupado nessas comunidades.

Em riachos com características semelhantes ao da região estudada, com leito arenoso e com pouca ou nenhuma contribuição dos componentes da vegetação ripária arbórea (p.ex., troncos, galhos, folhiço, raízes finas submersas), os bancos de gramíneas marginais representam um importante sítio de refugio, alimentação e reprodução para algumas espécies de peixes (CASATTI *et al.*, 2009), e colabora com o aumento da riqueza funcional nos riachos que apresentam essas características (TERESA & CASATTI, 2012). Considerando um cenário de continuidade de impactos que

promovem a degradação de riachos (p. ex., assoreamento), é esperado que a riqueza funcional diminua, uma vez que as espécies tolerantes às características ambientais previstas deverão apresentar um conjunto semelhante de características funcionais, como verificado por autores que avaliaram essas relações em gradientes de influência antrópica (p. ex.: FLYNN *et al.*, 2009, BARRAGÁN *et al.*, 2011).

Apesar de representarem um gradiente de estrutura de hábitat, todos os riachos analisados são considerados em estado intermediário de degradação, segundo a proposta de CASATTI *et al.* (2012). Nesse estágio, a ocupação das margens por gramíneas em substituição às florestas, gera condições ambientais que favorecem a ocorrência de espécies tolerantes e o estabelecimento de espécies exóticas, mas ainda permite que espécies residuais da fauna original permaneçam (CASATTI *et al.*, 2012). Assim, nenhum dos riachos apresentou uma condição de simplificação estrutural extrema, onde seria esperado o registro de riqueza funcional muito baixa.

Conforme observado por FLYNN *et al.* (2009), a perda de diversidade funcional não se dá na mesma dimensão da diminuição na riqueza e diversidade de espécies, sendo a perda de diversidade funcional algumas vezes mais severa. Assim, estudos que levam em conta a diversidade funcional das comunidades, e não somente as medidas de diversidade tradicionais, são necessários para avaliar a real dimensão dos impactos das atividades antrópicas nos ecossistemas naturais. Entretanto, a diversidade funcional não deve substituir as medidas de riqueza e diversidade tradicionalmente utilizadas, uma vez que estas refletem a diversidade taxonômica da comunidade (HIGGINS, 2010). Assim, as medidas de diversidade funcionais devem complementar os resultados demonstrados por medidas de diversidade tradicionais nos estudos de influências de mudanças no uso da terra sobre comunidades biológicas.

6. Conclusão

O aumento da riqueza de espécies resulta no aumento da quantidade de espaço funcional ocupado por uma comunidade, bem como aumento na dispersão das espécies ao longo desse espaço. Entretanto, esse padrão somente é observado quando a fauna estudada apresenta uma boa representatividade filogenética, como por exemplo abrangendo espécies de diversas famílias.

O estudo encontrou também que o espaço funcional ocupado pela ictiofauna de riachos é influenciado pela estrutura física do hábitat. Essa influência se dá devido a

presença de espécies morfo e funcionalmente distintas das demais em riachos com maior quantidade de areia no substrato e gramíneas nas margens, que causam o aumento do espaço funcional nos riachos com essas características.

7. Referências bibliográficas

- 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*, 113: 716-726.
- Barragán, F., Moreno, C. E., Escobar, F., Halfpeter, G. & Navarrete, D. 2011. Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS ONE*, 6(3): e17976.
- Beaumond, A.C. & Petrere Jr, M. (1994). Comunidades de peixes del rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT, Brasil. *Acta Biologica Venezuelica*, 15(2): 21-35.
- Bojsen, B.H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47 (11): 2246-2260.
- Buckup, P.A., Menezes, N.A. & Ghazzi, M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Série Livros, Museu Nacional do Rio de Janeiro.
- Bührnheim, C.M. & Cox-Fernandes, C. 2003. Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. *Copeia*, 2: 255-262.
- Carrascal, L.M., Galván, I., Gordo, O. 2009. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos*, 118: 681-690.
- Casatti, L. & Castro, R.M.C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- 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.
- Casatti, L., Teresa, F.B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A.R., Gonçalves, C. S. & Zeni, J. O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 205-214.
- 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): 93-103.

- Cornwell, W.K., Schwik, D.W. & Ackerly, D.D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology*, 87: 1465-1471.
- Falk, D.A., Palmer, M.A. & Zelder, J.B. 2006. *Foundations of restoration ecology*. Island Press. Washington, D.C.
- Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 642-651.
- Flecker, A.S. 1997. Habitat modification by tropical fishes: environmental heterogeneity and the variability of the interaction strength. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1): 286-295.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B.T., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M. & DeClerck, F. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12: 22-33.
- Gatz Jr., A.J. 1979a. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- Gatz Jr., A.J. 1979b. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4): 711-718.
- Gatz Jr., A.J. 1981. Morphologically inferred niche differentiation in stream fishes. *American Midland Naturalist*, 106(1): 10-21.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- 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.
- Higgins, C.L. 2010. Patterns of functional and taxonomic organization of stream fishes: inferences based on α , β , and γ diversities. *Ecography*, 33: 678-687.
- Hoagstrom, C.W. & Berry, C.R. 2008. Morphological diversity among fishes in a Great Plains river drainage. *Hydrobiologia*, 596: 367-386.
- Hora, S.L. 1930. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 28: 171-282.
- Laliberté, E. & Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91: 299-305.

- Lassau, S.A. & Hochuli, D.F. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography*, 27(2): 157-164.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- Mahon, R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 2006. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 5. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- Melo, A.S. & Hepp, L.U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 463-486.
- Monbeig, P. 1998. Pioneiros e fazendeiros de São Paulo. São Paulo, Hucitec, 392p.
- 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.
- Ohlberger, J., Staaks, G. & Hölker, V. 2006. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, 176: 17-25.
- Paese, A.A., Gonzalez-Días, A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K. 2012. Functional diversity and trait–environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57: 1060-1075.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufort, A., Gachet, S. & Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118: 391-402.
- Peres-Neto, P.R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. pp 209-236. In.: Caramaschi, E. P., Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. (eds). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro. Brasil.
- Peres-Neto, P.R., Jackson, D.A. & Somers, K.M. 2003. Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in Principal Component Analysis. *Ecology*, 84(9): 2347-2363.
- Petchey O.L. & Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9: 741-758.

- Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Áustria.
- Roa-Fuentes, C.A. 2011. Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos: comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, 112p.
- Rocha, F.C., Casatti, L. & Pereira D.C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influence. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 21(1): 123-134.
- Roy, K., Balch D.P. & Hellberg, M.E. 2001. Spatial patterns of morphological diversity across the Indo-Pacific: analyses using strombid gastropods. *Proceeding of the Royal Society of London B*, 268: 2503-2508.
- Schneider, K.N. & Winemiller, K.O. 2008. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain- river system. *Hydrobiologia*, 610: 235-244.
- Silva, A.M., Nalon, M.A., Kronka, F.J.N., Álvares, C.A., Camargo, P.B. & Martinelli, L.A. 2007. Historical land-cover/ use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64: 325-335.
- Snyder, C.D., Young, J.A. & Sout, B.M. 2006. Aquatic habitats of Canaan Valley, West Virginia: diversity and environmental threats. *Northeastern Naturalist*, 13(3): 333-352.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 444-453.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2012. Influence of forest cover and mesohabitats types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21 (3): 433-442.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*, 3: 109-121.

- Torgersen, C.E. & Close, D.A. 2004. Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales. *Freshwater Biology*, 49: 614-630.
- Villéger, S., Mason, N.W.H. & Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290-2301.
- 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.
- 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.

Anexos

Anexo 1. Valores brutos das variáveis do habitat obtidas em cada riacho: proporção do leito ocupado por argila, areia, cascalho, pedra, pedregulho, rocha; proporção da porção interna ocupada por troncos e galhos; proporção da margem ocupada por gramíneas; proporção de árvores e de arbustos em uma faixa de 10 m na zona ripária.

Riachos/ Variáveis	Troncos e									
	Argila	Areia	Cascalho	Pedra	Pedregulho	Rocha	galhos	Gramíneas	Árvores	Arbustos
R1	0	95	5	0	0	0	5	10	5	30
R2	0	80	0	15	0	5	0	40	0	0
R3	85	15	0	0	0	0	50	0	65	35
R4	70	30	0	0	0	0	60	5	70	30
R5	0	95	5	0	0	0	40	0	60	40
R6	0	95	5	0	0	0	40	0	60	40
R7	0	70	20	10	0	0	35	0	60	40
R8	0	100	0	0	0	0	0	60	0	0
R9	0	95	5	0	0	0	0	0	0	70
R10	5	70	10	10	5	0	10	0	30	50
R11	0	80	10	10	0	0	40	0	20	50
R12	65	20	10	5	0	0	0	0	20	40
R13	0	100	0	0	0	0	0	60	0	0
R14	20	80	0	0	0	0	0	0	5	70
R15	15	85	0	0	0	0	0	60	0	0
R16	0	65	20	10	5	0	30	0	5	50
R17	0	70	20	10	0	0	30	0	5	50
R18	0	100	0	0	0	0	0	0	0	5
R19	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
R20	0	100	0	0	0	0	0	50	0	0
										Cont.

Cont. Anexo 1

R21	15	65	15	5	0	0	30	0	0	0	5	25
R22	0	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0	25
R23	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R24	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R25	15	80	5	0	0	0	0	0	0	0	0	25
R26	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R27	0	100	0	0	0	0	25	0	0	5	10	10
R28	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R29	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
R30	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R31	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
R32	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R33	5	95	0	0	0	0	30	0	0	5	15	15
R34	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R35	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R36	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R37	5	60	0	5	0	0	0	0	0	50	30	30
R38	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R39	0	100	0	0	0	0	0	0	0	5	60	60
R40	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40
R41	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R42	5	75	10	10	0	0	0	0	0	0	40	40
R43	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R44	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R45	5	90	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R46	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cont.												

Cont. Anexo 1

R73	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R74	5	90	5	0	0	0	0	0	20	0	0	30	30	0
R75	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	15	0
R76	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	15	0
R77	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
R78	10	90	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	10	0
R79	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	10	0
R80	5	65	10	10	0	0	10	0	30	0	0	60	30	0
R81	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	10	0
R82	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R83	0	80	0	0	0	0	20	0	30	0	0	0	20	0
R84	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R85	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
R86	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R87	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	20	0
R88	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R89	0	100	0	0	0	0	0	0	20	0	60	0	30	0
R90	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
R91	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0

Anexo 2. Média (M) e desvio padrão (DP) dos 12 atributos morfológicos das espécies de peixes presentes nos 91 riachos amostrados. IC: Índice de compressão do corpo; AR: Altura relativa; CRP: Comprimento relativo do pedúnculo caudal; CPC: Índice de compressão do pedúnculo caudal; IAV: Índice de achatamento ventral; ARP: Área relativa da nadadeira peitoral; RAP: Relação do aspecto da nadadeira peitoral; CRC: Comprimento relativo da cabeça; PRO: Posição relativa dos olhos; CF: Coeficiente de finura; LRB: Largura relativa da boca; OB: Orientação da boca.

Espécies	IC	AR	CRP	CPC	IAV	ARP	RAP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	M 1,908	0,216	0,108	1,673	0,522	0,047	2,204	0,300	0,694	0,074	0,684	6,419
	DP 0,162	0,017	0,008	0,152	0,049	0,011	0,266	0,018	0,030	0,007	0,131	0,619
<i>Apareiodon piracicabae</i>	M 1,646	0,218	0,127	2,235	0,539	0,090	2,105	0,251	0,617	0,053	1,030	5,892
	DP 0,078	0,011	0,015	0,147	0,047	0,012	0,212	0,018	0,041	0,007	0,102	0,342
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	M 1,102	0,276	0,153	2,587	0,465	0,164	1,957	0,263	0,760	0,066	0,731	3,806
	DP 0,076	0,016	0,023	0,209	0,048	0,022	0,310	0,012	0,038	0,009	0,144	0,151
<i>Astyanax altiparanae</i>	M 3,109	0,427	0,126	2,915	0,532	0,042	3,687	0,240	0,580	0,073	1,552	4,142
	DP 0,165	0,027	0,017	0,342	0,019	0,008	0,475	0,012	0,039	0,004	0,094	0,222
<i>Astyanax bockmanni</i>	M 3,103	0,409	0,088	2,936	0,546	0,052	2,623	0,267	0,582	0,075	1,524	4,319
	DP 0,167	0,022	0,009	0,297	0,030	0,008	0,426	0,014	0,035	0,008	0,110	0,228
<i>Astyanax fasciatus</i>	M 2,932	0,340	0,135	4,880	0,527	0,042	3,474	0,262	0,614	0,071	1,557	5,041
	DP 0,126	0,015	0,012	0,600	0,028	0,013	0,648	0,017	0,024	0,003	0,084	0,177
<i>Astyanax paranae</i>	M 2,497	0,331	0,095	2,632	0,554	0,059	2,560	0,279	0,585	0,076	1,641	4,775
	DP 0,159	0,012	0,008	0,352	0,031	0,010	0,366	0,009	0,053	0,007	0,062	0,195
<i>Callichthys callichthys</i>	M 0,969	0,223	0,082	4,089	0,521	0,095	1,332	0,245	0,733	0,077	0,895	4,424
	DP 0,054	0,017	0,010	0,631	0,045	0,015	0,342	0,022	0,054	0,010	0,267	0,296
Cont.												

Cont. Anexo 2

<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	M	1,162	0,158	0,214	4,204	0,374	0,164	1,451	0,254	0,780	0,093	0,761	6,837
	DP	0,089	0,013	0,029	0,763	0,072	0,030	0,267	0,020	0,043	0,008	0,155	0,470
<i>Characidium gomesi</i>	M	1,607	0,217	0,157	2,042	0,636	0,180	2,080	0,255	0,649	0,043	1,293	5,856
	DP	0,087	0,015	0,013	0,185	0,051	0,034	0,225	0,027	0,037	0,005	0,135	0,409
<i>Characidium</i> aff. <i>lagosantense</i>	M	2,027	0,282	0,150	2,384	0,538	0,045	2,581	0,293	0,568	0,051	1,212	5,054
	DP	0,248	0,013	0,008	0,241	0,050	0,010	0,248	0,019	0,042	0,004	0,126	0,375
<i>Characidium zebra</i>	M	1,497	0,195	0,169	4,999	0,533	0,154	2,432	0,246	0,652	0,031	1,015	6,287
	DP	0,051	0,009	0,016	0,775	0,045	0,016	0,384	0,015	0,025	0,004	0,156	0,319
<i>Cichlasoma paranaense</i>	M	2,291	0,476	0,095	4,948	0,355	0,145	2,271	0,343	0,622	0,083	1,513	3,179
	DP	0,099	0,017	0,010	0,860	0,036	0,022	0,410	0,010	0,033	0,010	0,101	0,108
<i>Corydoras aeneus</i>	M	1,322	0,366	0,131	3,153	0,379	0,150	2,079	0,276	0,712	0,047	0,734	3,143
	DP	0,072	0,016	0,012	0,488	0,036	0,015	0,188	0,015	0,033	0,006	0,134	0,114
<i>Crenicichla britskii</i>	M	1,680	0,237	0,133	3,712	0,483	0,182	1,758	0,337	0,697	0,100	2,184	5,474
	DP	0,081	0,014	0,013	0,547	0,064	0,030	0,299	0,013	0,028	0,009	0,167	0,241
<i>Cyphocharax modestus</i>	M	2,182	0,377	0,105	2,332	0,527	0,034	2,779	0,275	0,545	0,070	1,466	3,919
	DP	0,140	0,016	0,008	0,285	0,028	0,004	0,375	0,009	0,046	0,006	0,056	0,218
<i>Cyphocharax vanderi</i>	M	1,911	0,355	0,119	4,576	0,483	0,041	3,076	0,254	0,559	0,067	1,128	3,895
	DP	0,061	0,013	0,010	0,530	0,024	0,007	0,248	0,009	0,049	0,005	0,153	0,119
<i>Eigenmannia virescens</i>	M	2,580	0,139	0,180	1,683	0,608	0,027	2,390	0,121	0,619	0,027	1,346	11,570
	DP	0,261	0,009	0,034	0,463	0,053	0,007	0,339	0,016	0,053	0,003	0,140	0,563
<i>Erythrinus erythrinus</i>	M	1,434	0,248	0,084	3,136	0,639	0,076	1,715	0,309	0,568	0,111	1,731	4,831
	DP	0,116	0,013	0,011	0,430	0,031	0,010	0,246	0,015	0,034	0,006	0,088	0,275
													Cont.

Cont. Anexo 2

<i>Geophagus brasiliensis</i>	M	2,490	0,425	0,129	3,604	0,338	0,153	2,307	0,327	0,695	0,085	1,290	3,710
	DP	0,158	0,015	0,006	0,274	0,034	0,022	0,263	0,014	0,037	0,008	0,142	0,123
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	M	1,460	0,124	0,027	3,995	0,721	0,011	1,613	0,132	0,757	0,049	1,885	9,917
	DP	0,116	0,024	0,011	0,845	0,089	0,004	0,329	0,016	0,095	0,010	0,209	1,502
<i>Gymnotus sylvius</i>	M	2,020	0,123	0,020	3,308	0,720	0,017	1,489	0,123	0,671	0,045	2,351	11,541
	DP	0,238	0,008	0,013	0,839	0,054	0,004	0,294	0,009	0,055	0,008	0,101	1,024
<i>Hemigrammus marginatus</i>	M	2,724	0,323	0,087	2,437	0,481	0,040	3,686	0,275	0,521	0,081	1,740	5,130
	DP	0,208	0,021	0,012	0,255	0,053	0,008	0,638	0,006	0,036	0,005	0,043	0,392
<i>Hisonotus francirochai</i>	M	0,802	0,151	0,333	1,005	0,632	0,217	2,371	0,245	0,685	0,118	0,100	5,968
	DP	0,090	0,015	0,020	0,071	0,069	0,024	0,340	0,022	0,030	0,012	0,000	0,484
<i>Hoplosternum littorale</i>	M	1,217	0,312	0,093	1,815	0,607	0,109	1,920	0,308	0,596	0,106	1,058	3,539
	DP	0,074	0,015	0,008	0,134	0,019	0,020	0,169	0,012	0,035	0,007	0,115	0,158
<i>Hoplias malabaricus</i>	M	1,581	0,215	0,123	3,275	0,427	0,089	1,742	0,333	0,724	0,107	1,916	5,849
	DP	0,135	0,012	0,016	0,529	0,072	0,018	0,314	0,014	0,034	0,006	0,115	0,246
<i>Hypostomus ancistroides</i>	M	0,760	0,213	0,268	1,596	0,262	0,253	1,916	0,220	0,760	0,061	0,100	4,095
	DP	0,054	0,014	0,021	0,222	0,032	0,073	0,312	0,021	0,033	0,012	0,000	0,218
<i>Hyplessobrycon anisitsi</i>	M	2,971	0,343	0,089	2,886	0,553	0,046	2,889	0,289	0,579	0,075	1,674	5,058
	DP	0,255	0,031	0,007	0,299	0,040	0,017	0,533	0,017	0,041	0,009	0,099	0,478
<i>Hyplessobrycon eques</i>	M	3,209	0,396	0,079	2,863	0,532	0,051	2,444	0,299	0,593	0,083	1,815	4,521
	DP	0,228	0,013	0,010	0,283	0,033	0,007	0,338	0,017	0,051	0,005	0,111	0,160
<i>Hypostomus</i> sp.	M	0,707	0,205	0,290	1,575	0,341	0,374	1,861	0,322	0,817	0,110	0,100	4,099
	DP	0,026	0,009	0,019	0,203	0,051	0,055	0,265	0,034	0,027	0,009	0,000	0,152
													Cont.

Cont. Anexo 2

<i>Imparfinis mirini</i>	M	1,279	0,175	0,177	3,771	0,368	0,142	1,491	0,222	0,775	0,077	1,206	6,463
	DP	0,085	0,009	0,016	0,695	0,066	0,026	0,319	0,012	0,043	0,007	0,114	0,263
<i>Imparfinis schubarti</i>	M	1,254	0,162	0,175	3,848	0,517	0,175	1,320	0,238	0,796	0,081	1,053	6,944
	DP	0,092	0,016	0,023	0,518	0,051	0,016	0,164	0,013	0,028	0,007	0,165	0,490
<i>Knodus moenkhausii</i>	M	2,369	0,289	0,150	3,610	0,553	0,080	2,114	0,228	0,604	0,072	1,333	5,326
	DP	0,263	0,014	0,015	0,684	0,053	0,013	0,269	0,012	0,028	0,003	0,094	0,372
<i>Laetacara aff. araguaiae</i>	M	1,920	0,418	0,119	4,951	0,413	0,128	2,133	0,315	0,618	0,078	1,432	3,313
	DP	0,065	0,014	0,018	0,846	0,033	0,014	0,264	0,017	0,027	0,006	0,118	0,088
<i>Leporinus friderici</i>	M	2,060	0,295	0,081	2,417	0,493	0,063	2,472	0,291	0,561	0,056	1,402	4,877
	DP	0,156	0,014	0,008	0,295	0,038	0,009	0,246	0,012	0,059	0,006	0,077	0,248
<i>Leporinus lacustris</i>	M	1,930	0,334	0,070	2,321	0,530	0,053	2,263	0,283	0,566	0,058	1,532	4,179
	DP	0,131	0,026	0,015	0,296	0,034	0,013	0,353	0,012	0,066	0,006	0,087	0,347
<i>Leporinus paranensis</i>	M	2,021	0,307	0,074	2,626	0,564	0,054	2,083	0,311	0,582	0,059	1,622	4,657
	DP	0,132	0,026	0,009	0,328	0,038	0,010	0,334	0,020	0,046	0,008	0,163	0,360
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	M	1,222	0,312	0,069	2,552	0,605	0,093	1,909	0,280	0,557	0,089	1,063	3,547
	DP	0,003	0,013	0,001	0,037	0,044	0,007	0,120	0,003	0,118	0,002	0,169	0,139
<i>Leporinus striatus</i>	M	1,811	0,262	0,106	2,311	0,521	0,058	2,492	0,245	0,569	0,039	1,552	5,171
	DP	0,156	0,020	0,011	0,192	0,032	0,015	0,551	0,016	0,057	0,003	0,179	0,536
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	M	2,742	0,411	0,124	4,562	0,542	0,058	2,704	0,296	0,614	0,092	1,685	4,036
	DP	0,235	0,015	0,016	0,728	0,026	0,009	0,430	0,019	0,037	0,005	0,081	0,275

Cont.

Cont. Anexo 2

<i>Oligosarcus pintoii</i>	M	3,173	0,339	0,116	4,341	0,493	0,058	3,070	0,287	0,615	0,088	1,612	5,258
	DP	0,196	0,013	0,010	0,719	0,031	0,009	0,650	0,009	0,037	0,004	0,082	0,286
<i>Oreochromis niloticus</i>	M	2,253	0,380	0,113	3,804	0,474	0,113	3,082	0,357	0,680	0,085	1,624	3,957
	DP	0,251	0,027	0,012	0,678	0,099	0,029	0,682	0,019	0,025	0,013	0,092	0,323
<i>Parodon nasus</i>	M	1,586	0,240	0,141	3,783	0,470	0,120	1,769	0,225	0,583	0,042	0,311	5,253
	DP	0,107	0,010	0,008	0,549	0,047	0,025	0,262	0,010	0,033	0,003	0,058	0,217
<i>Phalloceros harpagos</i>	M	1,566	0,264	0,304	1,973	0,644	0,066	2,468	0,258	0,590	0,077	2,181	4,755
	DP	0,135	0,018	0,019	0,235	0,058	0,015	0,419	0,016	0,059	0,007	0,104	0,342
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	M	0,977	0,119	0,184	1,793	0,705	0,093	1,758	0,237	0,822	0,087	1,730	8,449
	DP	0,055	0,017	0,021	0,138	0,095	0,022	0,244	0,017	0,052	0,008	0,130	1,012
<i>Piabina argentea</i>	M	2,080	0,264	0,148	3,001	0,502	0,094	1,636	0,244	0,629	0,063	0,844	5,485
	DP	0,121	0,015	0,012	0,373	0,036	0,014	0,259	0,013	0,025	0,007	0,097	0,346
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	M	1,187	0,170	0,202	3,392	0,254	0,169	1,702	0,240	0,791	0,083	0,920	6,395
	DP	0,130	0,009	0,020	0,369	0,027	0,023	0,188	0,011	0,040	0,007	0,204	0,414
<i>Planaltina britskii</i>	M	2,531	0,242	0,137	3,644	0,497	0,068	2,275	0,214	0,577	0,056	1,585	6,584
	DP	0,200	0,014	0,012	0,395	0,046	0,008	0,335	0,007	0,021	0,005	0,076	0,434
<i>Poecilia reticulata</i>	M	1,375	0,278	0,276	2,157	0,659	0,104	2,120	0,265	0,611	0,095	2,004	4,227
	DP	0,066	0,016	0,014	0,225	0,037	0,020	0,270	0,018	0,042	0,011	0,071	0,246
<i>Prochilodus lineatus</i>	M	2,457	0,378	0,095	2,548	0,502	0,044	2,737	0,323	0,505	0,118	1,199	4,147
	DP	0,092	0,013	0,007	0,337	0,024	0,005	0,334	0,012	0,032	0,005	0,103	0,162
<i>Pyrrhulina australis</i>	M	1,858	0,261	0,119	2,387	0,549	0,081	2,135	0,267	0,613	0,078	1,967	5,245
	DP	0,151	0,015	0,017	0,271	0,032	0,010	0,456	0,013	0,039	0,004	0,169	0,383

Cont.

Cont. Anexo 2

<i>Rhamdia quelen</i>	M	1,159	0,197	0,187	3,652	0,305	0,124	1,384	0,245	0,821	0,105	0,915	5,480
	DP	0,090	0,012	0,017	0,538	0,077	0,023	0,150	0,018	0,031	0,008	0,193	0,248
<i>Rivulus pictus</i>	M	1,420	0,204	0,133	2,520	0,583	0,092	2,576	0,289	0,606	0,095	1,960	5,843
	DP	0,103	0,013	0,014	0,332	0,059	0,024	0,612	0,015	0,101	0,008	0,144	0,396
<i>Satanoperca pappaterra</i>	M	2,417	0,386	0,130	2,474	0,675	0,109	3,079	0,412	0,711	0,115	1,499	4,038
	DP	0,132	0,021	0,009	0,269	0,036	0,019	0,564	0,010	0,032	0,011	0,092	0,278
<i>Serrapinnus heterodon</i>	M	2,665	0,261	0,117	2,642	0,495	0,047	2,867	0,242	0,505	0,058	1,632	6,260
	DP	0,204	0,010	0,008	0,226	0,033	0,010	0,367	0,009	0,057	0,003	0,059	0,300
<i>Serrasalmus maculatus</i>	M	4,479	0,517	0,072	2,322	0,542	0,026	2,259	0,386	0,618	0,099	1,847	4,103
	DP	0,223	0,033	0,008	0,253	0,030	0,006	0,467	0,013	0,048	0,009	0,071	0,257
<i>Serrasalmus marginatus</i>	M	3,849	0,538	0,077	2,382	0,414	0,042	2,173	0,373	0,646	0,102	1,996	3,650
	DP	0,456	0,032	0,016	0,258	0,219	0,006	0,229	0,018	0,043	0,019	0,135	0,317
<i>Serrapinnus notomelas</i>	M	3,230	0,381	0,163	5,277	0,498	0,035	3,551	0,227	0,565	0,047	1,475	4,719
	DP	0,306	0,020	0,020	0,856	0,053	0,005	0,622	0,018	0,051	0,007	0,121	0,335
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	M	4,463	0,540	0,079	2,393	0,518	0,031	2,651	0,374	0,624	0,089	1,869	3,910
	DP	0,532	0,028	0,009	0,236	0,028	0,006	0,528	0,011	0,043	0,005	0,043	0,214
<i>Steindachnerina insculpta</i>	M	2,116	0,312	0,133	3,657	0,469	0,044	3,163	0,275	0,578	0,068	0,523	4,662
	DP	0,098	0,010	0,009	0,395	0,020	0,008	0,507	0,011	0,016	0,006	0,105	0,162
<i>Tilapia rendalli</i>	M	2,571	0,386	0,105	2,848	0,608	0,081	3,083	0,393	0,648	0,100	1,527	4,152
	DP	0,216	0,014	0,012	0,257	0,053	0,021	0,390	0,013	0,034	0,010	0,102	0,244

Anexo 3. Riqueza de espécies, Riqueza funcional, Dispersão funcional e Uniformidade funcional para cada um dos 91 riachos amostrados.

Riachos	Riqueza	FRic	FDis	FEve
R1	14	25,12650	0,83836	3,32780
R2	13	31,06962	0,84095	3,47030
R3	9	4,15744	0,78851	3,15290
R4	6	1,48854	0,64235	2,14529
R5	6	3,57269	0,71529	3,55514
R6	10	23,82919	0,76255	3,11048
R7	11	26,23734	0,81531	3,52771
R8	13	25,98403	0,79413	3,55469
R9	8	6,66874	0,80079	2,51168
R10	13	20,95037	0,83848	3,22149
R11	17	27,96326	0,88076	3,48976
R12	5	4,48593	0,87749	2,67573
R13	16	28,60856	0,86042	3,34595
R14	8	8,00114	0,86247	3,18891
R15	4	1,89478	0,74456	2,46444
R16	16	23,02883	0,79423	3,36673
R17	10	4,67217	0,75723	3,05053
R18	9	29,93019	0,67984	3,44020
R19	3	15,22830	0,59246	3,54493
R20	8	14,44489	0,68354	2,89032
R21	13	21,87167	0,84841	3,59564
R22	7	2,79404	0,84241	3,15647
R23	10	30,98617	0,84517	4,03089
R24	16	31,11892	0,86188	3,26842
R25	8	9,50593	0,87955	2,92513
R26	9	6,39454	0,84196	2,39466
R27	15	34,21031	0,82469	3,35154
R28	6	4,87023	0,77239	2,53673
R29	4	1,28850	0,87685	2,49984
R30	6	20,09854	0,84924	3,55617
R31	15	12,81796	0,80402	2,89432
R32	11	20,22927	0,79061	2,89479
R33	7	7,77871	0,85605	2,70840
R34	10	20,22927	0,85863	2,99388
R35	9	24,72423	0,88285	3,41725
R36	9	20,09854	0,85532	2,96832
R37	14	36,21313	0,78951	3,38938
R38	3	0,96045	0,75105	2,33855
R39	11	8,12844	0,82732	3,12593
R40	11	23,80826	0,84147	3,35551
R41	5	2,90847	0,84804	1,96229
				Cont.

Cont. Anexo 3

R42	9	20,39095	0,819928	2,821973
R43	10	29,99763	0,738378	3,207634
R44	11	20,22927	0,799923	2,982328
R45	10	12,42036	0,872145	3,44729
R46	13	14,02019	0,873398	2,897104
R47	5	5,20321	0,896755	3,00691
R48	7	5,157786	0,771681	2,542385
R49	7	15,73297	0,740935	2,997687
R50	7	6,551544	0,945598	2,421899
R51	5	15,35903	0,756234	3,578775
R52	15	31,05181	0,83962	3,273517
R53	8	6,141889	0,853885	2,243164
R54	10	29,91503	0,875459	3,354924
R55	10	13,43177	0,858414	3,030934
R56	12	24,55902	0,874687	3,732389
R57	20	41,00994	0,844145	3,537569
R58	7	31,05181	0,77555	3,864643
R59	17	31,05181	0,808223	3,425135
R60	18	26,37563	0,859508	3,330703
R61	5	18,80839	0,847647	3,667525
R62	11	37,08663	0,829518	3,401031
R63	15	28,60856	0,788567	3,501204
R64	14	37,08663	0,813559	3,725186
R65	21	37,90449	0,832753	3,511777
R66	3	0,117049	0,776065	2,655066
R67	11	23,80826	0,825188	3,297577
R68	7	7,980209	0,916524	3,161705
R69	14	27,9856	0,842629	3,697703
R70	6	23,80826	0,883697	3,383511
R71	10	19,64555	0,717058	3,296455
R72	3	0,718836	0,921583	1,943846
R73	12	31,05181	0,861688	3,273256
R74	8	14,15086	0,809011	3,394502
R75	9	31,05181	0,78397	3,763148
R76	10	30,37252	0,751853	3,553891
R77	3	0,245091	0,792711	2,472974
R78	9	23,82919	0,867858	3,606418
R79	15	35,0679	0,799631	3,454153
R80	11	18,32681	0,933905	3,709777
R81	12	19,57635	0,819665	3,013057
R82	12	30,04576	0,863948	3,393052
R83	5	12,9627	0,784895	3,733171
R84	13	30,04576	0,804374	3,475502
R85	12	30,25229	0,838978	3,437808

Cont.

Cont. Anexo 3

R86	11	31,06962	0,828179	3,340331
R87	8	5,197534	0,791944	3,031233
R88	16	29,91503	0,800212	3,315733
R89	5	5,560112	0,78637	2,721884
R90	10	29,91503	0,783731	3,256242
R91	14	30,04576	0,834025	3,495885

CAPÍTULO 2

Uso de atributos funcionais para avaliar a composição
da ictiofauna de riachos ao longo do gradiente de estrutura
do hábitat

Resumo

As características morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies que expressam a adaptação da biota ao seu ambiente são chamadas atributos funcionais. Esses atributos são fundamentais para entender processos do ecossistema e prever consequências de modificações ambientais para comunidades, pois permitem que previsões sejam feitas acerca da composição de espécies de comunidades em locais sob condições ambientais específicas, e identificar se há pressões seletivas atuais agindo sobre os atributos funcionais das espécies, como por exemplo filtros ambientais. Assim, o objetivo do presente estudo foi testar a influência de características funcionais relacionadas ao uso do hábitat e à ecologia trófica na composição de espécies de peixes em riachos ao longo de um gradiente de estrutura do hábitat. Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica em 91 riachos do noroeste do estado de São Paulo. Foram calculados 12 atributos funcionais, obtidos a partir de proporções de 16 medidas corporais de 61 espécies. A relação entre atributos morfológicos das espécies e características físicas do hábitat foi analisada por meio da análise de ordenação RLQ, que liga os atributos das espécies diretamente a características ambientais. Embora as espécies encontrem-se amplamente distribuídas ao longo do gradiente estrutural do hábitat, a análise mostrou que as condições do hábitat favorecem algumas espécies em detrimento de outras e isso está relacionado com as características funcionais exibidas por cada espécie. Por exemplo, espécies com grandes nadadeiras peitorais e olhos em posição dorsal são mais prováveis de serem encontradas em riachos com melhor condição estrutural do hábitat, principalmente devido a maior qualidade estrutural do leito, uma vez que essas características morfológicas são típicas de peixes com hábitos bentônicos.

Palavras-chave: Diversidade funcional, ictiofauna, RLQ, modelos nulos.

1. Introdução

Entender as relações entre o ambiente e a diversidade de organismos é um dos objetivos centrais dos estudos em ecologia (TOWNSEND & HILDREW, 1994). Devido a alta velocidade com que habitats vem sofrendo modificações resultantes de atividades antrópicas, esses estudos tornam-se cada vez mais importantes na tentativa de prever as consequências destas mudanças para a ictiofauna (BARLETTA *et al.*, 2009). Já é conhecido que as comunidades de peixes de riachos são influenciadas pela estrutura do habitat (GORMAN & KARR, 1978; CASATTI *et al.*, 2009, 2012) e que parte das modificações estruturais experimentadas nesses ambientes resultam de modificações ocorridas na zona ripária. A zona ripária é a interface entre o ambiente aquático e terrestre, com influência direta sobre processos que ocorrem dentro dos riachos, tais como controle da quantidade de energia solar que penetra no interior dos riachos (GREGORY *et al.*, 1991), barreira física na retenção de sedimentos e poluentes vindos das áreas no entorno (SWEENEY *et al.*, 2004), além de contribuir com a entrada de matéria orgânica (ex.: folhas e restos de madeira) (PUSEY & ARTHINGTON, 2003).

Alterações na riqueza, composição e padrões de abundância das espécies como resultado do aumento de distúrbios no ambiente têm sido demonstrada em diversos estudos (CASATTI *et al.*, 2009; BOJSEN & BARRIGA, 2002; TERESA & CASATTI, 2010; CASATTI *et al.*, 2012). Embora muito utilizados em estudos de ecologia, esses índices falham em ligar atributos funcionais das espécies com mudanças no ambiente (HAUSNER *et al.*, 2003), o que é importante para a definição das características funcionais que podem explicar a distribuição de espécies ao longo de um gradiente ambiental. O uso de atributos funcionais permite prever quais morfotipos serão selecionados em determinadas condições de estrutura do habitat. Nesse sentido, há a necessidade de utilização de novas abordagens que analisem esses outros aspectos das comunidades, tais como modificações nos atributos biológicos das espécies que expressam a função destas no habitat, que também podem estar sofrendo alterações decorrentes das modificações no habitat causadas pela intensificação do uso do solo para atividades humanas.

Algumas características morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies expressam a adaptação da biota ao seu ambiente (GOLDSTEIN & MEADOR, 2005). Tais características fenotípicas, que permitem as espécies realizarem suas funções no ecossistema, são chamadas características funcionais. Essas características,

aqui chamadas de atributos funcionais, tem se tornado fundamentais para o entendimento de processos do ecossistema e prever consequências de modificações ambientais para as espécies com diferentes atributos (PAVOINE *et al.*, 2009). Essas características relacionadas as funções das espécies no ecossistema onde vivem tem sido utilizadas para comparar comunidades de peixes em diferentes contextos ambientais (GATZ, 1979b; POFF & ALLAN, 1995; LAMOROUX, 2002; GOLDSTEIN & MEADOR, 2005; HIGGINS, 2010).

Características biológicas podem prover uma ligação direta entre mudanças na composição da comunidade e mecanismos ecológicos subjacentes, por identificar filtros ambientais específicos (VALLET *et al.*, 2010). Informações sobre a relação entre características funcionais das espécies e descritores ambientais são essenciais para prever as respostas das comunidades aos impactos humanos e selecionar indicadores confiáveis (HAUSNER *et al.*, 2003).

Os filtros ambientais agem eliminando os conjuntos de atributos que são inadequados a determinado ambiente, selecionando espécies que não possuem atributos que as capacite para persistir em um local sob um conjunto particular de condições, resultando em comunidades compostas por espécies capazes de sobreviver ao que determinado filtro representa (KEDDY, 1992). Assim, a ocorrência de espécies em certos habitats é determinada pelo ajuste entre atributos das espécies e características do habitat (RIBERA *et al.*, 2001). Por exemplo, VALLET *et al.* (2010) testaram a influência de um filtro ambiental, o gradiente urbano-rural, nos atributos biológicos de plantas que compõem as comunidades de florestas ao longo desse gradiente, e observaram que a composição florística das comunidades das florestas é claramente influenciadas por sua posição ao longo desse gradiente.

Os efeitos da degradação ambiental não se manifestam da mesma maneira para todas as espécies de uma comunidade (CASATTI *et al.*, 2009, 2012), o que está relacionado com a combinação de atributos biológicos apresentados por cada espécie. Algumas espécies sofrem diminuição em suas populações, podendo desaparecer com o aumento da degradação física do habitat, enquanto outras são beneficiadas por essas mesmas mudanças (CASATTI *et al.*, 2009, 2012). Assim, selecionar atributos das espécies que possam ser usados como indicadores de degradação ambiental é de grande importância (HAUSNER *et al.*, 2003), e permite que previsões sejam feitas acerca da composição de espécies de comunidades em locais sob condições ambientais

específicas, e identificar se há pressões seletivas atuais agindo sobre os atributos funcionais das espécies, como por exemplo filtros ambientais.

Nesse estudo testou-se a influência de atributos funcionais das espécies, relacionados ao uso de hábitat e ecologia trófica, na composição das comunidades de peixes em riachos com diferentes estruturas físicas do hábitat, e identificou-se quais dos atributos funcionais testados respondem as mudanças na estrutura do hábitat. Foram testados três modelos nulos, conforme propostas de DRAY & LEGENDRE (2008), para averiguar se a composição de espécies nos riachos é ao acaso (modelo nulo 2); se as espécies estão distribuídas nos locais de acordo com suas preferências, independente dos atributos que possuem (modelo nulo 4); ou se a distribuição das espécies nos locais depende dos atributos funcionais das espécies e/ou das condições ambientais (modelo nulo 5).

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na região noroeste do estado de São Paulo, Sudeste do Brasil, nas bacias hidrográficas dos rios São José dos Dourados e Turvo-Grande, exclusivamente em áreas não urbanas. Originalmente a área era coberta por Floresta Estacional Semidecidual intercalada com manchas de Cerrado (SILVA *et al.*, 2007), mas atualmente, apresenta alto grau de desmatamento, restando 4% da cobertura vegetal original, que foi historicamente suprimida e hoje cede espaço para pastagens, que correspondem a 78% da área total, culturas agrícolas e áreas urbanas (SILVA *et al.*, 2007). O desmatamento intensivo da região noroeste do estado teve início a partir da segunda metade do século XIX, principalmente para o desenvolvimento da cultura cafeeira e, com seu declínio a partir de 1929, para pastagens (MONBEIG, 1998).

No contexto geomorfológico, a região está localizada na formação Serra Geral, apresenta basaltos e rochas sedimentares dos Grupos Bauru e Caiuá (SILVA *et al.*, 2007), além de planícies de natureza fluvial quaternária, formadas por sedimentos arenosos e argilosos inconsolidados, conferindo-lhes alto potencial erosivo (IPT, 1999). O clima é tropical quente, com temperaturas máximas entre 31 e 32°C e mínimas entre 13 e 14°C e precipitação anual entre 1.300 e 1.800 mm (SILVA *et al.*, 2007) estando sobre maior influência das massas equatoriais tropicais (IPT, 1999). Apresenta dois períodos bem definidos: um seco, compreendido entre junho e agosto, apresentando os

menores índices pluviométricos e temperaturas mais amenas; e um chuvoso, com os maiores índices pluviométricos e temperaturas, ocorrendo de dezembro a fevereiro (IPT, 1999).

2.2. Desenho amostral e amostragem da ictiofauna

A base de dados que permitiu a elaboração do presente estudo foi obtida por CASATTI *et al.* (2009), durante os anos de 2003 a 2005. Noventa e um riachos (de primeira a terceira ordem, escala 1:50.000) (Figura 1) foram selecionados e amostrados trechos de 75 m de extensão. As amostragens ocorreram sempre na estação seca para minimizar os possíveis efeitos da sazonalidade, visto que neste período há menor quantidade de espécies acidentais ou acessórias (com menos de 50% de ocorrência) nas amostras (Rocha *et al.*, 2009), diminuindo a possibilidade de ocorrência de fauna não residente. O esforço de coleta foi padronizado e os espécimes de cada trecho foram coletados através de duas passagens de pesca elétrica, com dois eletrodos ligados a um gerador de corrente alternada (220 V, 50-60 Hz, 3,4-4,1 A, 1000 W). No campo, os exemplares foram fixados em solução de formol 10% e, após 48 horas, transferidos para solução de álcool 70%. As espécies de peixes coletadas foram identificadas e todos os espécimes depositados na coleção de peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista (DZSJRP – 5833 a 6190 e 7264 a 7443), São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil.

A abundância de cada uma das 61 espécies coletadas compõe a matriz L (anexo 1). Os valores de abundância foram transformados por raiz quarta pra reduzir os efeitos da discrepância entre as abundâncias das espécies.

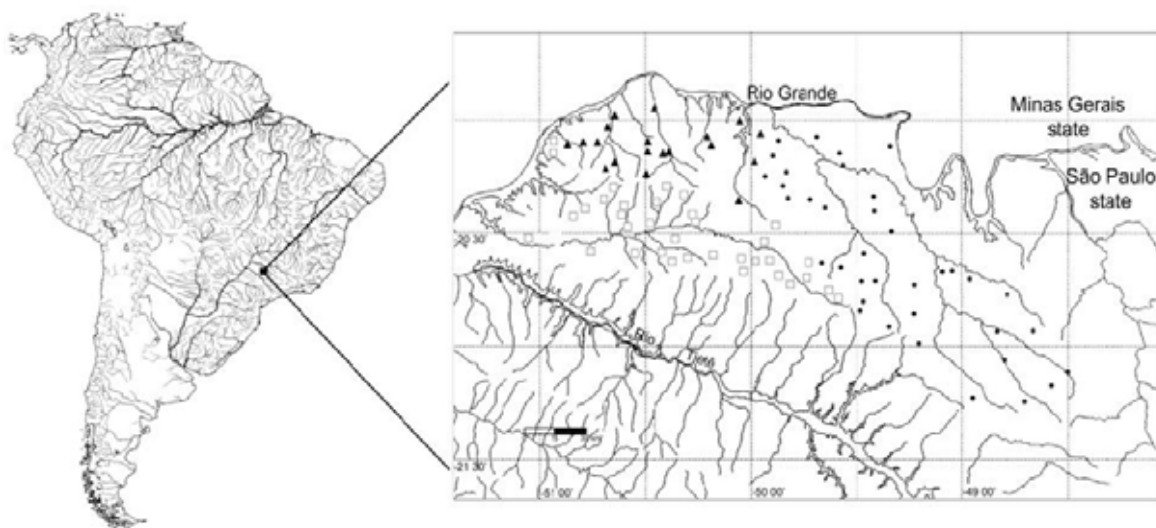


Figura 1. Localização da região de estudo. Em detalhe, a região noroeste do estado de São Paulo, sudeste do Brasil, com a localização dos riachos amostrados durante os anos de 2003 (□), 2004 (▲) e 2005 (•). Modificado de CASATTI *et al.* (2009).

2.3. Amostragem das variáveis do habitat

A análise das variáveis do habitat relacionadas às características do interior dos riachos e do ecótono água/terra foram conduzidas por CASATTI *et al.* (2009). A caracterização física de cada riacho foi realizada por meio de estimativas visuais de elementos associados à estrutura no interior dos riachos e no ecótono água/terra (Tabela 1), resultando em dez variáveis relacionadas a estrutura física dos riachos estudados.

A matriz R, composta pelas dez variáveis estruturais está apresentada no Anexo 2.

Tabela 1. Lista das variáveis do hábitat amostradas em 91 riachos selecionados para a realização do presente estudo.

Proporção do leito ocupado por:

1. Argila
2. Areia
3. Cascalho
4. Pedras
5. Pedregulho
6. Rochas

Proporção do interior do riacho ocupado por:

7. Galhos e troncos

Proporção das margens ocupadas por:

8. Gramíneas
 9. Árvores
 10. Arbustos
-

2.4. Cálculo dos atributos morfológicos

Foram tomadas 16 medidas corporais (Tabela 2, Figura 2) de 15 indivíduos de cada uma das 61 espécies coletadas (Tabela 3), totalizando 915 indivíduos analisados. Os 15 indivíduos de cada espécie foram selecionados ao acaso entre todos os indivíduos da espécie coletados nos 91 riachos. Para a realização das análises morfométricas, foram calculados 12 atributos morfológicos (Tabela 2, Anexo 2), selecionados com base nos estudos de GATZ (1979a), MAHON (1984), WATSON & BALON (1984) e BLAKE (1983) *apud* OHLBERGER *et al.* (2006), e obtidos a partir de proporções das 16 medidas corporais.

Inferências ecomorfológicas exigem relações consistentes entre a performance de um indivíduo, ou grupo de indivíduos, e suas características morfológicas (PERES-NETO, 1999). Assim, os significados ecológicos dos atributos morfológicos utilizados são apresentados na Tabela 2. Estes atributos se relacionam, principalmente, às especializações dos peixes com relação ao fluxo da água, capacidade de natação, posição ocupada na coluna d' água, tamanho da presa e local de forrageamento. Sempre que o número de exemplares por espécie foi menor do que 15, a amostra foi complementada por exemplares da Coleção de Peixes do DZSJRP - Departamento de Zoologia e Botânica UNESP/SJRP, buscando sempre a localidade mais próxima daquela em questão.

Segundo GATZ (1981), uma das deficiências mais comuns em estudos que investigam relações ecológicas a partir da morfologia é o uso de poucas espécies nos estudos ou de apenas parte da comunidade. Assim, na tentativa de sanar essa deficiência, foram utilizadas todas as espécies coletadas.

As medidas de largura máxima do corpo e do pedúnculo caudal, altura máxima do corpo, comprimento padrão, comprimento do pedúnculo caudal, altura da linha média máxima do corpo, largura da boca, altura e comprimento da cabeça e altura da linha média do olho foram determinadas com paquímetro digital. As medidas de área do corpo e das nadadeiras peitorais e o ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo foram obtidas com o auxílio do estereomicroscópio Zeiss®, SteREO Discovery V12, e do software de imagem AxioVision Zeiss®. Em espécimes de grande porte, os valores de área das nadadeiras peitorais e do corpo foram obtidos por meio do contorno das estruturas em papel milimetrado (segundo BEAUMORD & PETRERE, 1994), devido à limitação do campo de visão do equipamento óptico nestes casos. Nas espécies *Poecilia reticulata* e *Phalloceros harpagos*, que apresentam dimorfismo sexual acentuado, as medidas foram feitas apenas em indivíduos fêmeas para evitar as diferenças decorrentes do dimorfismo sexual e também porque essas eram mais numerosas do que os machos.

A matriz Q, composta pelo valor médio de cada atributo para cada espécie, está apresentada no Anexo 3.

Tabela 2. Atributos morfológicos relacionados a uso do hábitat e táticas alimentares, baseados nos estudos de GATZ (1979a), MAHON (1984), WATSON & BALON (1984) e BLAKE (1983) *apud* OHLBERGER *et al.* (2006). Medidas de acordo com WINEMILLER (1991) e CASATTI & CASTRO (2006).

Atributos	Código	Cálculo	Significado ecológico
Uso de hábitat			
Índice de compressão do corpo	IC	Altura máxima do corpo dividida por sua largura máxima.	Altos valores indicam peixes comprimidos lateralmente, esperado em peixes ocupantes de hábitats de águas lentas (WATSON & BALON, 1984).
Altura relativa	AR	Altura máxima do corpo dividida pelo comprimento padrão.	É assumida como sendo inversamente relacionada à velocidade do hábitat (NIKOLSKI, 1933 <i>Apud</i> WATSON & BALON, 1984), valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas. Está diretamente relacionada com a capacidade de realizar giros verticais (GATZ, 1979a).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	CRP	Comprimento do pedúnculo caudal dividido pelo comprimento padrão.	Peixes com longos pedúnculos caudais são assumidos como sendo bons nadadores, habitantes de águas turbulentas (WATSON & BALON, 1984).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	CPC	Altura do pedúnculo caudal dividido pela largura do pedúnculo caudal.	Pedúnculos caudais comprimidos indica hábito de nadar lentamente (WATSON & BALON, 1984).

Cont.

Cont. tab. 2

Índice de achatamento ventral	IAV	Altura da linha média máxima dividida pela altura máxima do corpo.	Baixos valores estariam associados a vida em águas rápidas por assegurar a manutenção da posição espacial sem grandes esforços (HORA, 1930).
Área relativa da nadadeira peitoral	ARP	Área da nadadeira peitoral dividida pela área do corpo.	Valores altos indicam nadadores lentos que usam as nadadeiras peitorais pra se manterem na coluna d'água e para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as usam para desviar as correntes para acima e deste modo mantendo-se junto ao substrato (WATSON & BALON, 1984).
Relação do aspecto da nadadeira peitoral	RAP	Comprimento máximo da nadadeira peitoral dividido por sua largura máxima.	Altos valores indicam uma nadadeira peitoral longa e estreita, esperada entre peixes que nadam ativamente (WATSON & BALON, 1984).
Posição relativa dos olhos	PRO	Altura da linha média do olho dividida pela altura da cabeça.	Peixes bênticos possuem olhos localizados dorsalmente, enquanto peixes nectônicos possuem olhos localizados lateralmente (WATSON & BALON, 1984).
Coefficiente de finura	CF	Comprimento padrão dividido pela raiz da altura máxima do corpo multiplicada pela largura máxima do corpo.	Avalia a influência da forma do corpo sobre a capacidade de nado (BLAKE, 1983 <i>apud</i> OHLBERGER <i>et al.</i> , 2006). Valores de 2 a 6 indicam arraste reduzido; a relação ótima para o nado eficiente é 4,5 (BLAKE, 1983 <i>apud</i> OHLBERGER <i>et al.</i> , 2006).

Cont.

Cont. tab. 2

Ecologia trófica

Comprimento relativo da cabeça	CRC	Distância da ponta do focinho até a margem do opérculo dividida pelo comprimento padrão.	Peixes com maiores comprimentos relativos de cabeças se alimentam de presas maiores (GATZ, 1979b), característica de espécies predadoras (WATSON & BALON, 1984).
Largura relativa da boca	LRB	Largura da boca dividida pelo comprimento padrão.	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (GATZ, 1979a).
Orientação da boca	OB	Ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o eixo longitudinal do corpo.	Indica local de alimentação da espécie, e, portanto, a posição da espécie na coluna d'água (WATSON & BALON, 1984).

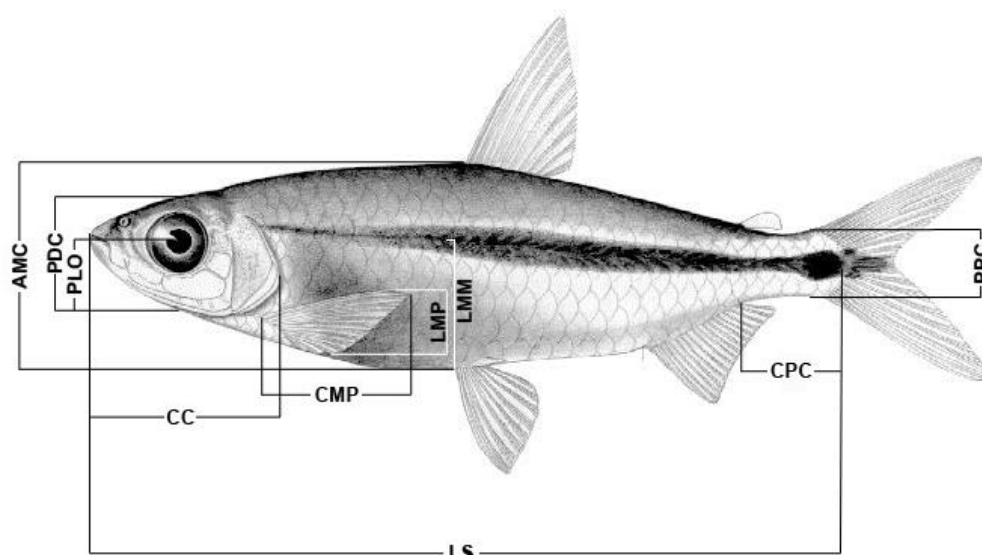


Figura 2. Diagrama esquemático das 10 medidas morfométricas lineares obtidas a partir de cada exemplar (ROA- FUENTES, 2011). AMC: Altura máxima do corpo; CC: Comprimento da cabeça; CMP: Comprimento máximo da nadadeira peitoral; CPC: Comprimento do pedúnculo caudal; LB: Largura da boca; LMC: Largura máxima do corpo; LMM: Linha média máxima; LMP: Largura máxima da nadadeira peitoral; LPC: Largura do pedúnculo caudal; LS: Comprimento padrão; OB: Orientação da boca; PDC: Altura da cabeça; PLO: Altura da linha média do olho; PPC: Altura do pedúnculo caudal (modificado de ROA-FUENTES, 2011).

Tabela 3. Lista de espécies contendo a classificação taxonômica adotada (BUCKUP *et al.*, 2007) e a abreviação utilizada nas análises.

Ordens e Famílias	Espécies e autores	Abreviação
CHARACIFORMES		
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Acelac
Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Lepfri
	<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	Leplac
	<i>Leporinus paranensis</i> Garavello & Britski, 1987	Leppar
	<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	Lepstr
Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Astalt
	<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	Astfas
	<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	Astpar
	<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Astboc
	<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	Hemmar
	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	Hypani
	<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	Hypequ
	<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Knomoe
		Cont.

Cont. Tabela 3

	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i> (Steindachner, 1907)	Moesan
	<i>Oligosarcus pinto</i> Campos, 1945	Olipin
	<i>Piabina argentea</i> Reinhardt, 1867	Piaarg
	<i>Planaltina britskii</i> Menezes, Weitzman & Burns, 2003	Plabri
	<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	Serrhet
	<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	Sernot
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Sermac
	<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837	Sermar
	<i>Serrasalmus spilopleura</i> Kner, 1858	Sersp
Crenuchidae	<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	Chagom
	<i>Characidium</i> aff. <i>lagosantense</i> Travassos, 1947	Chalag
	<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	Chazeb
Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Cypmod
	<i>Cyphocharax vanderi</i> (Britski, 1980)	Cypvan
	<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Steins
Erythrinidae	<i>Erythrinus erythrinus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Eryery
	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Hopmal
Lebiasinidae	<i>Pyrrhulina australis</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	Pyraus
Parodontidae	<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	Apapir
	<i>Parodon nasus</i> Kner, 1858	Parnas
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Prolin
SILURIFORMES		
Callichthyidae	<i>Aspidoras fuscoguttatus</i> Nijssen & Isbrücker, 1976	Aspfus
	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	Calcal
	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Coraen
	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Hoplitt
	<i>Lepthoplosternum pectorale</i> (Boulenger, 1895)	Leppec
Heptapteridae	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Cetihe
	<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911	Impmir
	<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	Impsch
	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964)	Pheten
	<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	Pimava
	<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Rhaque
Loricariidae	<i>Hisonotus francirochai</i> (Ihering, 1928)	Hisfra
	<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	Hypanc
	<i>Hypostomus</i> sp.	Hypsp
GYMNOTIFORMES		
Gymnotidae	<i>Gymnotus sylvius</i> Linnaeus, 1758	Gymcar
	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	Gymina
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1842)	Eigvir
		Cont.

Cont. Tabela 3
PERCIFORMES

Cichlidae	<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	Cicpar
	<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	Crebri
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Geobra
	<i>Laetacara</i> aff. <i>araguaiae</i> (Ottoni & Costa, 2009)	Laeara
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Orenil
	<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	Satpap
	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilren
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	Phahar
	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Poeret
Rivulidae	<i>Rivulus pictus</i> Costa, 1989	Rivpic

3. Análises de dados

Para analisar a relação existente entre os atributos funcionais das espécies e a estrutura do hábitat foi utilizada a análise de ordenação RLQ (DOLÉDEC *et al.*, 1996), que liga os atributos das espécies diretamente a características ambientais, detectando o conjunto de atributos das espécies que são sensíveis as mudanças no hábitat decorrente de alterações no uso da terra (HAUSNER *et al.*, 2003).

Essa técnica multivariada é baseada na ordenação conjunta de três matrizes: abundância de espécies (matriz L), características do hábitat (matriz R) e atributos funcionais das espécies (matriz Q) (DOLÉDEC *et al.*, 1996). A matriz L, que atuou como elo entre as matrizes R e Q, é a matriz de abundância das espécies transformada (raiz quarta) para diminuir a discrepância entre espécies abundantes e raras. A matriz R é formada pelas dez variáveis físicas do hábitat padronizadas e a matriz Q é composta pelos 12 atributos funcionais das espécies relacionados ao uso do hábitat e ecologia trófica também padronizados. As matrizes R e Q foram padronizadas (média 0, desvio padrão 1) para igualar as escalas (MELO & HEPP, 2008).

O primeiro passo, antes da análise de ordenação RLQ, é a realização das análises de ordenação separadas para cada matriz para posterior comparação com a análise utilizando todas as matrizes de forma conjunta (VALLET *et al.*, 2010). A matriz de abundância (L) foi ordenada por meio de uma análise de correspondência (CA). A matriz R foi ordenada por meio de uma análise de componentes principais (PCA), tendo os escores dos locais obtidos na CA como peso. A matriz Q foi ordenada por meio da

análise de coordenadas principais (PCoA) a partir de uma matriz de distância euclidiana, e os escores das espécies obtidos na CA foram usados como peso.

Após a ordenação das três matrizes separadamente, foi feita a ordenação conjunta das três matrizes (RLQ) com base nos escores da ordenação da matriz L. A análise RLQ baseada na CA da matriz de abundância permite que os novos escores para locais e espécies obtidos pela RLQ tenham covariância máxima (DOLÉDEC *et al.*, 1996). Dessa forma, a análise RLQ, que combina os resultados dessas três análises separadas tendo as coordenadas da CA (matriz L) como ligação entre as matrizes R e Q (HAUSNER *et al.*, 2003), seleciona os eixos de ordenação que maximizam a covariância entre as combinações lineares de R e Q (DOLÉDEC *et al.*, 1996).

A significância estatística da associação entre os atributos funcionais e as variáveis ambientais na análise RLQ foi testada por meio de um teste de permutação em que as espécies e as unidades amostrais são permutadas em matrizes R e Q simuladas (modelo nulo 5 em DRAY & LEGENDRE, 2008). A hipótese testada por esse modelo nulo é de que a distribuição das espécies entre os locais não está relacionada com a condição estrutural dos riachos e nem com os atributos funcionais das espécies. Também foi realizado o teste do modelo nulo 2 (DRAY & LEGENDRE, 2008), em que são permutadas as unidades amostrais na matriz R, e testado a hipótese de que a composição de espécies nos riachos é ao acaso, independente das características dos riachos. O terceiro modelo testado foi o modelo nulo 4, em que são permutadas as espécies da matriz Q (DRAY & LEGENDRE, 2008). Nesse modelo nulo, a hipótese testada é que as espécies são distribuídas nos riachos de acordo com suas preferências por condições locais, independente dos atributos funcionais exibidos.

As análises foram realizadas no software R (R Development Core Team 2009), utilizando o pacote ade4 (DRAY & DUFOUR, 2007). Os scripts e funções são encontrados em detalhes no material suplementar de VALLET *et al.* (2010). Como a análise RLQ descreve apenas parte da estrutura representada nas ordenações separadas das matrizes R, L e Q, a proporção da variância explicada pela análise RLQ foi comparada com o resultado das análises separadas das matrizes R e Q.

De acordo com VALLET *et al.* (2010), foi determinada a correlação das coordenadas dos pontos no eixo 1 da RLQ com os valores das variáveis ambientais nos respectivos pontos por meio de análises de correlação de Pearson. Essa análise permitiu identificar se há um gradiente ambiental representado no primeiro eixo da análise RLQ. Nesta análise, foi utilizado o programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004).

Para determinar se os atributos funcionais estão relacionadas com a estrutura do hábitat foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre os escores das espécies no primeiro eixo da RLQ e os valores originais dos atributos funcionais (VALLET *et al.*, 2010). Os resultados dessa análise permitiram identificar quais atributos funcionais são responsáveis pela distribuição observada das espécies de acordo com a estrutura do hábitat. Esta análise foi conduzida no programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., 2004).

4. Resultados

O primeiro eixo da análise RLQ extraiu 84,4% da variação total das análises, e foi considerado suficiente para representar a correlação entre atributos funcionais das espécies e a estrutura do hábitat.

A correlação entre RLQ e as ordenações separadas das matrizes R e Q indicou que o primeiro eixo da análise RLQ representou 94,9% da variabilidade explicada pelo primeiro eixo da análise das variáveis estruturais separada (PCA), e 78,6% da variabilidade explicada pelo primeiro eixo da análise dos atributos funcionais separada (PCoA). Esse resultado mostra que o gradiente de estrutura do hábitat representado pelo eixo 1 da RLQ é muito próximo do gradiente descrito pelas análises separadas, assim como a ordenação das espécies no espaço de atributos funcionais.

O primeiro eixo da RLQ foi negativamente correlacionado com a proporção de areia no substrato dos riachos e a proporção de gramíneas nas margens, e positivamente correlacionado com os demais descritores, exceto proporção de rocha no substrato, que não se correlacionou significativamente com esse eixo (Figura 3). Tendo em vista os resultados dessa correlação, pode-se assumir que o primeiro eixo da RLQ revela a existência de um gradiente de estrutura do hábitat que tem, em um extremo, riachos com maior quantidade de gramíneas nas margens e leito arenoso, e, no outro extremo, riachos com arbustos e árvores nas margens, substrato mais estável (cascalho, seixos, pedras) e troncos e galhos no canal.

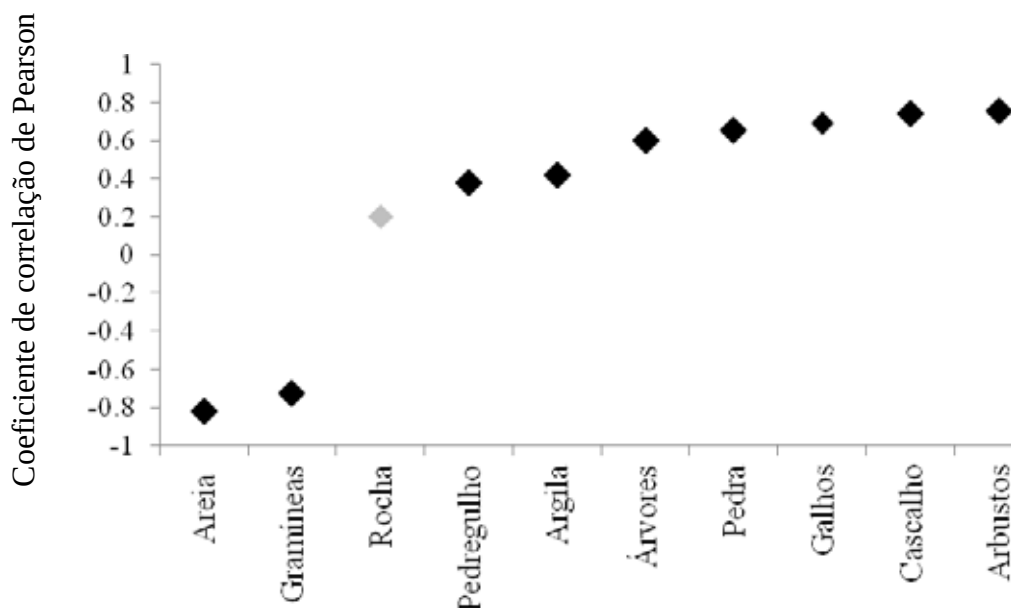


Figura 3. Coeficiente de correlação de Pearson entre os escores dos riachos no primeiro eixo da análise RLQ e os valores originais dos descritores ambientais. Todas as correlações foram significativas, exceto com proporção de rocha no substrato (símbolo cinza).

A relação entre as variáveis estruturais do hábitat e os atributos funcionais foi significativa (modelos nulos 2, 4 e 5: $p < 0,05$). Esse resultado indica que a composição de espécies dos riachos é dependente das características físicas desses locais (modelo nulo 2: $p = 0,001$), com as espécies distribuídas entre os riachos de acordo com os atributos funcionais que possuem (modelo nulo 4: $p = 0,04$). A distribuição das espécies nos riachos depende dos atributos funcionais exibidos pelas espécies e/ou da estrutura física do hábitat (modelo nulo 5: $p = 0,001$). Os atributos funcionais índice de compressão (IC), comprimento relativo do pedúnculo caudal (CRP), índice de achatamento ventral (IAV), área relativa da nadadeira peitoral (ARP), relação do aspecto da nadadeira peitoral (RAP), posição relativa do olho (PRO), largura relativa da boca (LRB), orientação da boca (OB) e coeficiente de finura (CF) foram significativamente associados com o primeiro eixo da análise RLQ ($p < 0,05$) (Figura 4 e 5). Riachos com maior quantidade de gramíneas e leito arenoso foram relacionados a espécies de corpo comprimido, achatado ventralmente, nadadeiras peitorais longas e estreitas, boca em posição terminal e corpo com *display* hidrodinâmico. Por outro lado, os riachos com maior quantidade de arbustos e árvores nas margens, substrato mais estável e troncos e galhos no canal são associados com espécies que possuem

pedúnculos caudais compridos, grandes nadadeiras peitorais, olhos localizados dorsalmente e bocas relativamente largas.

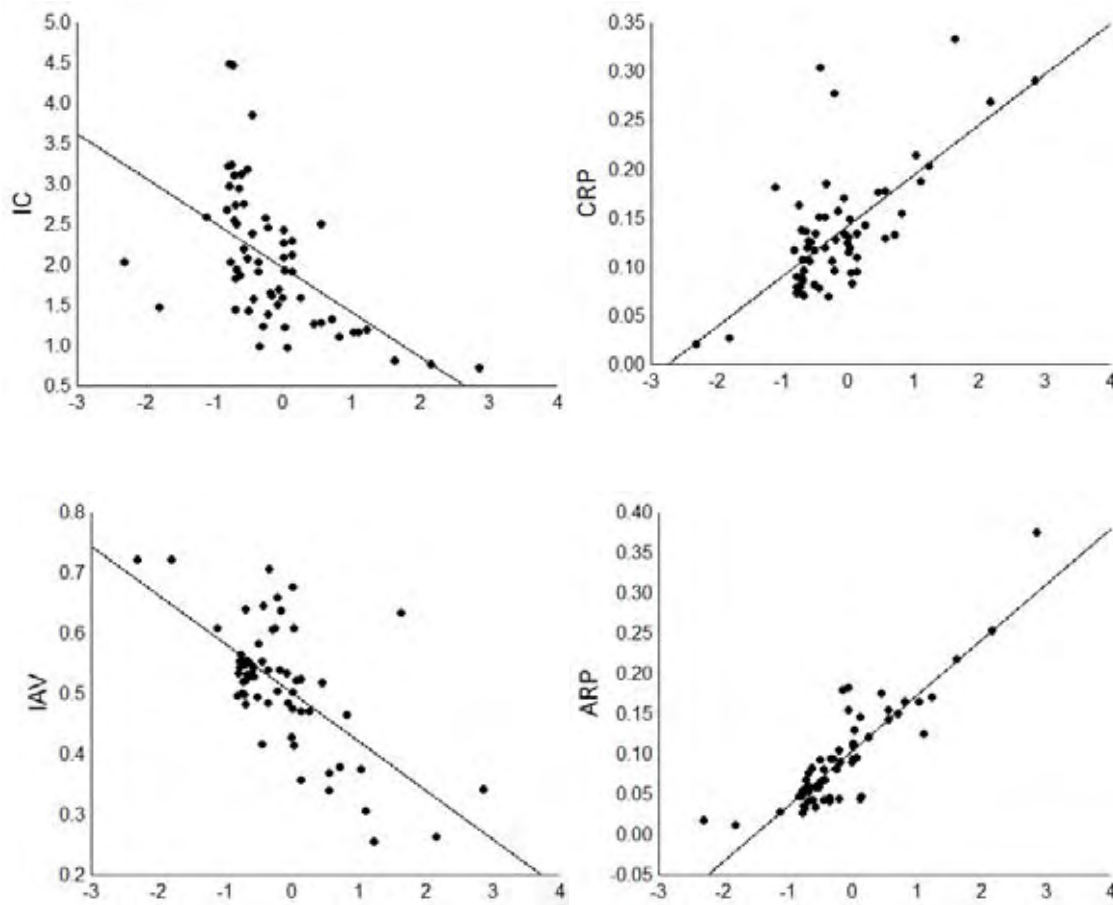


Figura 4. Atributos funcionais significativamente associados com o primeiro eixo da RLQ. Para cada gráfico, a direita no eixo X estão os riachos com maior quantidade de gramíneas e leito arenoso e a esquerda os riachos com maior quantidade de arbustos e árvores nas margens, substrato mais estável (cascalho, seixos, pedras) e troncos e galhos no canal . IC: índice de compressão; CPR: comprimento relativo do pedúnculo caudal; IAV: índice de achatamento ventral; ARP: área relativa da nadadeira peitoral.

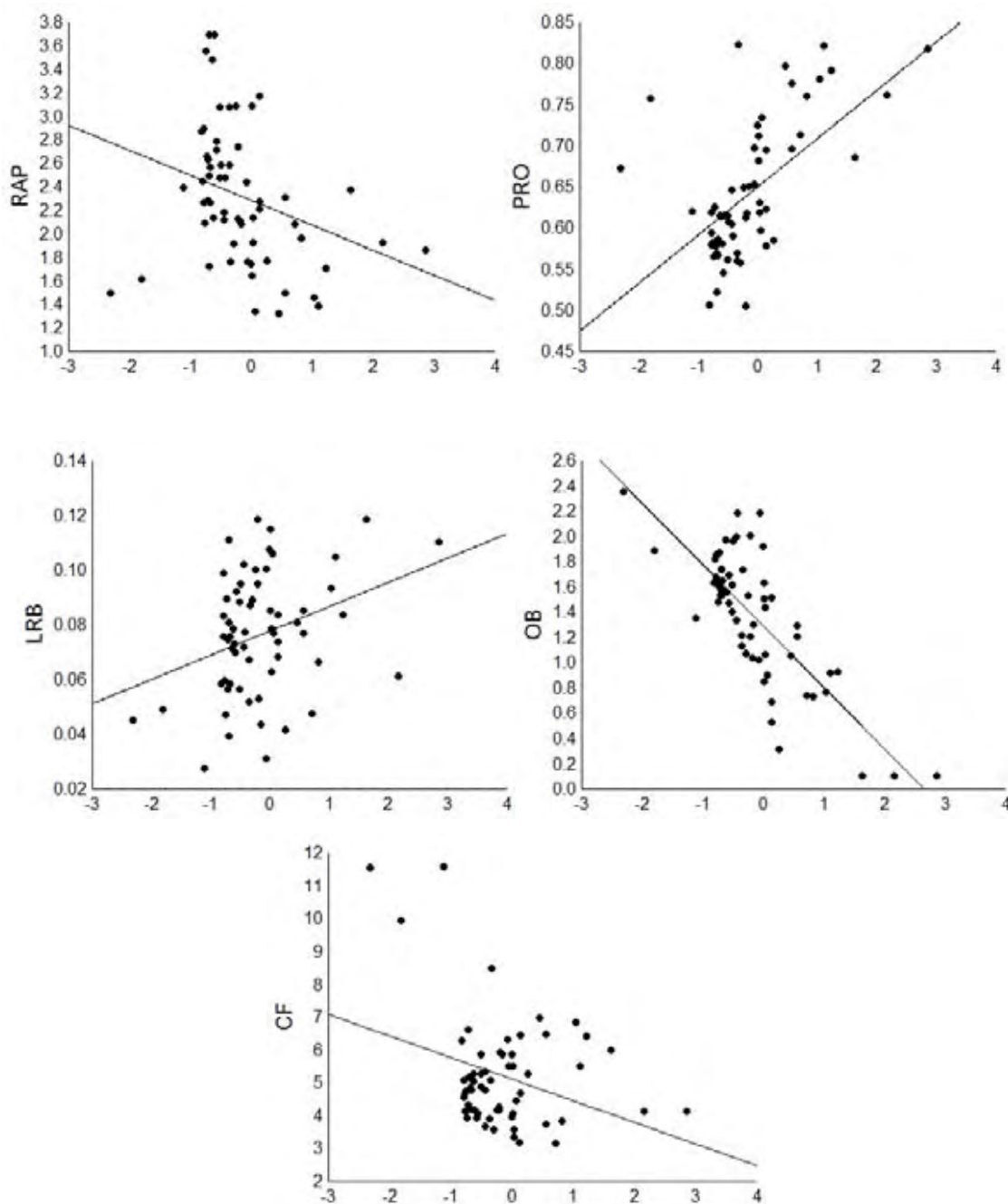


Figura 5. Atributos funcionais significativamente associados com o primeiro eixo da RLQ. Para cada gráfico, a direita no eixo X estão os riachos com maior quantidade de gramíneas e leito arenoso e a esquerda os riachos com maior quantidade de arbustos e árvores nas margens, substrato mais estável (cascalho, seixos, pedras) e troncos e galhos no canal. RAP: relação do aspecto da nadadeira peitoral; PRO: posição relativa dos olhos; LRB: largura relativa da boca; OB: orientação da boca; CF: coeficiente de finura.

A distribuição das espécies ao longo do gradiente de estrutura do habitat (posição média e o desvio padrão das espécies no gradiente ambiental) está representada na Figura 6. A maior parte das espécies distribuem-se amplamente ao longo do gradiente de estrutura do habitat (Figura 6), com poucas espécies em cada extremo.

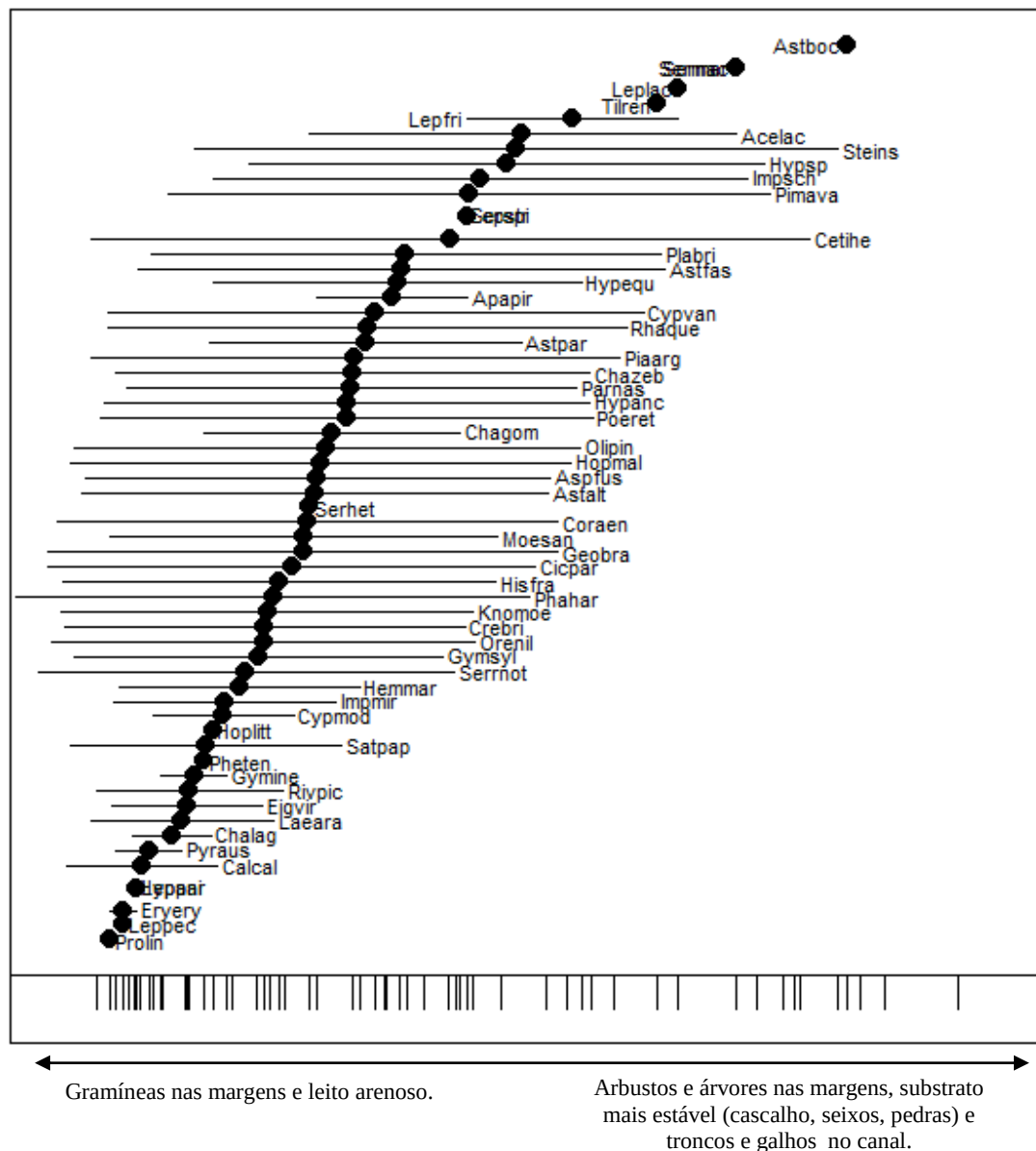


Figura 6. Posição média da ocorrência das espécies ao longo do gradiente de estrutura do habitat (círculos escuros). As barras horizontais indicam o desvio padrão da posição média das espécies. As barras verticais na base do gráfico representam a posição de cada riacho ao longo do gradiente de estrutura do habitat (eixo 1 da RLQ). Abreviação das espécies na Tabela 2.

5. Discussão

5.1. – *Relação características físicas do hábitat vs. atributos funcionais*

O primeiro eixo de ordenação da análise RLQ explicou a maior parte da variação dos dados ambientais e funcionais das espécies, indicando a existência de um forte gradiente ambiental estruturando a composição funcional da ictiofauna nesses riachos. Essa forte relação também foi encontrada por RIBERA *et al.* (2001) em seu trabalho com besouros.

A distribuição das espécies ao longo do gradiente de estrutura do hábitat revelou diferentes combinações de atributos funcionais exibidos pelas espécies que compõe as comunidades de acordo com a posição do riacho nesse gradiente. Assim, as espécies mais prováveis de serem encontradas em riachos com arbustos e árvores nas margens, substrato mais estável (cascalho, seixos, pedras) e troncos e galhos no canal tiveram diferentes combinações de atributos funcionais em relação as espécies mais prováveis de serem encontradas em riachos com grande quantidade de gramíneas nas margens e leito arenoso. Esses atributos foram principalmente relacionadas a velocidade da corrente no riacho, posição ocupada pela espécie na coluna d'água e tamanho relativo da presa. A importância dessas variáveis estruturais do hábitat na segregação das espécies no espaço funcional também foi encontrada por LEAL *et al.* (2011).

A partir da constatação da existência de ligações consistentes entre atributos funcionais e ambiente, é possível fazer previsões acerca da distribuição das espécies ao longo de um gradiente ambiental (DÍAZ *et al.*, 1998). A correlação entre os atributos morfológicos das espécies de peixes e o gradiente de estrutura do hábitat (representado pelo eixo 1 da RLQ) mostrou que nove dos 12 atributos funcionais testados estão relacionados com a condição estrutural do hábitat. Assim, essa correlação identificou uma combinação de características funcionais das espécies de peixes que são sensíveis ao gradiente estrutural, com potencial para tornarem-se indicadoras da vulnerabilidade das espécies ao estado de conservação física dos riachos.

Embora amplamente distribuídas ao longo do gradiente em questão, as espécies de peixes não estão distribuídas aleatoriamente nas comunidades de riachos ao longo do gradiente de estrutura do hábitat. As condições ambientais apresentadas favorecem algumas espécies em detrimento de outras, e isso por sua vez está relacionado as características funcionais que estas espécies exibem. Por exemplo, espécies com grandes nadadeiras peitorais e olhos em posição dorsal são mais prováveis de serem

encontradas em riachos com maior qualidade estrutural devido a suas exigências quanto a complexidade estrutural do substrato sobre o qual vivem (CASATTI & CASTRO, 2006). Nesse sentido, a ausência de espécies com essa combinação de atributos funcionais pode indicar pouca qualidade estrutural do hábitat de riachos. Por outro lado, espécies que vivem nas margens dos riachos ocupadas por gramíneas (típicas de riachos com pouca qualidade estrutural) apresentam corpo comprimido lateralmente, com boca terminal e olhos localizados lateralmente. A primeira característica é típica de habitantes de águas lentas (WATSON & BALON, 1984), e as demais características indicam local de vida como sendo a coluna d'água (WATSON & BALON, 1984).

A relação encontrada entre distribuição de espécies ao longo de um gradiente ambiental e os atributos funcionais das espécies, tal como encontrada pelo presente estudo, é corroborada por diversos estudos. Por exemplo, VALLET *et al.* (2010) registraram mudanças significativas na composição de espécies de plantas em florestas refletindo as condições do hábitat em um gradiente urbano-rural, e determinou as características funcionais relacionadas a resposta das espécies às mudanças ambientais que acompanham processos de urbanização. PEASE *et al.* (2012), encontraram que a estrutura física dos riachos, tais como número de corredeiras, profundidade e porcentagem de cobertura de dossel estavam fortemente associados a estrutura funcional de comunidades de peixes. Atributos funcionais das espécies de pássaros também mostraram-se fortemente relacionados ao gradiente de degradação ambiental nas comunidades estudadas por HAUSNER *et al.* (2003), o mesmo padrão sendo encontrado nas comunidades de besouros estudadas por RIBERA *et al.* (2001).

A relação existente entre atributos funcionais e condição estrutural do hábitat sugerem a atuação de filtros ambientais na estruturação das comunidades, determinando a ocorrência de tipos funcionais e, portanto, as espécies presentes nessas comunidades. Assim, o ambiente atua como um filtro, removendo as espécies que não possuem atributos que possibilitem sua persistência sob um conjunto particular de condições, e as comunidades são compostas pelas espécies do pool regional que são capazes de sobreviver ao filtro em questão (KEDDY, 1992).

De acordo com essa definição, a estrutura física apresentada por um riacho pode ser considerada como um filtro ambiental, impondo barreiras ao pool regional de espécies que potencialmente ocuparia esses hábitats, e restringindo essas comunidades a espécies capazes de sobreviver ao filtro ambiental imposto.

Segundo HAHEL (2002), alterações no hábitat podem causar o declínio de populações de muitas espécies que não toleram as novas condições apresentadas, sendo substituídas por um pequeno número de espécies tolerantes. Esse processo, chamado de homogeneização biótica, tem como consequência, comunidades tornando-se similares ao longo do tempo, com a continuação e/ou manutenção da interferência humana (HAHEL, 2002; CARPENTER *et al.*, 2011). Nos riachos analisados, as espécies exibem diferentes combinações de atributos funcionais, entretanto, distribuem-se por grande parte dos riachos. Assim sendo, embora os riachos estudados possuam um gradiente de estrutura do hábitat, a fauna já se apresenta em processo de homogeneização, sendo representada principalmente por espécies generalistas quanto ao uso do hábitat, uma vez que habitam riachos com diferentes condições estruturais.

5.2. – *Mudança nos atributos funcionais de peixes de acordo com o gradiente de estrutura do hábitat*

Em geral, as comunidades de peixes de riachos considerados com boa qualidade de hábitat são representadas principalmente por espécies intolerantes à hipóxia, que habitam preferencialmente o fundo dos riachos, com hábito alimentar insetívoro e preferência por correntes de alta e média velocidades (CASATTI *et al.*, 2012). Nas comunidades amostradas, as características que relacionam-se a riachos em bom estado de conservação são grande comprimento relativo do pedúnculo caudal, que faz dessas espécies bons nadadores em águas turbulentas (WATSON & BALON, 1984); nadadeiras peitorais com grandes áreas relativas, que auxiliam essas espécies a manterem-se sobre o substrato em habitats de águas rápidas (WATSON & BALON, 1984); olhos em posição dorsal, comuns em peixes bênticos (WATSON & BALON, 1984), e grande largura relativa da boca, que indica alimentação de presas relativamente grandes (GATZ, 1979a).

Por outro lado, as comunidades de peixes de riachos com pouca qualidade de hábitat são compostas principalmente por espécies detritívoras, tolerantes, de pequeno tamanho, os quais vivem na coluna d'água, e com preferência por riachos com correntes de baixas velocidades (CASATTI *et al.*, 2012). Os principais atributos relacionados a ambientes deste tipo foram corpo comprimido, esperado em peixes ocupantes de habitats de águas lentas (WATSON & BALON, 1984); boca em posição terminal ou superior, indicando que os indivíduos se alimentam na coluna d'água (WATSON &

BALON, 1984); altos índices de achatamento ventral, que se espera estarem associados à vida em água lentas (HORA, 1930); e relação aspecto da nadadeira peitoral indicando nadadeiras longas e estreitas, eficazes para o nado ativo (WATSON & BALON, 1984).

Riachos que demonstram grau intermediário de modificação estrutural são caracterizados por abrigar resquícios da fauna original, ao mesmo tempo que favorecem a ocorrência de espécies tolerantes e exóticas (TERESA & CASATTI, 2010; CASATTI *et al.*, 2012). Embora apresentem um gradiente de estrutura de hábitat que reflete o grau de conservação, os riachos analisados no presente estudo encontram-se em estado intermediário de degradação segundo a proposta de CASATTI *et al.* (2012). A continuidade dos eventos que promovem essa já observada degradação pode levar a uma progressiva perda de qualidade de hábitat, resultando em faunas pouco diversificadas, compostas predominantemente por espécies com combinações de atributos funcionais que permitem a vida em locais onde os filtros ambientais são mais restritivos (TERESA & CASATTI, 2012).

6. Conclusão

O estudo encontrou forte correlação entre atributos funcionais de peixes de riachos e gradiente de estrutura do hábitat. Os resultados identificaram ainda atributos funcionais das espécies de peixes de riachos que podem ajudar a determinar a vulnerabilidade dessas espécies as mudanças na estrutura física do hábitat decorrentes de ações antrópicas. A estrutura do hábitat atua como filtro ambiental, restringindo as espécies capazes de ocupar riachos com diferentes condições estruturais, sendo responsáveis pela composição de espécies observada nos riachos estruturalmente diferentes.

As características funcionais testadas mostraram ser indicadoras da influência da condição estrutural do hábitat sobre a ictiofauna, mostrando que a estrutura das comunidades de peixes de riachos está sob influência direta deste fator. As características relacionadas a velocidade da corrente, posição ocupada na coluna d'água e capacidade natatória foram as que mais se relacionaram ao gradiente de estrutura do hábitat. O conhecimento das características funcionais influenciadas pela estrutura do hábitat possui potencial preditivo para avaliar a vulnerabilidade das espécies à diminuição da qualidade física do hábitat.

7. Referências bibliográficas

- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V.M.F., Val, A.L., Torres, R.A., Jimenes-Segura, L.F., Giarrizzo, T., Fabré, N.N., Batista, V.S., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., Corrêa, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: 2118-2176.
- Beaumord, A.C. & Petrere Jr., M. (1994). Comunidades de pees del rio Manso, Chapada dos Guimarães, MT, Brasil. *Acta Biologica Venezuelica*, 15(2): 21-35.
- Bojsen, B.H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47(11): 2246-2260.
- Buckup, P.A., Menezes, N.A. & Ghazzi, M.S. 2007. *Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil*. Série Livros, Museu Nacional do Rio de Janeiro.
- Carpenter, S.R., Stanley, E.H., & Zanden, M.J.V. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, 36:75-99.
- Casatti, L. & Castro, R.M.C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- 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.
- Casatti, L., Teresa, F.B., Gonçalves-Souza, T., Bessa, E., Manzotti, A.R., Gonçalves, C. S. & Zeni, J. O. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 205-214.
- Díaz, S., Cabido, M. & Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science*, 9: 113-122.
- Dolédec, S., Chessel D., Ter Braak, C.F.J. & Champley, S. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3: 143-166.
- Dray, S. & Dufour, A.B. 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22: 1-20.

- Dray, S. & Legendre, P. 2008. Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. *Ecology*, 89: 3400-3412.
- Gatz Jr., A.J. 1979a. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- Gatz Jr., A.J. 1979b. Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology*, 60(4): 711-718.
- Gatz Jr., A.J. 1981. Morphologically inferred niche differentiation in stream fishes. *American Midland Naturalist*, 106(1): 10-21.
- Goldstein, R.M. & Meador, M.R. 2005. Multilevel assessment of fish species traits to evaluate hábitat degradation in streams of the Upper Midwest. *North American Journal of Fisheries Management*, 25:180-194.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- 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.
- Hahel, F.J. 2002. *Homogenization of freshwater faunas. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33: 291-315.
- Hausner, V.H., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2003. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: Birds in northern coastal birch forests. *Ecological Applications*, 13(4): 999-1012.
- Higgins, C.L. 2010. Patterns of functional and taxonomic organization of stream fishes: inferences based on α , β , and γ diversities. *Ecography*, 33: 678-687.
- Hora, S.L. 1930. Ecology, bionomics and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 28: 171-282.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3(2): 157-164.
- Lamourox, N., Poff, N.L., & Angermeier, P.L. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83(7): 1792-1807.
- Leal, C.G., Junqueira, N.T. & Pompeu, P.S. 2011. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 90: 143-157.

- Mahon, R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350.
- Melo, A.S. & Hepp, L.U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. *Oecologia Brasiliensis*, 12(3): 463-486.
- Monbeig, P. 1998. Pioneiros e fazendeiros de São Paulo. São Paulo, Hucitec, 392p.
- Ohlberger, J., Staaks, G. & Hölker, V. 2006. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, 176: 17-25.
- Paese, A.A., Gonzalez-Días, A.A., Rodiles-Hernández, R. & Winemiller, K. 2012. Functional diversity and trait-environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. *Freshwater Biology*, 57: 1060-1075.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufort, A., Gachet, S. & Daniel, H. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118: 391-402.
- Peres-Neto, P.R. 1999. Alguns métodos e estudos em ecomorfologia de peixes de riachos. pp 209-236. In.: Caramaschi, E.P., Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds). *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Poff, N.L. & Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606-627.
- Pusey, B.J. & Arthington, A.H. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Áustria.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I.S. & Foster, G.N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, 82(4): 1112-1129.
- Roa-Fuentes, C.A. 2011. Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos: comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, UNESP, 112p.
- Silva, A.M., Nalon, M.A., Kronka, F.J.N., Álvares, C.A., Camargo, P.B. & Martinelli, L.A. 2007. Historical land-cover/ use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, 64: 325-335.

- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com.
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., & Horwitz, R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(39): 14132-14137.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2010. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 444-453.
- Teresa, F.B. & Casatti, L. 2012. Influence of Forest cover and mesohabitats types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(3): 433-442.
- Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-27.
- Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Rozé, F. & Pavoine, S. 2010. Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Applied Vegetation Science*, 13(4): 412-424.
- Watson, D.J. & Balon, E.K. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams on northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61: 343-365.

Anexos

Anexo 1. Matriz L – Abundância de espécies de peixes em 91 riachos amostrados. Abreviação utilizada disponível na tabela 3.

	Acelac	Apapir	Aspfus	Astalt	Astfas	Astpar	Astsp	Calcal	Cetihe	Chagom	Chalag	Chazeb	Cicpar	Coraen	Crebri	Cypmod
R1	0	0	3	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	21	4	0
R2	0	0	35	24	0	0	0	0	0	0	0	1	6	11	0	0
R3	0	0	1	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
R4	0	0	0	25	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R5	0	0	0	7	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R6	0	0	0	47	14	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
R7	0	0	7	58	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	4	0
R8	0	0	0	12	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0
R9	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
R10	0	0	0	44	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0
R11	1	0	0	42	2	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0
R12	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R13	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	2	1	14	3	8
R14	0	0	23	11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
R15	0	0	17	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R16	0	0	1	80	9	0	0	0	2	0	0	22	1	0	0	0
R17	0	0	7	22	21	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
R18	0	0	0	60	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R19	0	0	46	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R20	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	3	0
R21	0	0	8	12	23	0	0	0	0	0	0	5	5	2	1	0
R22	0	0	42	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R23	0	0	35	92	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
R24	0	0	18	81	0	0	0	0	0	0	0	0	5	15	11	0
																Cont.

[illegible]

81

[illegible]

Continuação anexo 1. Matriz L – Abundância de espécies de peixes em 91 riachos amostrados.

[illegible]

[illegible]

38

[illegible]

84

[illegible]

58

Cont. Anexo 1

R85	0	0	0	18	4	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
R86	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
R87	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R88	1	0	0	31	5	0	0	1	0	0	0	5	1	0	0	0	0
R89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
R90	0	0	0	49	5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
R91	0	0	0	5	13	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Continuação anexo 1. Matriz L – Abundância de espécies de peixes em 91 riachos amostrados.

	Knomoe	Laeara	Lepfri	Leplac	Leppar	Leppec	Lepstr	Moesan	Olipin	Orenil	Parnas	Phahar	Pheten	Piaarg	Pimava	Plabri	
R1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	12	0	0	0
R2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	31	0	0	0	0	0	0
R3	0	0	0	0	0	0	0	0	69	0	0	0	0	0	0	0	0
R4	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
R5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R6	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	7	0	1	0
R7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
R8	0	0	0	0	1	0	0	14	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R9	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R10	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	21	0	0	0
R11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	10	2	0
R12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
R13	0	0	0	0	0	0	0	5	18	0	0	0	0	15	0	0	0
R14	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0

Cont.

[illegible]

87

[illegible]

Continuação anexo 1. Matriz L – Abundância de espécies de peixes em 91 riachos amostrados.

	Poeret	Prolin	Pyraus	Rhaque	Rivpic	Satpap	Serhet	Sermar	Sernot	Serspí	Steins	Tilren
R1	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0
R2	198	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R5	2	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
R6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R7	1	0	0	2	0	0	0	0	17	0	0	0
R8	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
R10	8	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
R11	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	13	0
R12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R13	6	0	0	2	0	0	0	0	16	0	2	0
R14	66	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R15	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
R16	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	3	0
R17	5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
R18	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R20	0	0	0	0	0	0	0	0	98	0	0	0
R21	26	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	8
R22	42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R23	16	0	0	1	0	17	0	0	0	0	0	0
Cont.												

Cont. Anexo 1

R24	10	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	0
R25	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R26	0	0	6	0	0	6	0	0	0	0	0	49	0	0	0	0
R27	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R29	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R30	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R31	8	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	95	0	0	0	0
R32	819	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0
R33	97	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R34	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
R35	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
R36	52	0	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R37	4	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
R38	433	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R39	5	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0
R40	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R41	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R42	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R43	48	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	0	0
R44	299	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0	0	0
R45	5	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
R46	2	0	0	0	0	4	0	3	0	0	0	12	0	0	0	0
R47	23	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R48	103	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0

Cont.

[illegible]

92

Cont. Anexo 1

R76	8	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
R77	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R78	77	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R79	27	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R80	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
R81	81	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R82	28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
R83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R84	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
R85	350	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R87	62	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R88	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R89	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R90	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R91	377	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0

Anexo 2. Matriz R - Variáveis do habitat obtidas em cada riacho: proporção do leito ocupado por argila, areia, cascalho, pedra, pedregulho, rocha; proporção da porção interna ocupada por troncos e galhos; proporção da margem ocupada por gramíneas; proporção de árvores e de arbustos em uma faixa de 10 m na zona ripária.

Riachos/ Variáveis	Troncos e									
	Argila	Areia	Cascalho	Pedra	Pedregulho	Rocha	galhos	Gramíneas	Árvores	Arbustos
R1	0	95	5	0	0	0	5	10	5	30
R2	0	80	0	15	0	5	0	40	0	0
R3	85	15	0	0	0	0	50	0	65	35
R4	70	30	0	0	0	0	60	5	70	30
R5	0	95	5	0	0	0	40	0	60	40
R6	0	95	5	0	0	0	40	0	60	40
R7	0	70	20	10	0	0	35	0	60	40
R8	0	100	0	0	0	0	0	60	0	0
R9	0	95	5	0	0	0	0	0	0	70
R10	5	70	10	10	5	0	10	0	30	50
R11	0	80	10	10	0	0	40	0	20	50
R12	65	20	10	5	0	0	0	0	20	40
R13	0	100	0	0	0	0	0	60	0	0
R14	20	80	0	0	0	0	0	0	5	70
R15	15	85	0	0	0	0	0	60	0	0
R16	0	65	20	10	5	0	30	0	5	50
R17	0	70	20	10	0	0	30	0	5	50
R18	0	100	0	0	0	0	0	0	0	5
R19	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0
R20	0	100	0	0	0	0	0	50	0	0
										Cont.

Cont. Anexo 2

R21	15	65	15	5	0	0	30	0	0	0	5	25
R22	0	90	10	0	0	0	0	0	0	0	0	25
R23	0	100	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0
R24	0	100	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0
R25	15	80	5	0	0	0	0	0	0	0	0	25
R26	5	95	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R27	0	100	0	0	0	0	25	0	0	5	10	10
R28	0	100	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R29	5	95	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
R30	0	100	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0
R31	0	100	0	0	0	0	0	0	70	0	0	10
R32	0	100	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0
R33	5	95	0	0	0	0	30	0	0	5	15	15
R34	0	100	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0
R35	5	95	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R36	5	95	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R37	5	60	0	5	0	0	0	30	0	50	30	30
R38	0	100	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0
R39	0	100	0	0	0	0	0	0	75	5	60	60
R40	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	40	40
R41	5	95	0	0	0	0	0	0	75	0	0	0
R42	5	75	10	10	0	0	0	0	5	0	40	40
R43	0	100	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R44	5	95	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
R45	5	90	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R46	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cont.												

[illegible]

Cont. Anexo 2

R73	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R74	5	90	5	0	0	0	0	0	20	0	0	30	30	0
R75	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	15	0
R76	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	15	0
R77	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0
R78	10	90	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	10	0
R79	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	10	0
R80	5	65	10	10	0	0	10	0	30	0	0	60	30	0
R81	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	10	0
R82	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R83	0	80	0	0	0	0	20	0	30	0	0	0	20	0
R84	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R85	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
R86	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0
R87	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	20	0
R88	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	0
R89	0	100	0	0	0	0	0	0	20	0	60	0	30	0
R90	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0
R91	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0

Anexo 3. Matriz Q - Média dos 12 atributos funcionais das espécies de peixes presentes nos riachos amostrados. IC: Índice de compressão do corpo; AR: Altura relativa; CRP: Comprimento relativo do pedúnculo caudal; CPC: Índice de compressão do pedúnculo caudal; IAV: Índice de achatamento ventral; ARP: Área relativa da nadadeira peitoral; RAP: Relação do aspecto da nadadeira peitoral; CRC: Comprimento relativo da cabeça; PRO: Posição relativa dos olhos; CF: Coeficiente de finura; LRB: Largura relativa da boca; OB: Orientação da boca.

	IC	AR	CRP	CPC	IAV	ARP	RAP	CRC	PRO	LRB	OB	CF
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1.908	0.216	0.108	1.673	0.522	0.047	2.204	0.300	0.694	0.074	0.684	6.419
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1.646	0.218	0.127	2.235	0.539	0.090	2.105	0.251	0.617	0.053	1.030	5.892
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	1.102	0.276	0.153	2.587	0.465	0.164	1.957	0.263	0.760	0.066	0.731	3.806
<i>Astyanax altiparanae</i>	3.109	0.427	0.126	2.915	0.532	0.042	3.687	0.240	0.580	0.073	1.552	4.142
<i>Astyanax bockmanni</i>	3.103	0.409	0.088	2.936	0.546	0.052	2.623	0.267	0.582	0.075	1.524	4.319
<i>Astyanax fasciatus</i>	2.932	0.340	0.135	4.880	0.527	0.042	3.474	0.262	0.614	0.071	1.557	5.041
<i>Astyanax paranae</i>	2.497	0.331	0.095	2.632	0.554	0.059	2.560	0.279	0.585	0.076	1.641	4.775
<i>Callichthys callichthys</i>	0.969	0.223	0.082	4.089	0.521	0.095	1.332	0.245	0.733	0.077	0.895	4.424
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	1.162	0.158	0.214	4.204	0.374	0.164	1.451	0.254	0.780	0.093	0.761	6.837
<i>Characidium gomesi</i>	1.607	0.217	0.157	2.042	0.636	0.180	2.080	0.255	0.649	0.043	1.293	5.856
<i>Characidium aff. lagosantense</i>	2.027	0.282	0.150	2.384	0.538	0.045	2.581	0.293	0.568	0.051	1.212	5.054
<i>Characidium zebra</i>	1.497	0.195	0.169	4.999	0.533	0.154	2.432	0.246	0.652	0.031	1.015	6.287
<i>Cichlasoma paranaense</i>	2.291	0.476	0.095	4.948	0.355	0.145	2.271	0.343	0.622	0.083	1.513	3.179
<i>Corydoras aeneus</i>	1.322	0.366	0.131	3.153	0.379	0.150	2.079	0.276	0.712	0.047	0.734	3.143
<i>Crenicichla bairdii</i>	1.680	0.237	0.133	3.712	0.483	0.182	1.758	0.337	0.697	0.100	2.184	5.474
<i>Cyphocharax modestus</i>	2.182	0.377	0.105	2.332	0.527	0.034	2.779	0.275	0.545	0.070	1.466	3.919
<i>Cyphocharax vanderi</i>	1.911	0.355	0.119	4.576	0.483	0.041	3.076	0.254	0.559	0.067	1.128	3.895
<i>Eigenmannia virescens</i>	2.580	0.139	0.180	1.683	0.608	0.027	2.390	0.121	0.619	0.027	1.346	11.570
<i>Erythrinus erythrinus</i>	1.434	0.248	0.084	3.136	0.639	0.076	1.715	0.309	0.568	0.111	1.731	4.831
												Cont.

Cont. Anexo 3

<i>Geophagus brasiliensis</i>	2.490	0.425	0.129	3.604	0.338	0.153	2.307	0.327	0.695	0.085	1.290	3.710
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	1.460	0.124	0.027	3.995	0.721	0.011	1.613	0.132	0.757	0.049	1.885	9.917
<i>Gymnotus sylvius</i>	2.020	0.123	0.020	3.308	0.720	0.017	1.489	0.123	0.671	0.045	2.351	11.541
<i>Hemigrammus marginatus</i>	2.724	0.323	0.087	2.437	0.481	0.040	3.686	0.275	0.521	0.081	1.740	5.130
<i>Hisonotus francirochai</i>	0.802	0.151	0.333	1.005	0.632	0.217	2.371	0.245	0.685	0.118	0.100	5.968
<i>Hoplosternum littorale</i>	1.217	0.312	0.093	1.815	0.607	0.109	1.920	0.308	0.596	0.106	1.058	3.539
<i>Hoplias malabaricus</i>	1.581	0.215	0.123	3.275	0.427	0.089	1.742	0.333	0.724	0.107	1.916	5.849
<i>Hypostomus ancistroides</i>	0.760	0.213	0.268	1.596	0.262	0.253	1.916	0.220	0.760	0.061	0.100	4.095
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	2.971	0.343	0.089	2.886	0.553	0.046	2.889	0.289	0.579	0.075	1.674	5.058
<i>Hyphessobrycon eques</i>	3.209	0.396	0.079	2.863	0.532	0.051	2.444	0.299	0.593	0.083	1.815	4.521
<i>Hypostomus</i> sp.	0.707	0.205	0.290	1.575	0.341	0.374	1.861	0.322	0.817	0.110	0.100	4.099
<i>Imparfinis mirini</i>	1.279	0.175	0.177	3.771	0.368	0.142	1.491	0.222	0.775	0.077	1.206	6.463
<i>Imparfinis schubarti</i>	1.254	0.162	0.175	3.848	0.517	0.175	1.320	0.238	0.796	0.081	1.053	6.944
<i>Knodus moenkhausii</i>	2.369	0.289	0.150	3.610	0.553	0.080	2.114	0.228	0.604	0.072	1.333	5.326
<i>Laetacara</i> aff. <i>araguaiae</i>	1.920	0.418	0.119	4.951	0.413	0.128	2.133	0.315	0.618	0.078	1.432	3.313
<i>Leporinus friderici</i>	2.060	0.295	0.081	2.417	0.493	0.063	2.472	0.291	0.561	0.056	1.402	4.877
<i>Leporinus lacustris</i>	1.930	0.334	0.070	2.321	0.530	0.053	2.263	0.283	0.566	0.058	1.532	4.179
<i>Leporinus paranensis</i>	2.021	0.307	0.074	2.626	0.564	0.054	2.083	0.311	0.582	0.059	1.622	4.657
<i>Lepthoplosternum pectorale</i>	1.222	0.312	0.069	2.552	0.605	0.093	1.909	0.280	0.557	0.089	1.063	3.547
<i>Leporinus striatus</i>	1.811	0.262	0.106	2.311	0.521	0.058	2.492	0.245	0.569	0.039	1.552	5.171
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	2.742	0.411	0.124	4.562	0.542	0.058	2.704	0.296	0.614	0.092	1.685	4.036
<i>Oligosarcus pintoi</i>	3.173	0.339	0.116	4.341	0.493	0.058	3.070	0.287	0.615	0.088	1.612	5.258
<i>Oreochromis niloticus</i>	2.253	0.380	0.113	3.804	0.474	0.113	3.082	0.357	0.680	0.085	1.624	3.957
<i>Parodon nasus</i>	1.586	0.240	0.141	3.783	0.470	0.120	1.769	0.225	0.583	0.042	0.311	5.253
<i>Phalloceros harpagos</i>	1.566	0.264	0.304	1.973	0.644	0.066	2.468	0.258	0.590	0.077	2.181	4.755
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0.977	0.119	0.184	1.793	0.705	0.093	1.758	0.237	0.822	0.087	1.730	8.449

Cont.

Cont. Anexo 3

<i>Piabina argentea</i>	2.080	0.264	0.148	3.001	0.502	0.094	1.636	0.244	0.629	0.063	0.844	5.485
<i>Pimelodella avanhandavae</i>	1.187	0.170	0.202	3.392	0.254	0.169	1.702	0.240	0.791	0.083	0.920	6.395
<i>Planaltina britskii</i>	2.531	0.242	0.137	3.644	0.497	0.068	2.275	0.214	0.577	0.056	1.585	6.584
<i>Poecilia reticulata</i>	1.375	0.278	0.276	2.157	0.659	0.104	2.120	0.265	0.611	0.095	2.004	4.227
<i>Prochilodus lineatus</i>	2.457	0.378	0.095	2.548	0.502	0.044	2.737	0.323	0.505	0.118	1.199	4.147
<i>Pyrrhulina australis</i>	1.858	0.261	0.119	2.387	0.549	0.081	2.135	0.267	0.613	0.078	1.967	5.245
<i>Rhamdia quelen</i>	1.159	0.197	0.187	3.652	0.305	0.124	1.384	0.245	0.821	0.105	0.915	5.480
<i>Rivulus pictus</i>	1.420	0.204	0.133	2.520	0.583	0.092	2.576	0.289	0.606	0.095	1.960	5.843
<i>Satanoperca pappaterra</i>	2.417	0.386	0.130	2.474	0.675	0.109	3.079	0.412	0.711	0.115	1.499	4.038
<i>Serrapinnus heterodon</i>	2.665	0.261	0.117	2.642	0.495	0.047	2.867	0.242	0.505	0.058	1.632	6.260
<i>Serrasalmus maculatus</i>	4.479	0.517	0.072	2.322	0.542	0.026	2.259	0.386	0.618	0.099	1.847	4.103
<i>Serrasalmus marginatus</i>	3.849	0.538	0.077	2.382	0.414	0.042	2.173	0.373	0.646	0.102	1.996	3.650
<i>Serrapinnus notomelas</i>	3.230	0.381	0.163	5.277	0.498	0.035	3.551	0.227	0.565	0.047	1.475	4.719
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	4.463	0.540	0.079	2.393	0.518	0.031	2.651	0.374	0.624	0.089	1.869	3.910
<i>Steindachnerina insculpta</i>	2.116	0.312	0.133	3.657	0.469	0.044	3.163	0.275	0.578	0.068	0.523	4.662
<i>Tilapia rendalli</i>	2.571	0.386	0.105	2.848	0.608	0.081	3.083	0.393	0.648	0.100	1.527	4.152

CONCLUSÃO GERAL DO ESTUDO

A diversidade funcional das comunidades de peixes de riachos aumenta com a riqueza de espécies e em situações específicas decorrentes de determinadas alterações ambientais. No presente estudo, a maior riqueza funcional em riachos com maior quantidade de gramíneas e leito arenoso, uma condição associada com perda de qualidade de hábitat, é explicada pela maior frequência de espécies da ordem Gymnotiformes, que utilizam amplamente os abrigos instalados nos micro-hábitats formados pelas gramíneas que se desenvolvem junto das margens. Portanto, é importante que os índices, sejam de natureza taxonômica e/ou funcional, sejam interpretados à luz das informações bionômicas das espécies que compõem as comunidades.

Os atributos funcionais mostraram estar fortemente relacionados a características ambientais, e assim são capazes de prever a composição da ictiofauna de riachos de acordo com a condição estrutural apresentada. Essa abordagem possui ainda potencial para demonstrar a atuação de filtros ambientais na estruturação das comunidades.

O uso de abordagens funcionais mostrou-se eficiente e com valor preditivo para verificar mudanças ocorridas nas comunidades sob diferentes condições de estrutura do hábitat.