

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

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**CAMILO ANDRÉS ROA FUENTES**

*Biólogo*

**Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos:  
comparação entre ambientes com diferentes graus de  
conservação e entre bacias hidrográficas**

**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**

**2011**

Roa-Fuentes, Camilo Andrés.

Estrutura ecomorfológica e trófica de peixes de riachos : comparação entre ambientes com diferentes graus de conservação e entre bacias hidrográficas / Camilo Andrés Roa-Fuentes. - São José do Rio Preto : [s.n.], 2011.

138 f. : il. ; 30 cm.

Orientador: Lilian Casatti

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas

1. Ecologia animal. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. Peixe de água doce. 4. Bacias hidrográficas. I. Casatti, Lilian. II. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. III. Título.

CDU - 597

## BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Lilian Casatti

Professor Doutor

UNESP – São José do Rio Preto

Orientadora

Profa. Dra. Katharina Eichbaum Esteves

Professor Doutor

Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo.

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Professor Doutor

Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Londrina.

São José do Rio Preto, 14 de março de 2011.

**A mis padres, Lilia y Orlando...**

## AGRADECIMENTOS

Porque conheço melhor o valor afetivo detrás das palavras de minha língua mãe e porque este espaço leva consigo uma carga de emoção muito grande, decidi escrever estes agradecimientos em español...

A mis padres, su amor, apoyo, esfuerzo y tenacidad permitieron una vez más que yo esté aquí agradeciéndoles a todos ustedes.

A Lica, su comprensión y amor ilimitados hicieron más llevadera mi permanencia en el Brasil. También por ser mi correctora gramatical de cabecera.

A la profe Lilian, persona de inmenso corazón y generosidad sin medida, porque desde el primer día hasta hoy me ha apoyado en todo. Sin duda soy afortunado de tenerla a ella como maestra.

A Doña Inés & Familia, porque desde el primer “café da manhã” me hicieron sentir como en casa. Especialmente a Doña Inés le estaré agradecido de por vida por sus sabios consejos, generosidad y apoyo sin condiciones durante toda mi estadía en Rio Preto.

A Renato Romero, quien desde mi llegada me brindó su apoyo y amistad, y también por permitir que trabajase dentro de su proyecto de doctorado. De igual manera, por los múltiples aportes y discusiones académicas que ayudaron al desarrollo de este trabajo.

A Fabrício Teresa, gran persona y amigo, quien me auxilió de diversas formas y en varios momentos. También por los múltiples aportes y discusiones académicas que ayudaron al desarrollo de este trabajo.

A Mônica e Cristiane, compañeras de “festinhas e churrascos”, por su amistad y buena energía.

A la profesora Eliane Gonçalves de Freitas y al profesor Francisco Langeani Neto por sus recomendaciones y valiosos comentarios durante la elaboración de este manuscrito.

Al profe Kiko le estaré doblemente agradecido pues desde el comienzo dio su visto bueno para mi ingreso al PPG en Biología Animal.

A la profesora Dra. Katharina Eichbaum Esteves y al profesor Dr. Edson Fontes de Oliveira, miembros de la banca examinadora, por su lectura crítica e valiosos comentarios e indicaciones para la mejora de este trabajo.

A todos los compañeros del laboratorio de ictiología que no he nombrado: André, Batatais, Fernandinha, Jackeline, Lucas, Paulo, por su ayuda y buenas vibraciones durante nuestra convivencia.

A toda mi familia, Ada, tías, tíos, primos, amigos, que aunque lejos siempre estuvieron ahí conmigo. De corazón también estuve con ustedes aunque a veces no pareciera.

A los nuevos amigos: Harvey, Lina y demás miembros del grupo de extranjeros del Ibilce, por el apoyo y las reuniones matadoras de la saudade (que también existe en español!).

A Thiago Gonçalves-Souza (Toyoyo), por su buena energía, y por su disposición para ayudarme con buena parte de la estadística del capítulo 2.

A los compañeros del PPG en Biología Animal, siempre pendientes y dispuestos a ayudarme en lo que necesitara.

Al “Quinta Feira Futebol Clube”, clave para desahogar una que otra tribulación.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que por meio do Ministério das Relações Exteriores do Brasil concedeu a bolsa de mestrado no termo do Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro. Este estudo esteve associado a dois projetos de pesquisa com financiamento: (i) Auxílio à Pesquisa “Peixes como bioindicadores de qualidade da água em riachos de áreas

turísticas e urbanizadas no Planalto da Bodoquena, MS” (CNPq CT-Hidro 555096/2006-8) e (ii) Projeto de Doutorado “Ictiofauna de riachos em áreas de Cerrado: composição, estrutura e conservação” (FAPESP 2007/05400-6).

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 e financeiro.

Gracias a todos!

## CONTEÚDO

---

CAPÍTULO 1 – Apresentação.....	1
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	2
2. METODOLOGIA GERAL.....	4
2.1 Coleta de dados .....	4
2.2 Amostragem dos descritores físicos e químicos da água e estrutura física do habitat.....	4
2.4 Cálculo dos atributos ecomorfológicos .....	7
2.5 Conteúdo estomacal .....	13
3. ANÁLISE DE DADOS .....	14
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	14

---

CAPÍTULO 2 - Estrutura ecomorfológica e trófica da assembléia de peixes da bacia do Alto Paraguai, Brasil: comparação entre riachos urbanos e referência .....	17
Resumo .....	18
1. INTRODUÇÃO .....	19
2. ÁREA DE ESTUDO .....	21
3. METODOLOGIA .....	24
4. ANÁLISE DE DADOS .....	24
4.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia .....	24
4.2 Estrutura e similaridade trófica da assembléia.....	26
4.3 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas e tróficas com os descritores do habitat.....	27
5. RESULTADOS .....	27
5.1 Composição, riqueza e abundância de espécies .....	27
5.2 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia .....	31

5.3 Estrutura e similaridade trófica da assembléia.....	39
5.4 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas e tróficas com os descritores do hábitat.....	44
6. DISCUSSÃO .....	47
6.1 Composição, riqueza e abundância de espécies .....	47
6.2 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia .....	48
6.3 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas com os descritores do hábitat .....	52
6.4 Estrutura trófica da assembleia .....	53
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	56
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	57
ANEXOS .....	63

---

CAPÍTULO 3 – Há concordância ecomorfológica e trófica entre a ictiofauna de riachos das bacias do Alto Paraguai e do Alto São Francisco? .....

Resumo .....	78
1. INTRODUÇÃO .....	79
2. ÁREA DE ESTUDO .....	81
3. METODOLOGIA .....	83
4. ANÁLISE DE DADOS .....	84
4.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias .....	84
4.2 Estrutura e similaridade trófica das assembléias.....	87
5. RESULTADOS .....	87
5.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias .....	87
5.2 Estrutura e similaridade trófica das assembléias.....	97
6. DISCUSSÃO .....	104
6.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias .....	104

6.2 Efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica.....	106
6.3 Estrutura e similaridade trófica das assembléias.....	108
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	110
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	111
ANEXOS .....	115
APÊNDICES .....	138

## ***Resumo***

Os peixes exibem uma diversidade morfológica e ecológica muito ampla, que pode ser usada para proporcionar uma medida do impacto antrópico sobre os ecossistemas e também demonstrar que os organismos são entidades adaptativas com altos graus de integração nas suas características morfológicas, ecológicas e comportamentais. Nesta dissertação, dois aspectos foram abordados de maneira comparativa: i) a estrutura ecomorfológica e trófica em riachos referência e riachos degradados por processos de urbanização (Capítulo 2); e ii) a concordância ecomorfológica e trófica entre as assembléias de peixes de duas bacias hidrográficas (Capítulo 3). Para atender os objetivos do Capítulo 2 foram utilizados espécimes coletados em seis trechos de riachos na bacia do Alto Paraguai, sendo três referência (REF) e três urbanos (URB). Para o Capítulo 3, foram utilizados os dados de seis trechos nas bacias do Alto Paraguai e seis no Alto São Francisco, apresentado fisiografia e graus de conservação equivalentes. Todos os trechos foram amostrados com auxílio de rede de arrasto e puçá, operados durante uma hora, em três ocasiões durante o período seco de 2008. Análises de ordenação, agrupamento e correlação foram empregadas. Os resultados indicam que a ictiofauna, em termos de estrutura ecomorfológica e trófica, é afetada e responde de diversas maneiras à urbanização e a eventos naturais de isolamento. Em ambientes degradados por processos de urbanização a ictiofauna apresentou: i) decréscimo na riqueza de espécies e dominância de peixes exóticos e tolerantes; ii) efeito de adição/ocorrência de morfotipos novos e supressão de espécies do morfoespaço sobre a diversidade ecomorfológica; e iii) mudanças na utilização dos recursos alimentares e variações na abundância e biomassa de alguns grupos funcionais, principalmente os onívoros. Todos eles estiveram mediados por alterações do substrato rochoso, redução da mata ciliar em contato com a água, modificações do padrão hidrológico e modificações na estabilidade do barranco. Em uma escala comparativa, a estrutura ecomorfológica e trófica foram relativamente concordantes, indicando relações paralelas entre assembléias de diferentes bacias. Não obstante, esta concordância poderia ter sido encoberta por diversos fatores como: a presença de táxons com morfologia especializada e com ocorrência exclusiva em uma das bacias; mudanças nas características locais que poderiam ter influenciado a disponibilidade espacial e temporal dos recursos; ou pelo comportamento alimentar oportunista exibido por um grande número de espécies de peixes do neotrópico.

# CAPÍTULO 1 – Apresentação

## **1. INTRODUÇÃO GERAL**

Os peixes exibem uma diversidade morfológica e ecológica muito ampla, que é refletida na grande variedade de nichos ecológicos, nos diferentes modos reprodutivos, na amplitude do valor energético dos recursos consumidos e no uso de diferentes modos sensoriais (Motta *et al.*, 1995). Este complexo de estruturas e características ecológicas pode proporcionar uma medida do impacto nos ecossistemas, já que reflete os efeitos de fatores estressantes (Karr *et al.*, 1986; Barbour *et al.*, 1999), e também pode demonstrar que os organismos são entidades adaptativas com altos graus de integração nas suas características morfológicas, ecológicas e comportamentais (Karr & James, 1975).

Apesar de Karr & James (1975) terem sido os primeiros a utilizar o termo *ecomorfologia* para denotar a relação dos caracteres morfológicos com aspectos ambientais estritamente no sentido ecológico, foram Keast & Webb (1966) provavelmente os primeiros a integrar dados quantitativos morfológicos e ecológicos em estudos de assembléias de peixes. Em linhas gerais, a ecomorfologia estuda a forma de uma 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) – procurando entender as interrelações entre a variação morfológica e a variação correspondente em sua ecologia, seja no nível individual, entre espécies ou táxons superiores, populações ou assembléias (Leisler & Winkler, 1985 *apud* Motta & Kotrschal, 1992). A ecomorfologia tem como premissa que a morfologia das espécies está relacionada com sua ecologia (Block *et al.*, 1991), sendo uma disciplina que integra áreas tão diversas como a morfologia, ecologia, fisiologia, comportamento animal, biologia evolutiva, física e biomecânica (Motta & Kotrschal, 1992).

No Brasil, a maioria dos estudos ecomorfológicos com peixes tem se dedicado a identificar quais caracteres morfológicos estão correlacionados com características particulares de sua ecologia (Fugi & Hahn, 1991; Freire & Agostinho, 2001; Casatti & Castro, 2006; Ferreira, 2007; Mazzoni *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2010; Leal *et al.*, 2011) e, em menor proporção, a estudar as relações filogenéticas sobre as quais se organiza a estrutura ecomorfológica (Casatti & Castro, 2006; Oliveira *et al.*, 2010), os padrões ecomorfológicos entre assembléias de peixes com histórias biogeográficas

distintas (Neves-Mendes, 2009) e as diferenças ecomorfológicas em ambientes com diferentes graus de preservação (Leal, 2009). Pelo exposto, é possível afirmar que a primeira e mais básica questão da ecomorfologia tem sido relativamente bem estudada (identificação de padrões morfológicos relacionados com aspectos ecológicos e comportamentais) enquanto que outras, como o grau em que as relações ecomorfológicas são influenciadas por fatores antrópicos e/ou por fatores históricos, permanecem pouco abordadas.

A estrutura trófica revela-se um importante atributo para avaliar a integridade biótica de um ecossistema, ou a capacidade dele para gerar e manter os componentes bióticos adaptativos ao longo de processos evolutivos naturais (Pinto & Araújo, 2007). Por esse motivo, são numerosos os estudos que empregam os aspectos tróficos das assembléias de peixes para avaliar a degradação do hábitat nos ecossistemas aquáticos (ver Kesminas & Virbickas, 2000; Pinto & Araújo, 2007).

No Brasil, os estudos sobre a ecologia trófica das assembléias de peixes continentais são relativamente abundantes e abordam diversos aspectos, desde a composição e estrutura (Melo *et al.*, 2004; Luz-Agostinho *et al.*, 2006) até os dirigidos à avaliação de condições de preservação (Araújo, 1998; Araújo *et al.*, 2003; Marciano *et al.*, 2004; Pinto & Araújo, 2007; Casatti *et al.*, 2009).

A presente proposta aborda basicamente dois aspectos: (i) a estrutura ecomorfológica e trófica em riachos referência e riachos degradados por processos de urbanização; e (ii) a concordância ecomorfológica e trófica entre as assembléias de peixes de duas bacias hidrográficas. Esses aspectos foram organizados em dois capítulos para a apresentação da Dissertação. No primeiro deles (Capítulo 2) será avaliada de forma comparativa a estrutura dos grupos ecomorfológicos e dos grupos tróficos em riachos referência e urbanos da bacia do Alto Paraguai. Espera-se que a organização ecomorfológica e a trófica sejam alteradas conforme a degradação do hábitat se instala. Serão empregados atributos ecomorfológicos e o arranjo dentro de guildas tróficas junto com análises multivariadas para determinar a estrutura da assembléia de peixes nos dois tipos de ambientes.

No segundo (Capítulo 3) será analisada de forma comparativa a estrutura dos grupos ecomorfológicos e dos grupos tróficos em riachos de duas bacias, Alto Paraguai e Alto São Francisco. De igual forma, serão abordados também os componentes filogenético e específico da estrutura ecomorfológica. Acredita-se que, embora a ictiofauna das duas bacias hidrográficas seja relativamente distinta, existirão semelhanças em termos de concordância morfológica e trófica (i.e., existência de agrupamentos ecomorfológicos e tróficos comuns) e que o componente filogenético explicará uma maior porção do padrão ecomorfológico observado nas duas bacias. Neste capítulo serão empregados atributos ecomorfológicos e o arranjo dentro de guildas tróficas junto com análises multivariadas para determinar a estrutura das assembleias de peixes nas duas bacias.

## **2. METODOLOGIA GERAL**

Alguns procedimentos foram comuns aos capítulos 2 e 3 da Dissertação e por isso serão descritos a seguir.

### *2.1 Coleta de dados*

Entre junho e outubro de 2008 foram realizadas três campanhas de campo correspondendo à estação seca. Foi dada prioridade à amostragem nesta estação, pois nela as associações entre a estrutura da assembléia de peixes e a complexidade do hábitat são mais fortes (Arrington, 2002 *apud* Willis *et al.*, 2005) e também para evitar o efeito da sazonalidade sobre a estrutura ecomorfológica e trófica. Para atender os objetivos do Capítulo 1 foram utilizados espécimes coletados em seis trechos de riachos na bacia do Alto Paraguai, sendo três referência (REF) e três urbanos (URB). Para o Capítulo 2, foram utilizados os dados de seis trechos nas bacias do Alto Paraguai (os três trechos REF do Capítulo 1 mais outros três adicionais, sendo assim todos trechos de riachos referência) e seis no Alto São Francisco (igualmente todos trechos de riachos referência), apresentado fisiografia equivalente. Os locais de coleta serão detalhados nos capítulos correspondentes.

### *2.2 Amostragem dos descritores físicos e químicos da água e estrutura física do hábitat*

Para caracterizar o hábitat em cada riacho foram medidos tanto parâmetros físicos e químicos da água como descritores da estrutura física do hábitat. Os seguintes

parâmetros físicos e químicos da água foram medidos: *pH*, *turbidez*, *condutividade* e *temperatura*, com equipamento eletrônico Horiba® modelo U-10, e *oxigênio dissolvido* com um oxímetro digital (LT Lutron, modelo DO-5510) (Figura 1A). Para efetuar a coleta dos descritores estruturais físicos, em cada riacho foi selecionado um trecho de 80 metros onde foram traçados, incluindo os limites extremos, transectos transversais com 10 metros de distância entre eles. Em cada um dos nove transectos foram avaliados: ocorrência relativa dos meso-habitats (poços, corredeiras e corredores), profundidade em vários pontos (cm), tipo de substrato (areia, cascalho, seixo, rocha) e proporção relativa de cada um dos seus componentes (Cummins, 1962), tipo e abundância de vegetação em contato com a água (raiz fina, vegetação arbustiva, vegetação arbórea, barranco exposto), abundância de galhos e troncos submersos e velocidade da corrente no meio da coluna d'água (m/s, medida com um fluxômetro mecânico General Oceanics®, modelo 2030) em, no mínimo, três pontos do transecto, com três repetições de cada (Figura 1B). As avaliações estruturais internas foram realizadas em uma ocasião da estação seca, levando-se em consideração a diversidade de substrato, a diversidade no ecotono água-terra e a diversidade estrutural interna. Além disso, observações subaquáticas forneceram informações complementares dos aspectos estruturais de cada trecho.



A



B

**Figura 1. A) Vista geral do procedimento para caracterização física e química da água; B) Vista geral do procedimento para coleta dos descritores estruturais físicos dos trechos. Fotos: Camilo A. Roa-Fuentes.**



**A**



**B**

**Figura 2. Métodos utilizados para captura da ictiofauna: A) Rede de arrastro; B) Puçá. Fotos: Daniel W. Xavier.**

## ***2.4 Cálculo dos atributos ecomorfológicos***

Para o estudo dos padrões ecomorfológicos das assembléias de peixes, foram selecionadas as espécies residentes de cada riacho (i.e., presente em pelo menos 50% das amostragens) com abundância mínima de oito exemplares adultos. As espécies não residentes podem causar uma sobre-estimação da riqueza por meio da adição de espécies que são praticamente transeuntes e sem a capacidade de colonizar de forma permanente (Southwood, 1988 *apud* Montaña & Winemiller, 2010). Com a finalidade de evitar o efeito alométrico sobre as análises foram escolhidos exemplares adultos de

tamanho similar (Winemiller, 1991). No caso de espécies que apresentassem dimorfismo sexual (i.e. *Poecilia reticulata*), foram selecionados exemplares do sexo de maior tamanho na fase adulta, de acordo com a recomendação de Chakrabarty (2005).

A partir de cada exemplar foram obtidas 18 medidas morfométricas (Tabela 1, Figura 3) que posteriormente foram convertidas em 14 atributos ecomorfológicos com base em interpretações funcionais relacionadas com a especialização dos peixes ao fluxo da água, capacidade de natação, posição ocupada na coluna d'água, tamanho da presa, entre outros (Hora, 1930; Gosline, 1971; Webb, 1977; Gatz, 1979; Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984; Casatti & Castro, 2006; Ohlberger *et al.*, 2006) (Tabela 2). Todas as medidas foram calculadas em linha reta entre ponto e ponto empregando um paquímetro Mitutoyo® modelo SC-6 (0,1 mm de precisão). Para a estimativa de áreas foi empregado o software AxioVision (versão 4.6) da Zeiss.

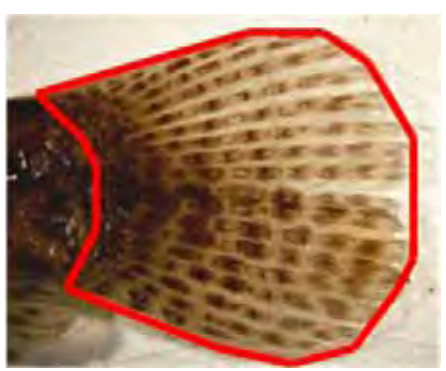
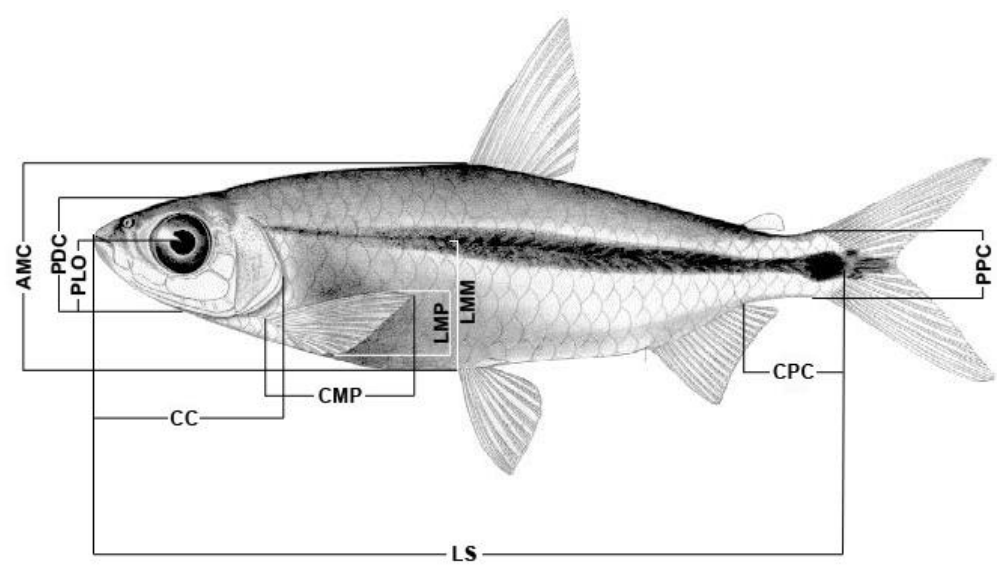
**Tabela 1. Medidas absolutas empregadas para o cálculo dos atributos ecomorfológicos, com os respectivos códigos e forma de medição. Medidas de acordo com Winemiller (1991) e Casatti & Castro (2006).**

Medida absoluta	Código	Medição
Altura máxima do corpo	AMC	Máxima distância vertical desde o dorso até o ventre.
Área do corpo	ADC	Área total do corpo, incluindo a cabeça, sem as nadadeiras.
Área da nadadeira caudal	ANC	Área da nadadeira caudal a partir da inserção dos ossos hipurais.
Área da nadadeira dorsal	AND	-
Área da nadadeira peitoral	ANP	-
Comprimento padrão	LS	Distância desde a ponta da mandíbula superior até a inserção dos ossos hipurais.

Continua

Continuação Tabela 1

Comprimento da cabeça	<i>CC</i>	Distância desde a ponta da mandíbula superior até a extremidade posterior do opérculo.
Comprimento do pedúnculo caudal	<i>CPC</i>	Distância desde a margem proximal posterior da nadadeira anal à margem posterior da última vértebra.
Comprimento máximo da nadadeira peitoral	<i>CMP</i>	Distância desde a margem anterior da nadadeira peitoral até sua margem posterior.
Largura da boca	<i>LB</i>	Distância máxima horizontal de lado a lado da boca.
Largura do pedúnculo caudal	<i>LPC</i>	Máxima distância horizontal de lado a lado do corpo à altura do pedúnculo caudal.
Largura máxima do corpo	<i>LMC</i>	Máxima distância horizontal de lado a lado do corpo.
Altura máxima da nadadeira peitoral	<i>LMP</i>	Distância máxima entre as margens dorsal e ventral da nadadeira, formando um ângulo perpendicular com a linha que junta às margens anterior e posterior da mesma.
Linha média máxima	<i>LMM</i>	Distância vertical máxima desde a linha média até o ventre. Linha média definida como a linha imaginária que vai desde a pupila do olho e passa através do centro da última vértebra.
Orientação da boca	<i>OB</i>	Definida pelo ângulo formado entre o plano tangencial de ambos os lábios e o plano perpendicular ao eixo longitudinal do corpo quando a boca está aberta.
Altura da cabeça	<i>PDC</i>	Distância vertical desde o dorso até o ventre através da pupila.
Altura do pedúnculo caudal	<i>PPC</i>	Mínima distância vertical desde o dorso do pedúnculo caudal até a região ventral do mesmo.
Altura da linha média do olho	<i>PLO</i>	Distância vertical desde a região média da pupila até a região ventral da cabeça.



ANC



AND



ANP



LB

Figura 3. Diagrama esquemático de 14 das 18 medidas morfométricas obtidas a partir de cada exemplar. Para códigos ver Tabela 1.

**Tabela 2. Atributos ecomorfológicos utilizados, com os respectivos códigos, cálculo a partir das medidas absolutas e interpretação ecomorfológica.**

<b>Atributo</b>	<b>Código</b>	<b>Cálculo</b>	<b>Interpretação</b>
Índice de compressão do corpo	<b>IC</b>	$\frac{AMC}{LMC}$	Valores elevados podem indicar peixes comprimidos que preferem habitats com menor velocidade de água (Watson & Balon, 1984).
Altura relativa	<b>AR</b>	$\frac{AMC}{LS}$	Valores menores indicariam peixes habitando águas rápidas (Gatz, 1979).
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	<b>CRP</b>	$\frac{CPC}{LS}$	Pedúnculos compridos indicam peixes habitando águas turbulentas e com boa capacidade de natação contínua (Watson & Balon, 1984).
Índice de compressão do pedúnculo caudal	<b>CPC</b>	$\frac{PPC}{LPC}$	Valores elevados indicam pedúnculos comprimidos, o que é típico dos peixes com nado menos ativo (Gatz, 1979).
Índice de aplanamento ventral	<b>IAV</b>	$\frac{LMM}{AMC}$	Valores menores indicam peixes habitando ambientes com alto hidrodinamismo, permitindo manter sua posição espacial inclusive quando estacionário (Hora, 1930).
Área relativa da nadadeira dorsal	<b>ARD</b>	$\frac{AND}{ADC}$	A nadadeira dorsal funciona principalmente como estabilizador e também como leme (Gosline, 1971). Em alguns Perciformes a porção com espinhos facilita a geração de uma sequência de impulso (Drucker & Lauder, 2001). Em cascudos (Loricariidae), grupo que apresenta nadadeiras dorsais com áreas relativamente grandes, provê equilíbrio nas defleções (E.F. Oliveira, comunicação pessoal).
Área relativa da nadadeira peitoral	<b>ARP</b>	$\frac{ANP}{ADC}$	Valores altos indicam nadadores lentos que utilizam as nadadeiras peitorais para realizar manobras, ou peixes que habitam águas rápidas e que as utilizam para se manterem aderidos ao substrato firmemente (Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984).
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral	<b>RAP</b>	$\frac{CMP}{LMP}$	Valores elevados indicam nadadeiras compridas, típicas de peixes que nadam distâncias longas (Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984), ou peixes pelágicos que nadam constantemente (Casatti & Castro, 2006).

Continua

Continuação Tabela 2

Área relativa da nadadeira caudal	<b>ARC</b>	$\frac{ANC}{ADC}$	Valores elevados indicam nadadeiras aptas para produzir impulsos grandes e rápidos, necessários para a típica forma de nado de muitos peixes bentônicos (Webb, 1977).
Comprimento relativo da cabeça	<b>CRC</b>	$\frac{CC}{LS}$	Valores elevados podem indicar peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (Gatz, 1979).
Posição relativa dos olhos	<b>PRO</b>	$\frac{PLO}{PDC}$	A posição dos olhos está relacionada com a preferência de habitats verticais (Gatz, 1979); valores elevados indicam olhos localizados dorsalmente, típico de peixes bentônicos (Mahon, 1984; Watson & Balon, 1984).
Largura relativa da boca	<b>LRB</b>	$\frac{LB}{LS}$	Valores elevados indicam peixes com a capacidade de alimentar-se de presas relativamente grandes (Gatz, 1979).
Orientação da boca	<b>OB</b>	∠	A orientação da boca indica em que parte do habitat o peixe obtém seu alimento. Por exemplo, peixes com bocas ventrais alimentam-se de presas que se encontram no fundo (Gatz, 1979). Foi caracterizado da seguinte maneira: Inferior = entre 10° e 80°; Terminal = 90°; Superior = entre 100° e 170°; Ventral = 0°. Os valores em graus foram convertidos em radianos (unidade de ângulo plano), para permitir a comparação com atributos com unidades de outra natureza, mas com a mesma dimensão (NIST 2001; Hammer, 2002).
Coefficiente de finura	<b>CF</b>	$\frac{LS}{\sqrt{AMC \times LMC}}$	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).

**Códigos das medidas absolutas em ordem alfabética:** *ADC*: Área do corpo; *AMC*: Altura máxima do corpo; *ANC*: Área da nadadeira caudal; *AND*: Área da nadadeira dorsal; *ANP*: Área da nadadeira peitoral; *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*: Altura 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.

## 2.5 Conteúdo estomacal

Para o estudo dos padrões de alimentação das assembléias de peixes, foram feitas análises de conteúdo estomacal e determinação das guildas tróficas separadas por cada riacho para posteriormente agrupar e discutir os dados por bacia. Assim, de cada riacho foram selecionados 10 exemplares adultos de cada espécie, todos de tamanho similar. As espécies que não atingissem este número de indivíduos não foram consideradas nas análises de dieta. Após a remoção dos estômagos, os itens alimentares foram triados e identificados com auxílio de literatura especializada e consulta a especialistas. Os itens alimentares foram agrupados em 16 categorias: peixes (incluindo escamas); insetos de origem autóctone; macroalgas; perifíton (organismos com estruturas de fixação, principalmente diatomáceas e fungos); Protista; Mollusca; Crustacea; Annelida; Acari; vegetais superiores; insetos de origem alóctone; Arachnida de origem alóctone (Aranea, Acari); detrito (matéria orgânica fina); Insecta de origem indeterminada; macrófitas; itens não identificados.

Para cada item alimentar de cada espécie examinada foram determinados: i) frequência de ocorrência, que é o número de vezes que ocorreu o item  $i$  nos estômagos analisados de cada espécie (Hynes, 1950); ii) dominância, que é a porcentagem do número de vezes em que o item  $i$  ocupa a maior parte do conteúdo de cada estômago em função do número total de exemplares analisados (Frost & Went, 1940 *apud* Hynes, 1950). Posteriormente foi calculado o índice de importância alimentar (IA $_i$ ; Kawakami & Vazzoler, 1980), substituindo-se da equação original o volume pela dominância estimada:

$$IA_i = \frac{O_i D_i}{\sum_{i=1}^{i=n} O D}$$

Onde  $O_i$  é a porcentagem de ocorrência do item  $i$ , e  $D$  a dominância em porcentagem do item  $i$ .

O agrupamento das espécies nas guildas tróficas por riacho se realizou mediante o índice de similaridade de Bray-Curtis e a confecção de dendrogramas por meio do método 'Group Average' no software Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006), utilizando os valores do índice de importância alimentar (IA $_i$ ).

### **3. ANÁLISE DE DADOS**

As análises de dados utilizadas, por serem específicas para cada objetivo, serão apresentadas nos capítulos respectivos.

### **4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Araújo, FG. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558.
- Araújo, FG., I. Fichberg, B.C. Pinto & M. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2nd edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, DC.
- Block, W.M., L.A. Brennan & R.J. Gutiérrez. 1991. Ecomorphological relationships of a guild of ground-foraging birds in northern California, USA. *Oecologia*, 87: 449-458.
- Britski, H.A., K.S.S. Silimon & B.S. Lopes. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. EMBRAPA, Brasília, 227 pp.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 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., C.P. Ferreira & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index to assess lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Chakrabarty, P. 2005. Testing about morphological diversity in Cichlids of lakes Malawi and Tanganyika. *Copeia*, 2005(2): 359-373.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Cummins, K.W. 1962. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist*, 67(2): 477-504.
- Drucker, E.G. & G.V. Lauder. 2001. Locomotor function of the dorsal fin in teleost fishes: experimental analysis of wake forces in sunfish. *The Journal of Experimental Biology*, 204: 2943-2958.
- Ferreira, K.M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3): 311-326.
- Freire, A.G. & A.A. Agostinho. 2001. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1): 1-9.

- Fugi, R. & N.S. Hahn. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas como o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 51: 873-879.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- Géry, J. 1977. Characoids of the world. T.F.H. Publications, Inc. Ltd., 670 pp.
- Gosline, W.A. 1971. Functional morphology and classification of teleostean fishes. University Press of Hawaii, Honolulu, 208 pp.
- Hammer, O. 2002. Morphometrics – brief notes. Paläontologisches Institut und Museum, Zürich, 50 pp.
- 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.
- Hynes, H.B.N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *Journal of Animal Ecology*, 19: 36-57.
- Karr, J.R. & F.C. James. 1975. Eco-morphological configurations and convergent evolution in species and communities. Pp. 258-291, In: Cody, M.L. & J.M. Diamond (Eds.). *Ecology and evolution of communities*. Cambridge, The Belknap Press of Harvard University.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.
- Kawakami, E. & G. Vazzoler. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 29: 205-207.
- Keast, A. & D. Webb. 1966. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, Opinicon, Ontario. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 23: 1845-1874.
- Kesminas, V. & T. Virbickas, 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia*, 422/423: 257-270.
- Leal, C. 2009. Uso de atributos ecomorfológicos e seleção de hábitat para a caracterização de espécies e assembléias de peixes na bacia do rio das Velhas, MG. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 132 pp.
- Leal, C., N. Junqueira & P. Pompeu. 2011. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 90: 143-157.
- Luz-Agostinho, K.D.G., L.M. Bini, R. Fugi, A.A. Agostinho & H.F. Júlio Jr. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 61-68.
- Mahon, R. 1984. Divergent structure in fish taxocenes of north temperate stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 330-350.

- Marciano, F.T., F.H. Chaudhry & M.C.L. Ribeiro. 2004. Evaluation of the index of biotic integrity in the Sorocaba river basin (Brazil, SP) based on fish communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3): 225-237.
- Mazzoni, R., M. Moraes, C.F. Rezende & J.C. Miranda. 2010. Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2): 162-168.
- Melo, C.E., F.A. Machado & V. Pinto-Silva. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. *Neotropical Ichthyology*, 2(1): 37-44.
- Montaña, C.G. & K.O. Winemiller. 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. & K.M. Kotrschal. 1992. Correlative, experimental and comparative evolutionary approaches in ecomorphology. *Netherlands Journal of Zoology*, 42: 400-415.
- Motta, P.J., S.F. Norton & J.J. Luczkovich. 1995. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 11-20.
- Neves-Mendes, G. 2009. Convergência ecomorfológica entre peixes de assembléias com histórias biogeográficas distintas. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 47 pp.
- NIST. 2001. The international system of units (SI). Special Publication 330, 75 pp.
- Ohlberger, J., G. Staaks & F. Hölker. 2006. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, 176: 17-25.
- Oliveira, E.F., E. Goulart, L. Breda, C.V. Minte-Vera, L.R.S. Paiva & M.R. Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 569-586.
- Pavanelli, C.S. 1999. Revisão taxonômica da família Parodontidae (Ostariophysi: Characiformes). Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR, Brasil.
- Pinto, B.C.T. & F.G. Araújo. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3): 489-502.
- Watson, D.J. & E.K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Webb, P.W. 1977. Effects of median-fin amputation on fast-start performance of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of Experimental Biology*, 68: 123-135.
- Willis, S.C., K.O. Winemiller & H. López-Fernández. 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(4): 343-365.

## CAPÍTULO 2 - Estrutura ecomorfológica e trófica da assembléia de peixes da bacia do Alto Paraguai, Brasil: comparação entre riachos urbanos e referência

## **Resumo**

Neste estudo foram comparadas a estrutura ecomorfológica e trófica da ictiofauna entre riachos referência (REF) e urbanos (URB) na bacia do Alto Paraguai. Seis trechos (três REF e três URB, 80 m de extensão cada) de riachos foram amostrados com auxílio de rede de arrasto e puçá, operados durante uma hora, em três ocasiões durante o período seco de 2008. As espécies com abundância maior ou igual a nove exemplares em cada riacho foram selecionadas para o cálculo de atributos ecomorfológicos e estudo da dieta. As espécies, separadas por grupo de riachos, foram ordenadas no morfoespaço utilizando Análise de Componentes Principais e agrupadas por meio de Distância Euclidiana+UPGMA, empregando os valores médios dos atributos ecomorfológicos. Para responder se a estrutura ecomorfológica e trófica foi diferente entre os riachos REF e URB, realizou-se uma análise de correlação multivariada utilizando os escores da PCA e a composição porcentual de biomassa e abundância das guildas por grupo de riachos. Os mesmos atributos ecomorfológicos serviram para a obtenção dos parâmetros que indicaram o hipervolume morfológico (CD), e o empacotamento (NND-M) e dispersão (NND-SD) dentro do morfoespaço em cada grupo de riachos. Por meio de regressões lineares parciais foi averiguada a influência do oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e volume de hábitat sobre os parâmetros CD, NND-M e NND-SD. Para o estudo da dieta, os itens alimentares foram agrupados em categorias levando em conta origem (alóctone, autóctone) e táxons. Para cada item foi obtida a ocorrência e a dominância, que foram posteriormente utilizados para o cálculo do índice de importância alimentar (IAi). O IAi foi empregado para a definição das guildas tróficas por meio de análise de agrupamento (Bray-Curtis+UPGMA). Foi testada a significância das diferenças observadas na composição das guildas ecomorfológicas e tróficas entre os dois grupos de riachos em termos de abundância e biomassa por meio do teste de Mann-Whitney (U). Por último, se avaliou quais foram os indicadores de degradação do hábitat que melhor explicaram as diferenças das guildas ecomorfológicas e tróficas entre os riachos referência e urbanos mediante uma Análise de Correspondência Canônica (CCA). Nos riachos urbanos houve um decréscimo da riqueza de espécies e a dominância de peixes exóticos e tolerantes foi alta. A diversidade ecomorfológica também foi afetada nestes locais, devido à adição/ocorrência de morfotipos novos e à supressão de espécies do morfoespaço interno. Ambos os processos foram mediados pela modificação da estrutura interna do hábitat e qualidade da água. A análise da dieta permitiu identificar mudanças na utilização do recurso alimentar, e variações na abundância e biomassa de alguns grupos funcionais sobre condições de urbanização. A informação proporcionada neste estudo permite identificar alguns efeitos da urbanização sobre as dimensões ecomorfológica e trófica de peixes de riachos. Desta forma se verifica o poder discriminatório e utilidade de alguns atributos da ictiofauna para o monitoramento de sistemas aquáticos sujeitos a urbanização. Em termos práticos, os resultados enfatizam a importância de incorporar métricas adicionais à riqueza de espécies no esforço de conservação.

Palavras chave: conservação, degradação urbana, ictiofauna, ecomorfologia, dieta.

## **1. INTRODUÇÃO**

Entre as diversas atividades humanas que afetam os ecossistemas, a urbanização é uma das principais causas de extinção de espécies e geralmente a mais duradoura em termos de perda do hábitat (McKinney, 2002, 2006). Estima-se que a população urbana mundial atual seja de 3,5 bilhões, representando cerca do 51% da população humana total, e chegue até 6,3 bilhões (69%) em 2050 (United Nations, 2009).

No Brasil o processo de urbanização é igualmente expressivo, chegando a ter um pouco mais de 160 milhões de pessoas vivendo nas cidades, representando 84% da população do país (IBGE, 2010). No Centro-Oeste brasileiro a urbanização é significativa e crescente (Cunha, 2006), com cerca de 90% da população habitando áreas urbanas e sendo Mato Grosso do Sul um dos estados com maior percentual neste aspecto (86%) (IBGE, 2010) Isto implica em transformações cada vez mais intensas das regiões rurais e florestais, notadamente do Cerrado, bioma identificado como ‘*hotspot*’ por apresentar uma concentração excepcional de espécies endêmicas e ter uma ameaça particular de perda do seu hábitat (Myers *et al.*, 2000).

Embora boa parte da informação sobre perda de hábitat esteja relacionada aos habitats terrestres, os ecossistemas aquáticos também são ameaçados pela urbanização, já que as populações humanas se concentram perto dos corpos de água (Myer *et al.*, 2005). Neste panorama, não é de estranhar que a maioria dos ambientes aquáticos continentais brasileiros tenha sido modificada por atividades humanas (Tundisi & Barbosa, 1995), que direta ou indiretamente estão ligadas a processos de urbanização, tais como contaminação e eutrofização, sedimentação, canalização e controle do fluxo, e introdução de espécies exóticas (Agostinho *et al.*, 2005).

Os riachos (primeira até terceira ordem) são altamente propensos à perda de espécies e redução da diversidade por mudanças induzidas pela urbanização, em parte por apresentar naturalmente uma baixa riqueza específica (Cunico *et al.*, 2006). Dessa forma, os riachos que percorrem ambientes urbanizados provêm diversas oportunidades de pesquisa. Por um lado, proporcionam casos extremos para estudar as relações ecológicas, principalmente devido à alteração na rede hidrográfica, nos parâmetros

hidrológicos e nas condições físico-químicas, bem como na composição das assembleias que os habitam por apresentarem poucas espécies e alta abundância relativa de espécies exóticas (Meyer *et al.*, 2005).

Diversos estudos têm descrito alterações na composição e estrutura da biota em decorrência do solo como área urbana (ver Marchetti *et al.*, 2006; Scott, 2006; Clergeau *et al.*, 2006; Hepp *et al.*, 2010), e alguns têm demonstrado que a urbanização atua como filtro ambiental ao selecionar as espécies de acordo com suas características biológicas (Statzner *et al.*, 2004; Lizée *et al.*, 2011). De igual forma, o crescimento urbano origina processos que ameaçam a singularidade biológica dos ecossistemas (McKinney, 2006). Por um lado, incrementa a similaridade taxonômica entre biotas mediante a substituição das espécies nativas por espécies mais tolerantes ou exóticas e, por outro, aumenta a similaridade funcional por meio da facilitação do estabelecimento de espécies com papéis semelhantes (i.e., alta redundância das formas ou características funcionais) ou induzindo à perda de espécies com papéis funcionais exclusivos (Olden & Rooney, 2006).

Tradicionalmente, a diversidade e riqueza de espécies têm sido utilizadas para indicar e monitorar os efeitos da urbanização sobre a biota. Embora úteis, a diversidade e riqueza de espécies podem ou deveriam contar com o auxílio de outros atributos para discriminar entre condições de conservação (Casatti *et al.*, 2010) e também para levar em consideração o componente funcional das assembleias em questão. Precisamente, uma das aproximações para identificar os efeitos da urbanização e outras alterações causadas pelo homem sobre os ecossistemas está baseada na avaliação de atributos funcionais em assembleias animais (por exemplo: parâmetros reprodutivos, tamanho, hábitos alimentários, forma, preferência do hábitat) (Poff *et al.*, 2006; Lizée *et al.*, 2011). Esta aproximação proporciona informação útil sobre possíveis alterações no funcionamento do ecossistema conforme mudanças na composição de espécies, e permite identificar tanto os grupos de espécies que são mais propensos a declinar como a combinação de características biológicas que são sensíveis às condições imperantes nos sistemas urbanos (Lizée *et al.*, 2011).

A ictiofauna, por proporcionar uma visão integrada das condições em que se encontram os ecossistemas aquáticos, é uma boa indicadora da qualidade do hábitat e

dos efeitos em longo prazo (Karr *et al.*, 1986). Diferentes atributos dos peixes têm sido medidos para examinar o impacto das ações humanas sobre os ecossistemas ou para determinar como as assembléias respondem aos eventos de intervenção (Karr *et al.*, 1986; Roset *et al.*, 2007; Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008). A estrutura trófica como indicador funcional é reconhecido (Poff *et al.*, 2006; Tullos *et al.*, 2009), enquanto o emprego da estrutura ecomorfológica fornece uma boa aproximação aos aspectos funcionais dos ecossistemas, já que uma diversificação maior da forma pode indicar maior potencial ecológico e funcional para explorar os recursos (Foote, 1997).

No presente capítulo foi avaliada a riqueza e abundância de peixes assim como a estrutura ecomorfológica e trófica como possíveis indicadoras dos efeitos da urbanização sobre a ictiofauna de riachos do Alto Paraguai, com o objetivo de responder às seguintes questões: (i) a composição, riqueza e abundância da ictiofauna variam entre riachos referência e urbanos?; (ii) a estrutura dos grupos ecomorfológicos e dos grupos tróficos da ictiofauna varia entre riachos referência e urbanos?; (iii) quais indicadores de degradação (p. ex., largura da mata ripária, categorias de assoreamento, proporção de solo nu junto das margens) melhor explicam as diferenças na estrutura ecomorfológica e trófica entre riachos referência e urbanos? Espera-se que a estrutura ecomorfológica e trófica seja alterada em ambientes degradados, gerando baixa correspondência dos grupos ecomorfológicos e tróficos entre trechos referência e urbanos, desta forma possibilitando a formulação de métricas que indiquem o grau do efeito da urbanização sobre a ictiofauna.

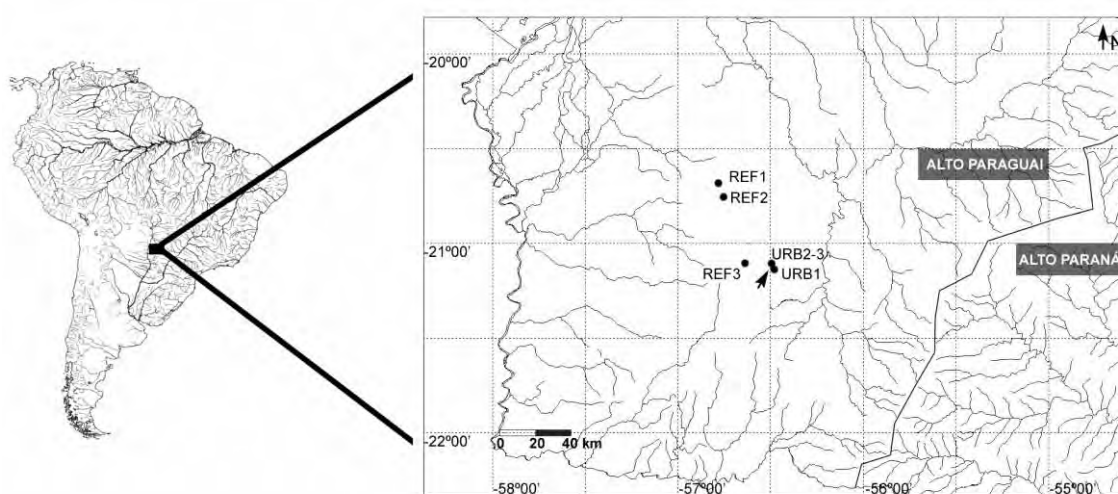
## **2. ÁREA DE ESTUDO**

O rio Paraguai nasce na Chapada dos Parecis e atravessa o centro-oeste do Brasil até desaguar no rio Paraná, na divisa com a Argentina (Latrubesse *et al.*, 2005). Os principais afluentes são os rios Jauru, Cuiabá, São Lourenço, Piquiri, Taquari, Negro, Miranda e Apa (Britski *et al.*, 2007). No Alto Paraguai o trimestre mais chuvoso é o de janeiro a março enquanto que o mais seco vai de setembro a novembro (Britski *et al.*, 2007), a pluviosidade média da bacia é de 1.370 mm/ano (Cunha, 1998).

No Alto Paraguai, incluindo municípios como Bonito e Bodoquena no Estado do Mato Grosso do Sul, os rios correm sobre leito calcário e conseqüentemente as águas

são muito transparentes e alcalinas (Willink *et al.*, 2000). Particularmente nesta região as atividades ‘ecoturísticas’ têm apresentado pleno desenvolvimento, mantendo de alguma maneira os ecossistemas relativamente bem preservados. No entanto, essa mesma atividade socioeconômica é a que representa as ameaças mais significativas para os sistemas aquáticos devido a seu mau planejamento (Willink *et al.*, 2000). Além disso, a concentração de atividades turísticas vem respondendo pelo aumento das áreas urbanizadas nestes dois municípios, trazendo relevantes alterações às características dos corpos aquáticos que drenam essas regiões.

Entre junho e outubro de 2008 foram realizadas três campanhas de campo para amostragem de seis riachos, todos de tamanho similar, localizados na mesma região geomorfológica, dos quais três representavam ambientes urbanos (URB) e três ambientes referência (REF) (Figura 1, Tabela 1). Os riachos REF se localizavam na borda ou dentro do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, enquanto que os URB se situavam na área urbana de Bonito, MS.



**Figura 1. Localização geográfica dos riachos amostrados, bacia do Alto Paraguai. REF (referência); URB (urbano). A seta indica a localização da cidade de Bonito, MS.**

**Tabela 1. Localização dos trechos referência (REF) e urbanos (URB) na bacia do Alto Paraguai, com a respectiva matriz/área ripária na qual estavam inseridos.**

<b>Riachos/Trechos</b>	<b>Matriz/área ripária</b>	<b>Estrutura interna do hábitat</b>	<b>Condutividade (<math>\mu\text{S/cm}</math>)</b>	<b>Turbidez (NTU)</b>	<b>Oxigênio dissolvido (mg/l)</b>	<b>Coordenadas geográficas</b>
<b>REF 1</b> Santa Maria	Floresta/Mata ciliar íntegra		330	1	8,9	20°41'06,2" S 56°46'40,4" W
<b>REF 2</b> Azul	Floresta/Mata ciliar íntegra	Rochas, cascalho, restos vegetais	412	0,3	8,4	20°45'31,3" S 56°45'06,8" W
<b>REF 3</b> Olaria	Pastagem/Mata ciliar estreita, 5-10 m de largura		403	3,7	8,2	21°01'46,9" S 56°36'56,5" W
<b>URB 1</b> Restinga	Urbana/Mata ciliar degradada, 2-3 m de largura		507	9,3	8,4	21°07'34,0" S 56°28'46,9" W
<b>URB 2</b> Bonito T1		Cascalho, entulho (tijolos e brita), areia	500	36,7	7,6	21°07'48,9" S 56°28'51,5" W
<b>URB 3</b> Bonito T2			529	51,3	6,4	21°07'45,2" S 56°28'49,2" W

A área de estudo foi selecionada pelos seguintes motivos: (i) faz parte do Cerrado, bioma que apresenta uma concentração excepcional de espécies endêmicas e onde os conjuntos vegetacionais, florestais e campestres encontram-se bastante transformados e ameaçados (Myers *et al.*, 2000); (ii) o município de Bonito, MS, apresenta uma grande proporção da população na área urbana (82%), semelhante ao padrão de urbanização do Brasil (IBGE, 2010); e (iii) os riachos localizados em áreas urbanas também provêm serviços e oportunidades para a recreação, elemento particularmente importante na região onde a atividade turística é a atividade socioeconômica mais importante (Michels *et al.*, 2006).

### **3. METODOLOGIA**

Os métodos utilizados para as amostragens dos descritores físicos e químicos da água, da estrutura física do hábitat, da ictiofauna, dos atributos ecomorfológicos e do conteúdo estomacal foram os mesmos explicados na metodologia geral desta Dissertação.

### **4. ANÁLISE DE DADOS**

#### **4.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia**

##### **4.1.1 Ordenação no morfoespaço e agrupamentos ecomorfológicos**

Inicialmente foi realizada uma análise de componentes principais (PCA, por suas siglas em inglês) para ordenar as espécies no espaço ecomorfológico ou morfoespaço. Para isto, foram utilizados os valores médios dos atributos ecomorfológicos de cada espécie. A PCA é um método de ordenação que geralmente sintetiza em poucas dimensões a maior quantidade da variabilidade de uma matriz com grande número de descritores, fornecendo assim uma medida da quantidade da variância explicada por esses poucos eixos principais independentes (Legendre & Legendre, 1998). A PCA permitiu comparações da distribuição das espécies no espaço ecomorfológico entre os dois grupos de riachos, assim como a identificação de padrões de covariação entre os atributos morfológicos e seu rol ecológico (Winemiller *et al.*, 1995). Para a extração dos componentes principais (PC) foi selecionada a opção ‘matriz de covariância’. Para a escolha dos PC a serem interpretados se utilizou o modelo *broken-stick*, que constrói uma distribuição nula de autovalores para ser comparada com os autovalores observados (Legendre & Legendre, 1998). Um componente principal se considera

interpretável se excede o autovalor gerado ao acaso pelo modelo de distribuição *broken-stick* (Legendre & Legendre, 1998).

Para agrupar as espécies de acordo com a similaridade ecomorfológica foi realizada uma análise de agrupamento por meio de Distância Euclidiana utilizando os valores médios dos atributos ecomorfológicos. Posteriormente foi elaborado um dendrograma, opção ‘Group Average’ a qual calcula os novos nodos tomando em conta a similaridade média dos nodos individuais (Clarke & Gorley, 2006). Os grupos ecomorfológicos ou ecomorfotipos encontrados foram classificados como: nectônico, nectobentônico e bentônico, conforme Lincoln *et al.* (1995).

#### 4.1.2 Similaridade ecomorfológica

Para testar a hipótese nula de ausência de relação (i.e., não concordância) entre o padrão multivariado dos atributos ecomorfológicos dos dois conjuntos de riachos, foi realizada uma análise de correlação multivariada utilizando os autovetores dos eixos significativos da PCA através da rotina *Relate*, opção coeficiente de correlação de Spearman (999 permutações). O coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho$ ) varia entre +1 e -1, quando  $\rho = +1$  (ou próximo a +1) a hipótese nula é rejeitada, indicando alta correlação positiva (i.e., alta concordância) entre os padrões multivariados em questão (Legendre & Legendre, 1998; Clarke & Gorley, 2006).

Para testar a significância das diferenças observadas na composição dos agrupamentos ecomorfológicos entre os dois grupos de riachos em termos de abundância e biomassa foi empregado o teste de Mann-Whitney (U), uma avaliação não paramétrica análoga ao teste *t* para amostras independentes.

Os escores da PCA serviram para estimar o morfoespaço ocupado pela ictiofauna em cada grupo de riachos. Para isto, foi calculada a distância Euclidiana de cada espécie ao centróide da assembléia (CD) utilizando os escores dos eixos que mais acrescentaram à variação ecomorfológica (C.G. Montaña, comunicação pessoal). A média destes valores fornece um índice de *diversificação de nicho* ou o tamanho relativo do morfoespaço definido por uma assembléia (Winemiller, 1991).

Também foi calculada a distância do vizinho mais próximo (NND, por suas siglas em inglês) a partir da matriz de distância Euclidiana obtida com os escores dos eixos principais (utilizaram-se os mesmos eixos do cálculo de CD). A média do vizinho mais próximo (NND-M) é um índice de *empacotamento das espécies* no morfoespaço e o desvio padrão (NND-SD) fornece um índice da *uniformidade do empacotamento* das espécies no morfoespaço (Montaña & Winemiller, 2010). Para testar a significância das diferenças no morfoespaço ocupado e nos parâmetros NND-M e NND-SD entre os dois grupos de riachos foi aplicado o teste *t* para amostras independentes.

Foi averiguada a influência de dois conjuntos de variáveis preditoras sobre o morfoespaço ocupado e sobre os parâmetros NND-M e NND-SD. Um conjunto foi composto pelos descritores ambientais (oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez) e outro pelos resíduos da regressão entre a riqueza e o volume da água (=volume do hábitat). Este último conjunto avaliou o efeito do volume do hábitat sobre os parâmetros morfológicos, e foi analisado desta forma, já que as relações entre os padrões morfológicos da assembléia e as características ambientais podem ser mascaradas por uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a estrutura do hábitat (Willis *et al.*, 2005). Para isso, foram feitas regressões lineares parciais, retendo-se aquelas com coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ) maior que 0,7. A análise de regressão linear parcial é uma forma de estimar quanto da variação de uma variável resposta pode ser atribuído exclusivamente a um conjunto de fatores, uma vez que o efeito de outro conjunto tem sido levado em consideração isoladamente (Legendre & Legendre, 1998).

Todas as análises multivariadas mencionadas acima foram realizadas empregando o software Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). Para o teste *t* e Mann-Whitney (U) foi utilizado o software Statistica 7 (StatSoft Inc., 2004), e para as regressões lineares parciais o software SAM v4.0 (Rangel *et al.*, 2010).

## 4.2 Estrutura e similaridade trófica da assembléia

Para testar a significância das diferenças observadas na composição das guildas tróficas entre os dois grupos de riachos em termos de abundância e biomassa foi empregado o teste de Mann-Whitney (U), utilizando o software Statistica 7 (StatSoft Inc., 2004).

### *4.3 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas e tróficas com os descritores do hábitat*

Para avaliar quais foram os indicadores de degradação do hábitat que melhor explicaram as diferenças das guildas ecomorfológicas e tróficas entre os riachos referência e urbanos foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA, por suas siglas em inglês) utilizando os valores da biomassa de cada guilda de acordo ao adotado por Rolla *et al.* (2009). A CCA é uma análise direta de gradiente que identifica uma base ambiental para a ordenação da assembléia. Esta análise reconhece os padrões na variação da composição da assembléia que podem ser mais bem explicados pelas variáveis ambientais (Ter Braak, 1986). No diagrama de ordenação resultante as espécies ou grupos e os locais são representados por pontos e as variáveis ambientais por setas. De acordo com McCune (1997) as variáveis irrelevantes ou que geram ruído e, por conseguinte, interpretações erradas dos resultados, têm que ser suprimidas antes de realizar as análises com a CCA. A estabilidade e significância da CCA foram avaliadas através do teste de Monte Carlo, teste não paramétrico que permite a validação da variância encontrada frente à variância simulada em 499 permutações. Estes procedimentos foram realizados com auxílio do software CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer, 2002).

## **5. RESULTADOS**

### *5.1 Composição, riqueza e abundância de espécies*

No total foram coletados 6.899 exemplares, compreendidos em cinco ordens, nove famílias e 24 espécies (Anexo 1-1), sendo *Poecilia reticulata* a espécie mais abundante (4.834 indivíduos, 70% do total capturado), seguida por *Ancistrus* sp. (481 indivíduos, 7%), *Jupiaba acanthogaster* (433 indivíduos, 6%) e *Astyanax lineatus* (404 indivíduos, 6%). As restantes 20 espécies representaram aproximadamente o 11% (747 indivíduos) do capturado.

Diferenciando as capturas por agrupamento de riachos, nos referência (REF) foram coletados 1.466 exemplares pertencentes a 20 espécies. Destas, *Jupiaba*

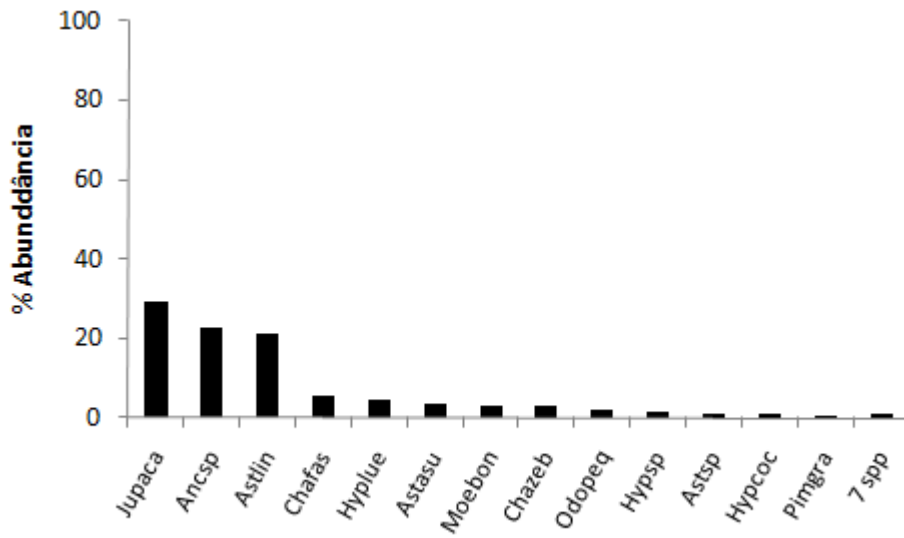
*acanthogaster* foi a mais abundante (433 indivíduos, 30% do total), seguida por *Ancistrus* sp. (333 indivíduos, 23%) e *A. lineatus* (311 indivíduos, 21%). As 17 espécies restantes representaram cada uma entre 6% e 0,1% do total (Tabela 2, Figura 2).

Nos riachos urbanos (URB) a abundância total foi de 5.433 indivíduos distribuídos em 14 espécies. Nestes, *P. reticulata* foi a mais abundante (4.834 indivíduos, 89% do total), seguida por *Corydoras aeneus* (199 indivíduos, 4%), *Ancistrus* sp. (148 indivíduos, 3%) e *A. lineatus* (93 indivíduos, 2%), sendo que as outras dez espécies representaram cada uma menos do 1% da abundância total (Tabela 2, Figura 2).

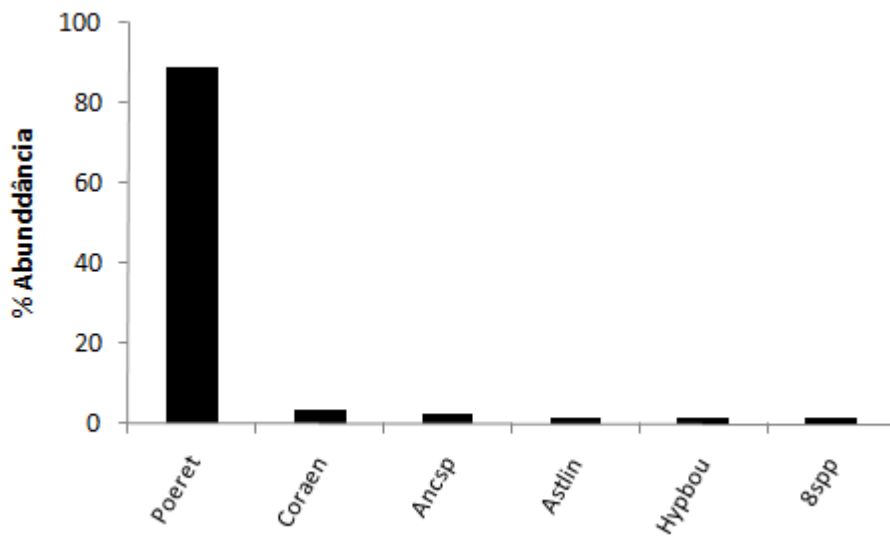
**Tabela 2. Abundância em número de indivíduos das espécies coletadas nos riachos referência (REF) e urbanos (URB), bacia do Alto Paraguai, Brasil. Espécies em ordem alfabética.**

Espécie	REF			URB		
	1	2	3	1	2	3
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	0	0	0	9	0	0
<i>Ancistrus</i> sp.	286	31	16	103	29	16
<i>Astyanax asuncionensis</i>	47	7	0	3	3	2
<i>Astyanax lineatus</i>	131	161	19	8	52	33
<i>Astyanax</i> sp.	0	0	13	0	0	0
<i>Brycon hildebrandi</i> *	1	0	0	0	0	0
<i>Characidium fasciatum</i>	51	32	2	1	0	0
<i>Characidium zebra</i>	19	19	6	12	0	0
<i>Corydoras aeneus</i>	0	0	0	101	50	48
<i>Crenicichla lepidota</i> *	0	1	0	0	0	0
<i>Hypostomus boulengeri</i>	0	0	0	16	28	26
<i>Hypostomus cochliodon</i>	12	1	0	0	5	14
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	0	0	66	3	0	0
<i>Hypostomus</i> sp.	17	0	4	0	0	0
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	104	329	0	0	0	0
<i>Moenkhausia bonita</i>	7	39	0	1	0	1
<i>Odontostilbe pequirá</i>	1	25	0	0	0	0
<i>Parodon nasus</i> *	0	2	0	0	0	0
<i>Phenacorhamdia hoehnei</i> *	1	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella gracilis</i>	4	4	0	0	0	0
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0	0	1.403	3.431
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	5	15	12	7
<i>Rineloricaria lanceolata</i> *	0	2	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i> *	1	0	0	0	0	1
<b>TOTAL</b>	<b>682</b>	<b>653</b>	<b>131</b>	<b>272</b>	<b>1.582</b>	<b>3.579</b>

\*Espécies não utilizadas nas análises ecomorfológicas e tróficas.



A



B

Figura 2. Frequência relativa das espécies capturadas: A) Nos riachos REF com abundância  $\geq 0,5\%$ ; B) Nos riachos URB com abundância  $\geq 1\%$ . Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Astsp, *Astyanax* sp.; Chafas, *Characidium fasciatum*; Chazeb, *C. zebra*; Coraen, *Corydoras aeneus*; Hypbou, *Hypostomus boulengeri*; Hypcoc, *Hypostomus cochliodon*; Hypsp, *Hypostomus* sp.; Hyplue, *Hyphessobrycon luetkenii*; Jupaca, *Jupiaba acanthogaster*; Moebon, *Moenkhausia bonita*; Odopeq, *Odontostilbe pequirá*; Pimgra, *Pimelodella gracilis*; Poeret, *Poecilia reticulata*; n spp, espécies restantes.

## 5.2 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia

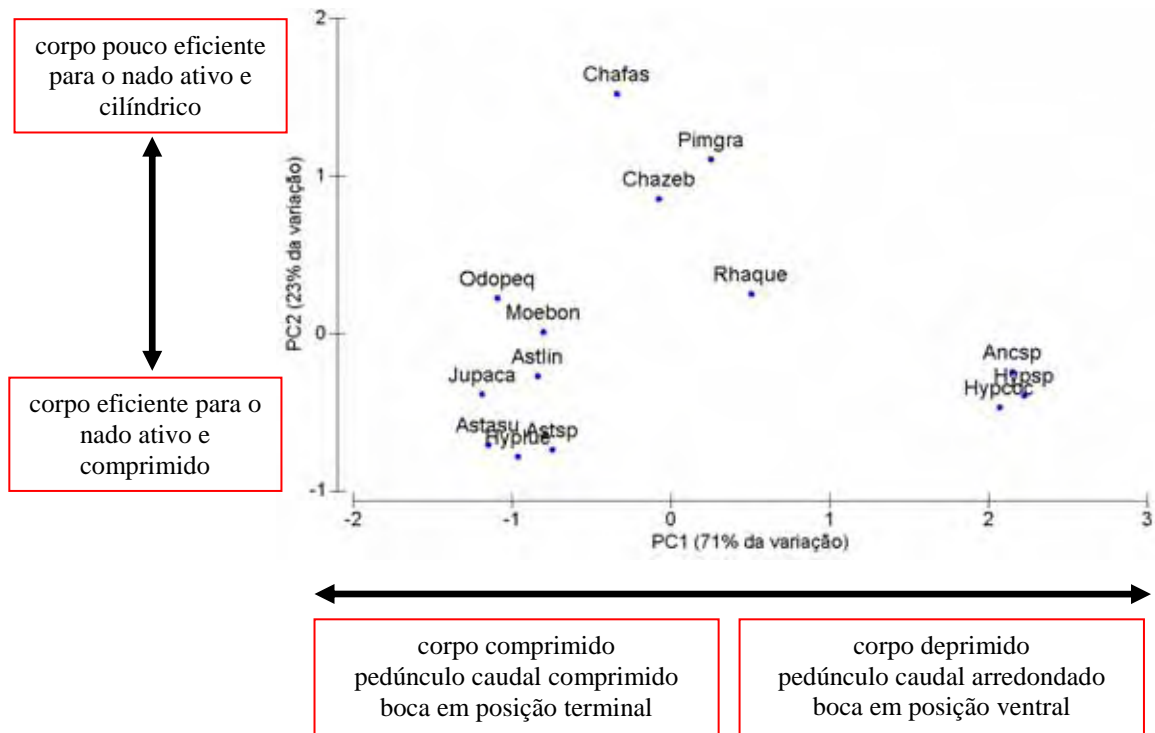
Para as análises ecomorfológicas foram empregadas 14 espécies nos riachos REF e 10 nos URB, seis espécies foram comuns aos dois conjuntos de riachos, totalizando 18 espécies diferentes e 251 exemplares examinados (Anexo 1-2).

### 5.2.1 Ordenação no morfoespaço e agrupamentos ecomorfológicos

#### 5.2.1.1 Riachos referência (REF)

De acordo com o modelo *broken-stick*, a PCA da estrutura ecomorfológica da assembléia de peixes dos riachos referência revelou dois componentes principais significativos (PC1 e PC2), que explicaram 93,7% da variação ecomorfológica. O PC1, que explicou 71,2% da variação, foi influenciado principalmente pelos atributos: índice de compressão do corpo (IC), índice de compressão do pedúnculo caudal (CPC) e orientação da boca (OB). Espécies com valores mais positivos no PC1 apresentam corpo dorso-ventralmente achatado (i.e. deprimido), pedúnculo caudal arredondado e boca em posição ventral (*Ancistrus* sp., *Hypostomus cochliodon* e *Hypostomus* sp.). As espécies com valores mais negativos no PC1 apresentam corpo lateralmente achatado (i.e. comprimido), pedúnculo caudal comprimido e boca em posição terminal (*Astyanax asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp., *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jupiaba acanthogaster*, *Moenkhausia bonita*, *Odontostilbe pequirá*) (Figura 3, Tabela 3).

Por outro lado, o PC2 explicou 22,5% da variação ecomorfológica e foi influenciado principalmente pelos atributos: coeficiente de finura (CF) e índice de compressão do corpo (IC). Espécies com valores mais positivos no PC2 se caracterizam por apresentar corpo pouco eficiente para o nado ativo e cilíndrico (*Characidium* aff. *fasciatum*, *Pimelodella gracilis*, *C. zebra*). Espécies com valores mais negativos no PC2 apresentam corpo eficiente para o nado ativo e comprimido (*Hyphessobrycon luetkenii*, *Astyanax* sp., *A. asuncionensis*) (Figura 3, Tabela 3).

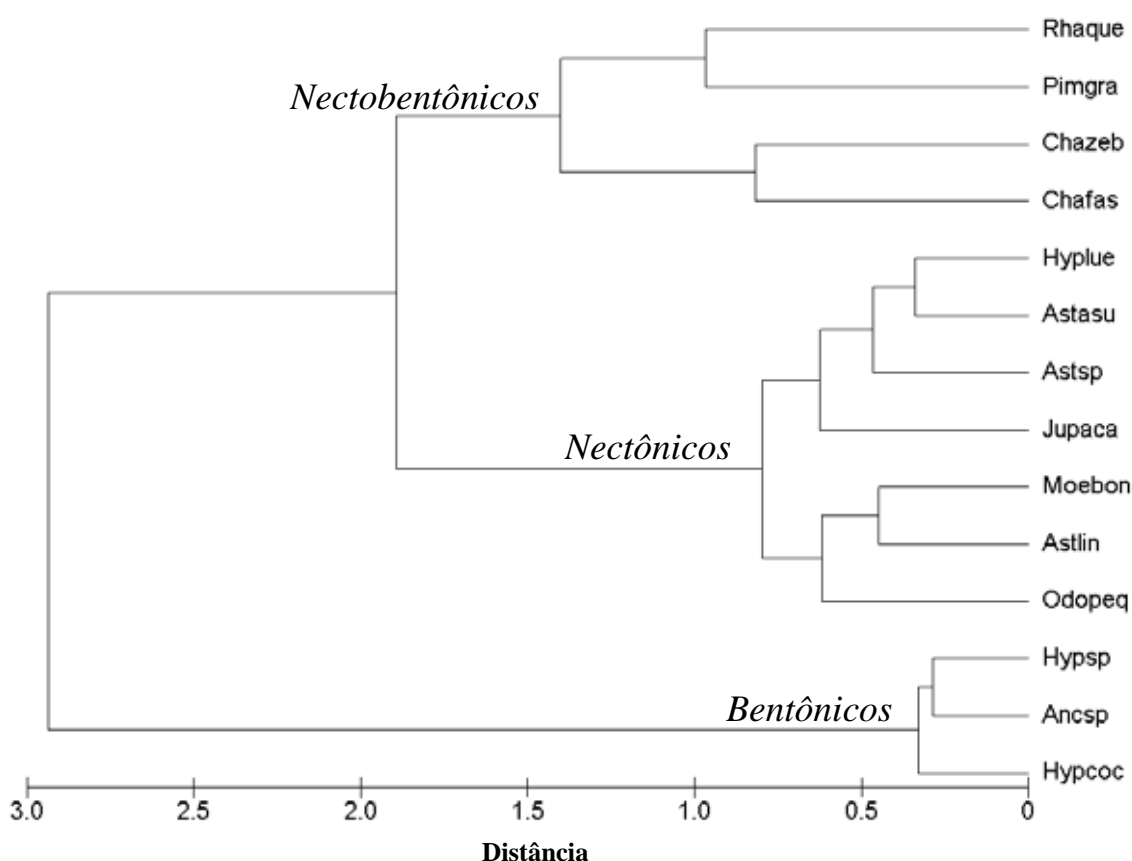


**Figura 3. Projeção dos dois primeiros eixos da PCA para as espécies de peixes residentes nos riachos REF baseada em 14 atributos ecomorfológicos, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Astsp, *Astyanax* sp.; Chafas, *Characidium fasciatum*; Chazeb, *C. zebra*; Hypcoc, *Hypostomus cochliodon*; Hypsp, *Hypostomus* sp.; Hyplue, *Hyphessobrycon luetkenii*; Jupaca, *Jupiaba acanthogaster*; Moebon, *Moenkhausia bonita*; Odopeq, *Odontostilbe pequirá*; Pimgra, *Pimelodella gracilis*; Rhaque, *Rhamdia quelen*.**

Na assembléia de peixes dos riachos referência foram verificados três agrupamentos ecomorfológicos: (i) nectônicos, que se caracterizou por apresentar espécies que exploram longitudinalmente a coluna da água, composto exclusivamente por espécies da família Characidae (*A. asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp., *Hyphessobrycon luetkenii*, *J. acanthogaster*, *M. bonita* e *O. pequirá*); (ii) bentônicos, espécies que exploram o fundo, sendo todas pertencentes à família Loricariidae (*Ancistrus* sp., *H. cochliodon* e *Hypostomus* sp.); e (iii) nectobentônicos, que utilizam o fundo mas realizam incursões ocasionais na zona pelágica, com representantes da família Crenuchidae (*Characidium fasciatum*, *Characidium zebra*) e Heptapteridae (*Pimelodella gracilis*, *Rhamdia quelen*) (Figura 4).

**Tabela 3. Contribuição aos dois primeiros eixos da PCA dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies de peixes residentes nos riachos REF e URB, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Em negrito os autovetores mais relevantes para a interpretação dos eixos significativos.**

Atributos	REF		URB	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Índice de compressão do corpo	<b>0,560</b>	<b>-0,323</b>	-0,375	0,299
Altura relativa	0,039	-0,065	-0,047	-0,029
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	-0,059	0,008	0,046	-0,022
Índice de compressão do pedúnculo caudal	<b>0,505</b>	-0,092	<b>-0,816</b>	-0,271
Índice de aplanamento ventral	0,036	-0,009	-0,009	0,051
Área relativa da nadadeira dorsal	-0,054	-0,004	0,030	-0,044
Área relativa da nadadeira peitoral	-0,040	0,010	0,025	-0,027
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral	0,307	-0,077	-0,198	0,187
Área relativa da nadadeira caudal	-0,058	-0,003	0,042	-0,033
Comprimento relativo da cabeça	-0,012	-0,013	-0,009	-0,032
Posição relativa dos olhos	-0,069	0,022	0,029	-0,063
Largura relativa da boca	-0,014	-0,019	0,003	-0,017
Orientação da boca	<b>0,502</b>	0,033	-0,376	0,328
Coefficiente de finura	0,255	<b>0,935</b>	0,068	<b>0,826</b>
<b>Autovalor</b>	1,621	0,513	2,516	0,766
<b>Proporção do autovalor</b>	0,712	0,225	0,672	0,205
<i>Broken-stick</i>	0,232	0,161	0,232	0,161
<b>Proporção da variação (%)</b>	71,2	22,5	67,2	20,5
<b>Varição acumulada (%)</b>	-	93,7	-	87,7



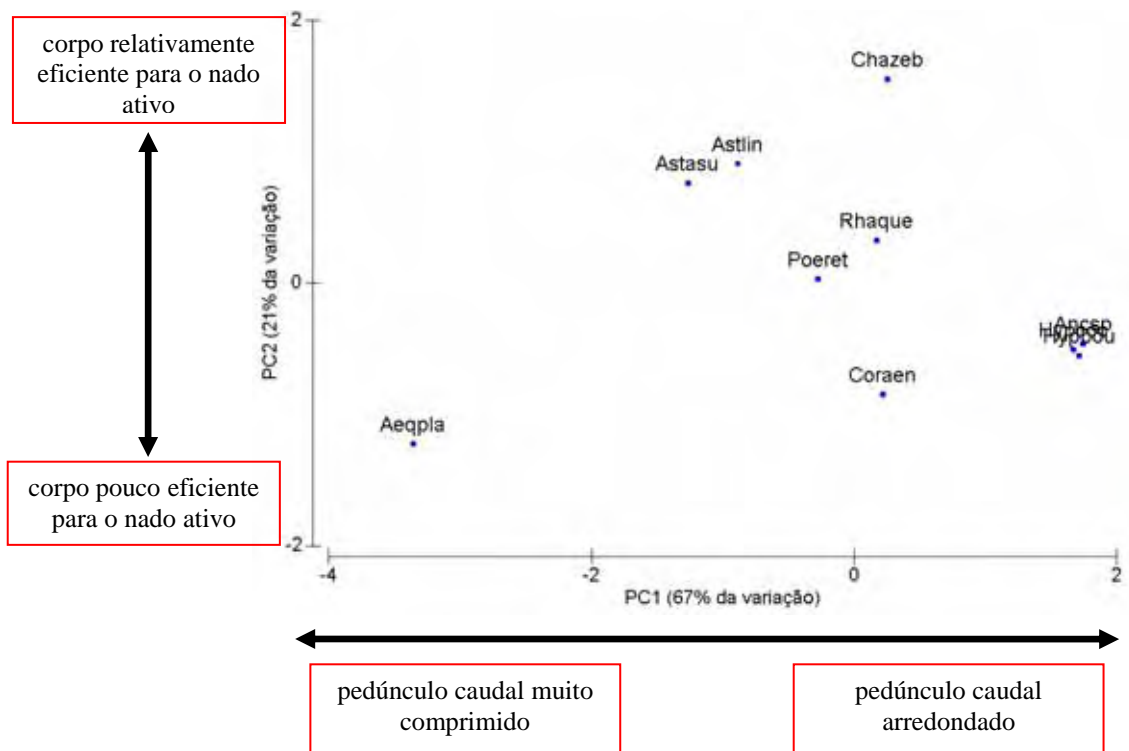
**Figura 4.** Dendrograma das espécies de peixes residentes nos riachos REF baseada em 14 atributos ecomorfológicos, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Astsp, *Astyanax* sp.; Chafas, *Characidium fasciatum*; Chazeb, *C. zebra*; Hypcoc, *Hypostomus cochliodon*; Hypsp, *Hypostomus* sp.; Hyplue, *Hyphessobrycon luetkenii*; Jupaca, *Jupiaba acanthogaster*; Moebon, *Moenkhausia bonita*; Odopeq, *Odontostilbe pequirá*; Pimgra, *Pimelodella gracilis*; Rhaque, *Rhamdia quelen*.

### 5.2.1.2 Riachos urbanos (URB)

De acordo com o modelo *broken-stick*, a PCA da estrutura ecomorfológica da assembléia de peixes dos riachos urbanos revelou dois componentes principais significativos (PC1 e PC2), que explicaram 87,7% da variação ecomorfológica. O PC1, que explicou 67,2% da variação, foi influenciado principalmente pelo atributo índice de compressão do pedúnculo caudal (CPC). Espécies com valores mais positivos no PC1 apresentam pedúnculo caudal arredondado (*H. boulengeri*, *H. cochliodon*, e *Ancistrus* sp.), enquanto a espécie com valor mais negativo no PC1 apresenta pedúnculo caudal muito comprimido ( $CPC \geq 5,5$ ) (*Aequidens plagiozonatus*) (Figura 5, Tabela 3).

Por outro lado, o PC2 explicou 20,5% da variação ecomorfológica e foi influenciado principalmente pelo coeficiente de finura (CF). A espécie com valor mais

positivo no PC2 apresenta corpo relativamente eficiente para nada ativo ( $CF \geq 5,73$ ) (*Characidium zebra*) enquanto a de valor mais negativo apresenta corpo pouco eficiente para nada ativo ( $CF \leq 3,27$ ) (*Aequidens plagiozonatus*, *Corydoras aeneus*) (Figura 5, Tabela 3).



**Figura 5.** Projecção dos dois primeiros eixos da PCA para as espécies de peixes residentes nos riachos URB baseada em 14 atributos ecomorfológicos, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Aeqpla, *Aequidens plagiozonatus*; Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Chazeb, *Characidium zebra*; Coraen, *Corydoras aeneus*; Hypbou, *Hypostomus boulengeri*; Hypcoc, *H. cochliodon*; Poeret, *Poecilia reticulata*; Rhaque, *Rhamdia quelen*.

Na assembléia de peixes dos riachos urbanos foram verificados três agrupamentos ecomorfológicos: (i) nectônicos, espécies exclusivamente da família Characidae (*A. asuncionensis* e *A. lineatus*); (ii) bentônicos, espécies pertencentes à família Loricariidae (*Ancistrus* sp., *Hypostomus boulengeri*, *H. cochliodon*); e (iii) nectobentônicos, sendo que este agrupamento foi dividido em nectobentônicos I, conformado por espécies de corpo cilíndrico e pertencentes às famílias Heptapteridae (*R. quelen*) e Crenuchidae (*C. zebra*); nectobentônicos II, conformado por *C. aeneus* (Callichthyidae) e à qual esteve associada *P. reticulata*, espécie que explora principalmente a superfície da coluna da água; e nectobentônicos III, conformado por um membro da família Cichlidae (*A. plagiozonatus*) (Figura 6).

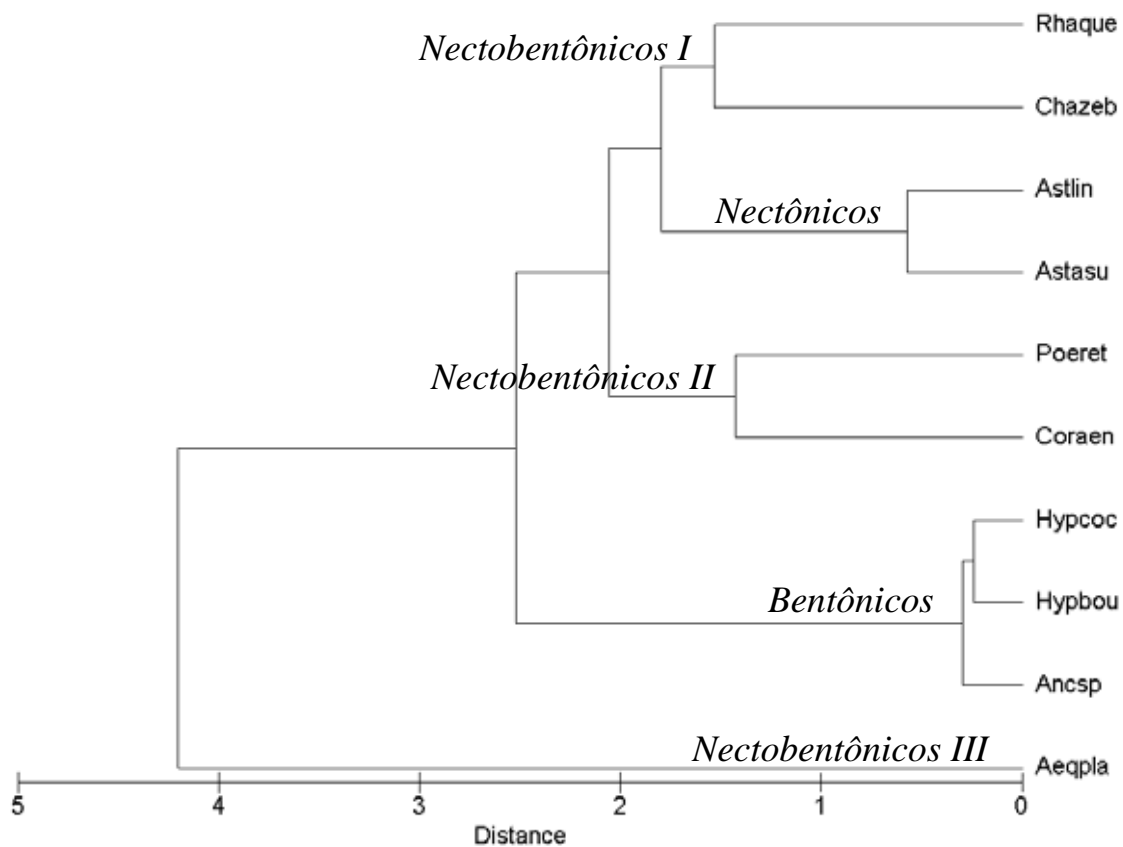


Figura 6. Dendrograma das espécies de peixes residentes nos riachos URB baseada em 14 atributos ecomorfológicos, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Aeqpla, *Aequidens plagiозonatus*; Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astatu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Chazeb, *Characidium zebra*; Coraen, *Corydoras aeneus*; Hypbou, *Hypostomus boulengeri*; Hycoc, *H. cochliodon*; Poeret, *Poecilia reticulata*; Rhaque, *Rhamdia quelen*.

### 5.2.2 Similaridade ecomorfológica

O teste de similaridade dos atributos ecomorfológicos entre os dois grupos de riachos indicou uma alta concordância entre eles ( $Rho = 0,885$ ;  $P < 0,001$ ), sugerindo que os atributos ecomorfológicos estiveram correlacionados da mesma forma em condições de urbanização e preservação. Nos riachos REF a contribuição dos nectobentônicos em abundância e biomassa foi significativamente menor ( $U_{Abun} = 1,96$ ;  $P < 0,05$ ;  $U_{Biom} = 1,96$ ;  $P < 0,05$ ) e a dos nectônicos maior ( $U_{Abun} = -1,96$ ;  $P < 0,05$ ) em comparação a dos URB. A guilda de bentônicos não apresentou diferenças significativas entre os dois conjuntos de riachos (Figuras 7 e 8).

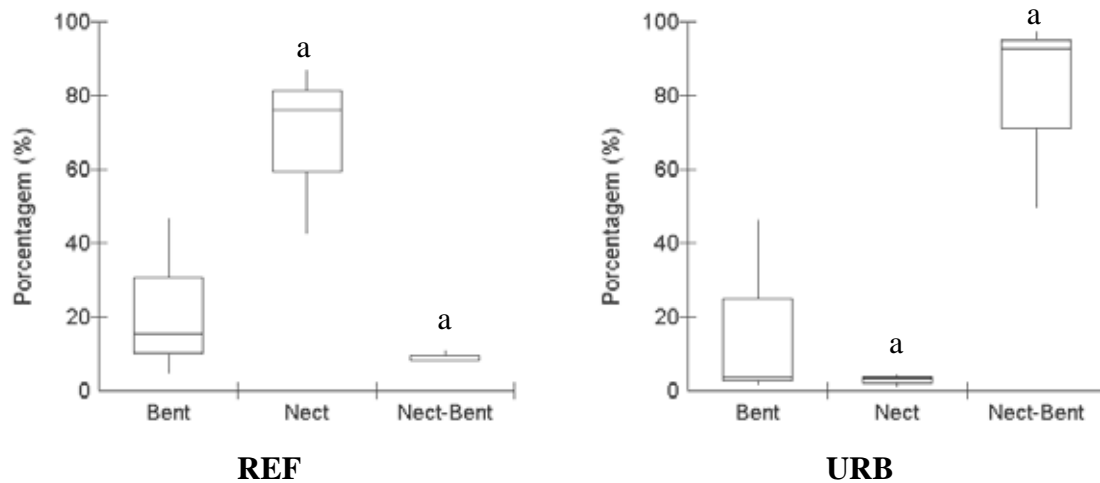


Figura 7. Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a abundância de cada guilda morfológica nos riachos referência (REF) e nos urbanos (URB). Bent, bentônicos; Nect, nectônicos; Nect-Bent, nectobentônicos. Diferenças significativas assinaladas com *a*, teste de Mann-Whitney ( $P < 0.05$ ).

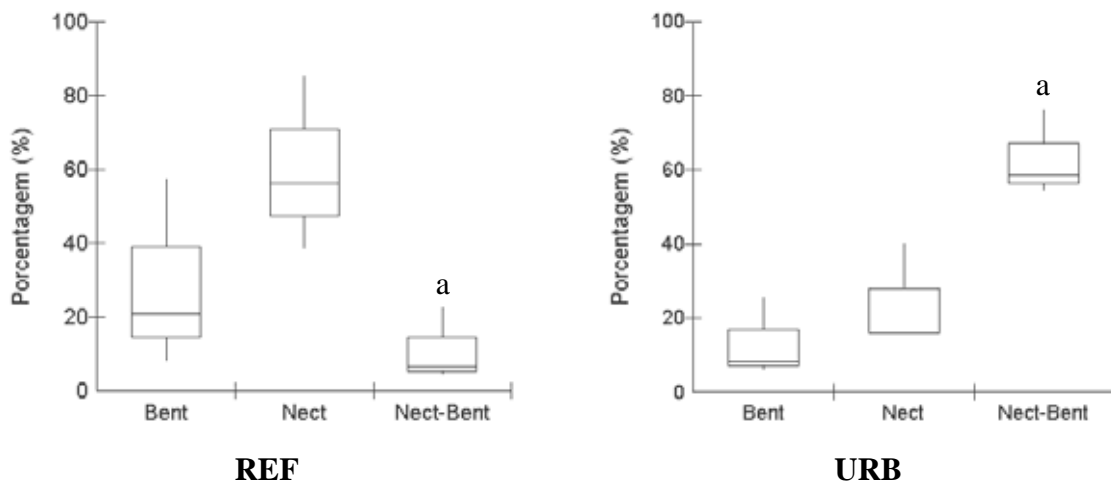
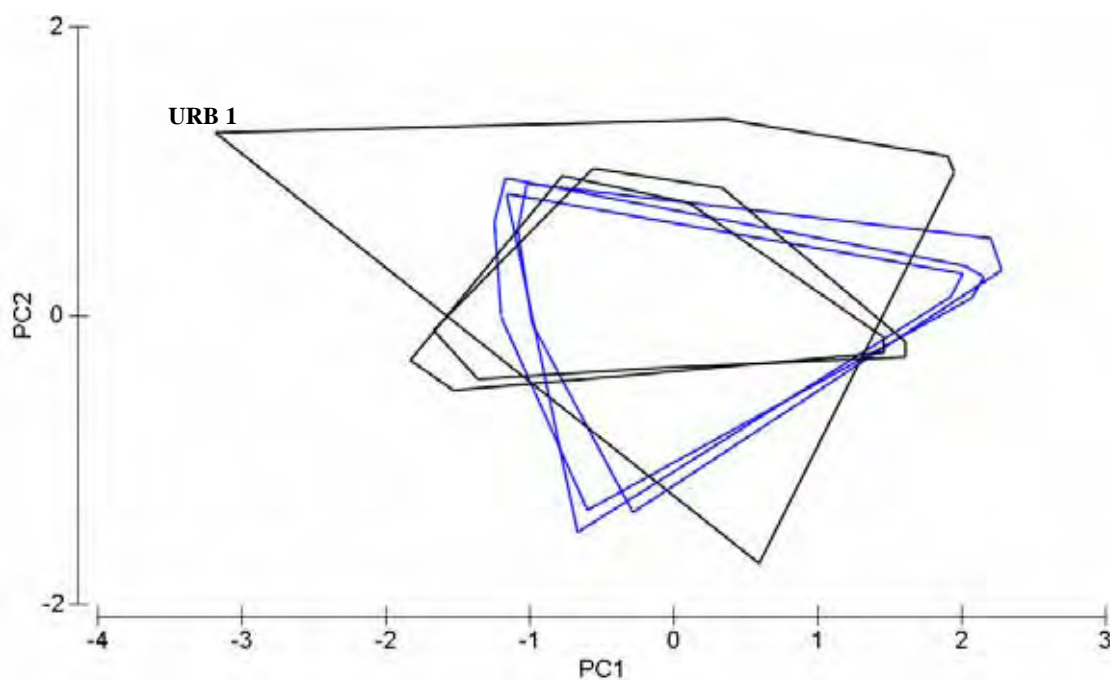


Figura 8. Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a biomassa de cada guilda morfológica nos riachos referência (REF) e nos urbanos (URB). Bent, bentônicos; Nect, nectônicos; Nect-Bent, nectobentônicos. Diferenças significativas assinaladas com *a*, teste de Mann-Whitney ( $P < 0.05$ ).

O morfoespaço ocupado pela assembléia tanto nos riachos referência quanto nos riachos urbanos não foi significativamente diferente. Nos referência o morfoespaço ocupado esteve entre 1,32-1,45 e nos urbanos entre 1,39-1,59. Este padrão de sobreposição no espaço ecomorfológico, com exceção para um dos riachos urbanos (URB 1), foi identificado de forma qualitativa a partir da projeção dos escores das PCAs (Figura 9).

Os parâmetros NND-M e NND-SD foram significativamente diferentes entre os dois grupos de riachos ( $t_{NND-M} = -3,32, P < 0,03$ ;  $t_{NND-SD} = -3,19, P < 0,04$ ), sendo maiores nos urbanos. Nos riachos REF a média de NND esteve entre 0,47 e 0,55 e o desvio padrão entre 0,25 e 0,46, nos URB a média entre 0,61 e 0,82 e o desvio padrão entre 0,57 e 0,89. A comparação destes parâmetros sugere que nos riachos URB o empacotamento é menor e a distribuição das espécies no morfoespaço é irregular principalmente pelo riacho onde houve um maior morfoespaço ocupado, enquanto que nos REF o empacotamento é maior e a distribuição é agregada.



**Figura 9.** Projecção derivada dos dois primeiros eixos das PCAs para as espécies de peixes residentes nos riachos REF (azul) e URB (preto) baseada em 14 atributos ecomorfológicos, bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Os parâmetros NND-M e NND-SD apresentaram correlação positiva e significativa com os descritores ambientais (oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez) e com o resíduo da riqueza de espécies com volume de hábitat (Tabela 4). As regressões parciais revelaram que, dos dois grupos de variáveis, a de descritores ambientais explicou a maior porção da variação nos parâmetros NND-M (82,9%) e NND-SD (84,1%) enquanto que o resíduo de espécies com volume de hábitat explicou menos de 8% da variação. Estes resultados sugerem que há maior empacotamento em habitats com maior quantidade de oxigênio dissolvido e menor condutividade e turbidez

(i.e. riachos referência); e maior dispersão no morfoespaço em ambientes com menor quantidade de oxigênio e maiores valores de condutividade e turbidez (i.e. riachos urbanos). O morfoespaço não esteve significativamente correlacionado com nenhum dos dois conjuntos de variáveis ( $R^2 = 0,77$ ;  $P = 0,066$ ) (Tabela 4).

**Tabela 4.** Coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ), valores de  $P$  e variação do morfoespaço e dos parâmetros NND-M e NND-SD explicada pelo grupo de variáveis preditoras: (a) oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez, e (b) resíduo da riqueza em função do volume de hábitat.

Variável resposta	Variáveis preditoras		n	r	$R^2$	P	Proporção da variação explicada por ( $R^2$ )			
	a	b					a	b	a+b	Não explicada
Morfoespaço	OD Cond. Turb.	Resíduos Riqueza - Vol.	6	0,953	0,77	0,07	0,627	0,050	0,23	0,092
NND-M	OD Cond. Turb.	Resíduos Riqueza - Vol.	6	0,959	0,801	<b>0,05*</b>	0,829	0,018	0,073	0,08
NND-SD	OD Cond. Turb.	Resíduos Riqueza - Vol.	6	0,973	0,868	<b>0,03*</b>	0,841	0,074	0,032	0,053

\*Valores significativos ( $P \leq 0,05$ ).

### 5.3 Estrutura e similaridade trófica da assembléia

Para o estudo da estrutura trófica foram empregadas 12 espécies nos riachos REF e oito nos URB, quatro espécies foram comuns aos dois conjuntos de riachos, totalizando 16 espécies diferentes. O conteúdo estomacal de 350 indivíduos foi analisado, sendo que 190 estômagos pertenceram aos riachos REF e 160 estômagos aos URB. As espécies de peixes foram agrupadas dentro das seguintes guildas: insetívoros terrestres (espécies nas que o conteúdo estomacal foi constituído principalmente por insetos de origem alóctone); insetívoros aquáticos (predominância de insetos de origem autóctone); detritívoros (predominância de detrito); perifitívoros (predominância de perifíton); onívoros (itens diferentes em proporções semelhantes).

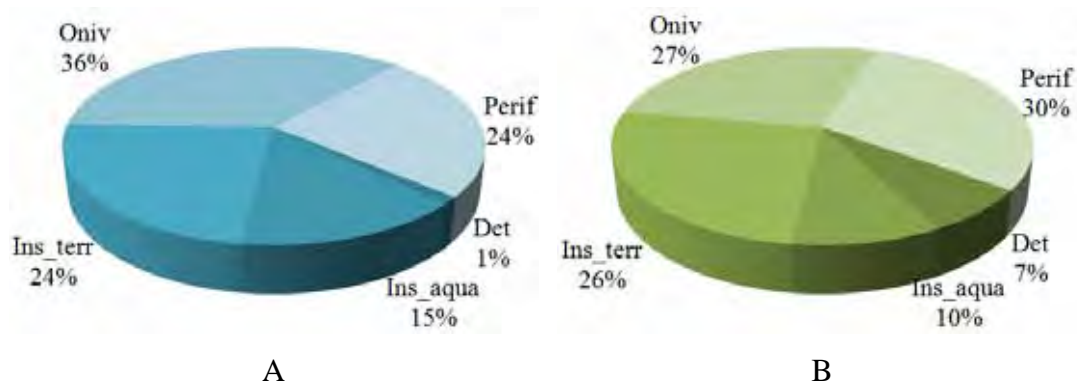
#### 5.3.1 Estrutura trófica

##### 5.3.1.1 Riachos referência (REF)

Nos riachos REF, 84% (1.188 indivíduos) da abundância total e 83,1% (1.613,2 g) da biomassa total foi acumulada em três guildas tróficas: onívoros, perifívoros e insetívoros terrestres. A guilda dos onívoros esteve representada pelas espécies *Astyanax asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp. e *Jupiaba acanthogaster*; os perifívoros pelas espécies *Ancistrus* sp. e *Hypostomus cochliodon*; enquanto que os insetívoros terrestres por *Astyanax lineatus* e *Moenkhausia bonita*. As duas guildas restantes, detritívoros e insetívoros aquáticos, representaram cada uma menos de 15% do total da abundância e biomassa (Tabela 5, Figura 10, Anexos 1-3 a 1-5).

**Tabela 5. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas no conjunto de riachos referência (REF), bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

Guilda trófica	Composição	Abundância		Biomassa	
		n	%	g	%
Detritívoros	<i>Hypostomus</i> sp.	17	1,2	141	7,3
Insetívoros-aquáticos	<i>Characidium fasciatum</i> <i>Characidium zebra</i> <i>Odontostilbe pequirá</i> <i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	210	14,8	186	9,6
Insetívoros-terrestres	<i>Astyanax lineatus</i> <i>Moenkhausia bonita</i>	331	23,4	501,1	25,8
Onívoros	<i>Astyanax asuncionensis</i> <i>Astyanax lineatus</i> <i>Astyanax</i> sp. <i>Jupiaba acanthogaster</i>	512	36,2	526,3	27,1
Perifívoros	<i>Ancistrus</i> sp. <i>Hypostomus cochliodon</i>	345	24,4	585,8	30,2
<b>Total</b>		<b>1.415</b>	<b>100</b>	<b>1.940</b>	<b>100</b>



**Figura 10. Proporção da abundância (A) e biomassa (B) das guildas tróficas presentes no conjunto de riachos referência, bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

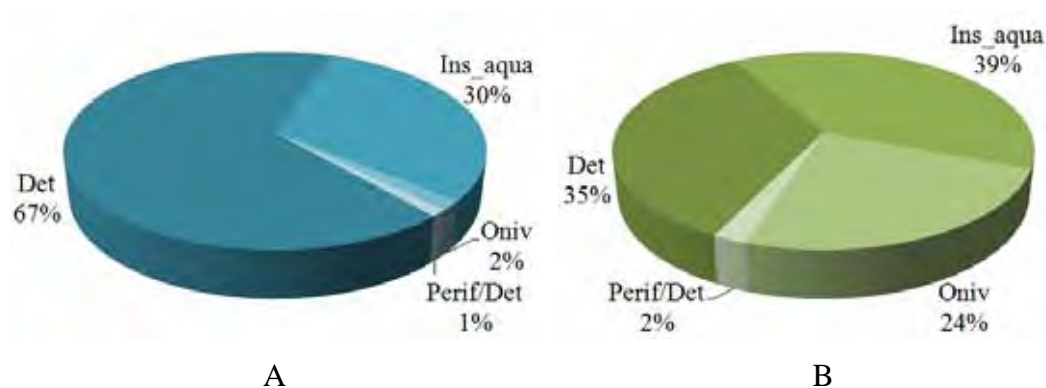
Nos riachos referência, os principais itens alimentares para os onívoros foram insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera, insetos terrestres das ordens Hymenoptera (Formicidae) e Hemiptera, e material vegetal alóctone (sementes, Poaceae); para os perifítivos foram algas filamentosas e diatomáceas (dos gêneros *Amphipleura*, *Cymbella*, *Cocconeis*, *Gomphonema* e *Gyrosigma*) e fungos; para os detritívoros, matéria orgânica particulada; para os insetívoros terrestres foram principalmente indivíduos da família Formicidae (Hymenoptera) e esporadicamente insetos das ordens Lepidoptera, Coleoptera, Diptera e Hemiptera; para os insetívoros aquáticos, insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera.

### 5.3.1.2 Riachos urbanos (URB)

Nos riachos URB, 5.231 indivíduos (97,4% da abundância) pertenceram a duas guildas tróficas: detritívoros e insetívoros aquáticos. Em termos de biomassa, 97,8% (1.879,8 g) estiveram acumulados em três guildas: insetívoros aquáticos, detritívoros e onívoros. Os insetívoros aquáticos foram representados por *Characidium zebra*, *Corydoras aeneus*, *Poecilia reticulata* e *Rhamdia quelen*; os detritívoros por *Ancistrus* sp., *Hypostomus boulengeri*, *H. cochliodon* e *Poecilia reticulata*; os onívoros por *Astyanax lineatus*. A guilda de perifítivos/detritívoros, que reuniu menos de 3% da abundância e biomassa totais, esteve representada pelas espécies *Ancistrus* sp. e *H. boulengeri* (Tabela 6, Figura 11, Anexos 1-6 a 1-8).

**Tabela 6. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas no conjunto de riachos urbanos (URB), bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

Guilda trófica	Composição	Abundância		Biomassa			
		n	%	g	%		
URB	Detritívoros	3.590	66,8	661,6	34,4		
	<i>Ancistrus</i> sp.						
	<i>Hypostomus boulengeri</i>						
	<i>Hypostomus cochliodon</i>						
Insetívoros-aquáticos	<i>Characidium zebra</i> <i>Corydoras aeneus</i> <i>Poecilia reticulata</i> <i>Rhamdia quelen</i>	1.641	30,5	753,4	39,2		
						<i>Poecilia reticulata</i>	
						<i>Rhamdia quelen</i>	
						<i>Astyanax lineatus</i>	
Onívoros	85	1,6	464,8	24,2			
Perifítivo/Detritívoros	<i>Ancistrus</i> sp. <i>Hypostomus boulengeri</i>	57	1,1	41,8	2,2		
<b>Total</b>		<b>5.373</b>	<b>100</b>	<b>1.922</b>	<b>100</b>		



**Figura 11. Proporção da abundância (A) e biomassa (B) das guildas tróficas presentes no conjunto de riachos urbanos, bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

Nos riachos urbanos, os principais itens alimentares para os detritívoros foram matéria orgânica particulada; para os insetívoros aquáticos, insetos aquáticos em estágios imaturos ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera; para os onívoros, material vegetal alóctone (sementes, Poaceae), microcrustáceos (Ostracoda, Copepoda), insetos terrestres das ordens Hymenoptera (Formicidae) e Hemiptera, e insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera. A guilda dos perifitívoros/detritívoros apresentou em iguais proporções algas diatomáceas e matéria orgânica particulada.

### 5.3.2 Similaridade trófica

Em média, os riachos REF apresentaram quatro guildas, em contraste com os riachos URB, com três. Nos REF a contribuição de peixes perifitívoros ( $U_{Abun} = -1,96$ ;  $P < 0,05$ ;  $U_{Biom} = -2,09$ ;  $P < 0,05$ ) e onívoros ( $U_{Abun} = -2,09$ ;  $P < 0,05$ ) foi significativamente maior em comparação com os URB. Do mesmo modo, embora não significativo, nos riachos REF a contribuição de peixes detritívoros foi menor ( $U_{Biom} = 1,16$ ;  $U_{Abun} = 1,16$ ;  $P = n.s.$ ) e a dos insetívoros terrestres maior ( $U_{Biom} = -1,55$ ;  $U_{Abun} = -1,55$ ;  $P = n.s.$ ) (Figuras 12-13).

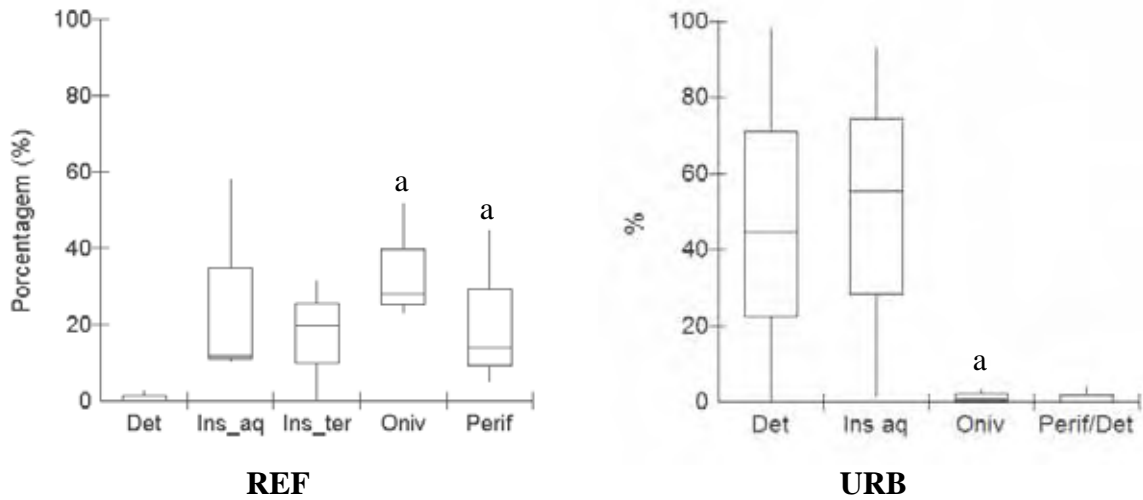


Figura 12. Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a abundância relativa de cada guilda trófica nos riachos referência (REF) e nos urbanos (URB). Det, detritívoros; Ins aq, insetívoros aquáticos; Ins ter, insetívoros terrestres; Oniv, onívoros; Perif, perifívoros; Perif/Det, perifívoros-detritívoros. Diferenças significativas assinaladas *a*, teste de Mann-Whitney ( $P < 0.05$ ).

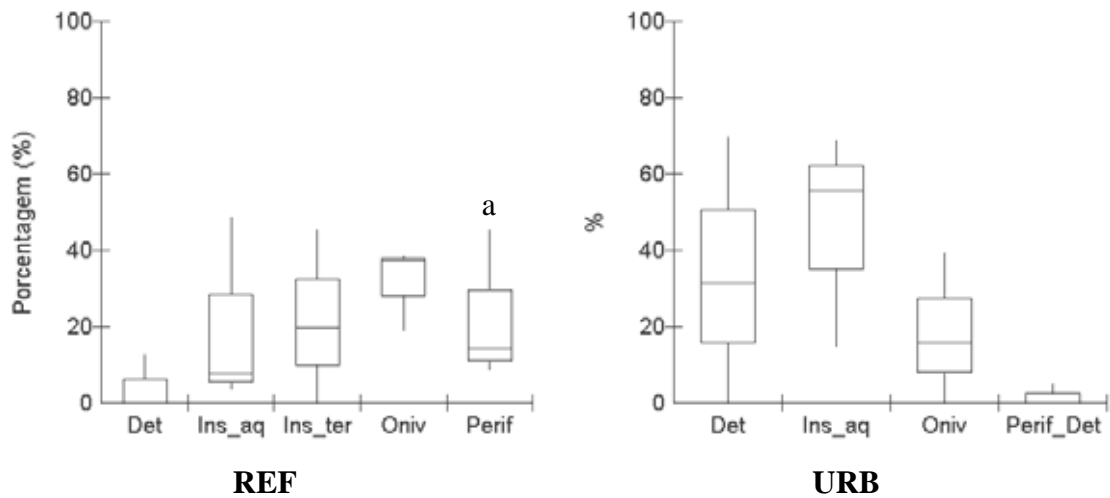


Figura 13. Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a biomassa relativa de cada guilda trófica nos riachos referência (REF) e nos urbanos (URB). Det, detritívoros; Ins aq, insetívoros aquáticos; Ins ter, insetívoros terrestres; Oniv, onívoros; Perif, perifívoros; Perif/Det, perifívoros-detritívoros. Diferenças significativas assinaladas com *a*, teste de Mann-Whitney ( $P < 0.05$ ).

## 5.4 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas e tróficas com os descritores do hábitat

Os valores médios dos descritores do hábitat mensurados nos seis locais são apresentados na Tabela 7. Após seleção prévia com auxílio do software CANOCO 4.53 (Ter Braak & Smilauer, 2002), cinco descritores foram escolhidos para a Análise de Correspondência Canônica.

**Tabela 7. Valores médios dos descritores amostrados da estrutura do hábitat nos riachos referência (REF) e urbanos (URB) durante o período de seca, bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

Variável	Unidade	REF			URB			
		1	2	3	1	2	3	
Ecótone	Raiz fina	% relat.	10,0	11,3	27,5	3,8	10,0	16,9
	Arbustiva	% relat.	10,6	40,6	9,4	15,0	10,6	3,1
	Arbórea	% relat.	0,6	0,0	7,5	2,5	5,6	0,6
	Barranco exposto*	% relat.	3,8	4,4	3,1	62,5	65,6	71,9
Estrutura interna	Areia	% relat.	10,0	1,9	1,9	6,9	24,4	31,9
	Cascalho	% relat.	1,9	23,1	13,8	25,0	26,3	21,3
	Seixo	% relat.	0,0	15,0	4,4	25,6	25,0	23,1
	Rocha*	% relat.	75,6	42,5	29,4	11,9	10,6	8,1
	Galho+Tronco	% relat.	1,3	0,0	10,0	10,0	6,9	8,1
Meso-hábitat	Corredor	% relat.	64,7	58,8	58,8	41,2	64,7	76,5
	Corredeira	% relat.	29,4	41,2	29,4	47,1	35,3	23,5
	Poço	% relat.	5,9	0,0	11,8	11,8	0,0	0,0
Físico-químicos	Área superficial	m <sup>2</sup>	692,2	698,0	227,8	156,3	154,7	213,4
	Volume de hábitat*	m <sup>3</sup>	216,4	193,1	77,3	14,5	13,4	21,8
	Vazão*	m <sup>3</sup> /s	0,107	0,582	0,294	0,111	0,018	0,021
	Velocidade	m/s	0,194	0,210	0,348	0,327	0,218	0,138
	Largura	m	8,6	8,8	2,9	1,9	1,9	2,7
	Profundidade	cm	29,1	28,8	32,6	9,8	8,9	10,2
	Oxigênio dissolvido	mg/l	8,9	8,4	8,2	8,4	7,6	6,4
	Condutividade	µS/cm	330	412	403	507	500	529
	Turbidez*	NTU	1,0	0,3	3,7	9,3	36,7	51,3
Temperatura	°C	21,2	21,5	19,6	20,9	21,8	21,7	

\*Descritores utilizados na CCA.

#### 5.4.1 Biomassa das guildas ecomorfológicas e relação com o hábitat

De acordo com a CCA, a variância explicada pela relação biomassa das guildas ecomorfológicas-estrutura do hábitat foi 100% para os dois primeiros eixos, sendo 75,9% no Eixo 1 e 24,1% no Eixo 2. Na projeção desses eixos, os descritores que explicaram significativamente a variação foram barranco exposto ( $P = 0,012$ ) e vazão ( $P = 0,034$ ). O descritor barranco exposto, situado no lado direito do diagrama, esteve correlacionado com a biomassa expressiva da guilda de nectobentônicos nos riachos urbanos. A variável vazão explicou a biomassa dos nectônicos principalmente no REF2 enquanto que rocha, embora não significativa, foi a variável de hábitat mais associada à presença de espécies bentônicas. Em síntese, ambientes com uma porcentagem relativa alta de barranco exposto e maior turbidez apresentaram uma biomassa significativamente maior de nectobentônicos. Enquanto que ambientes com maior vazão e volume apresentaram uma biomassa maior de nectônicos, e riachos com porcentagem relativa alta de rocha maior biomassa de bentônicos (Figura 14, Tabela 7).

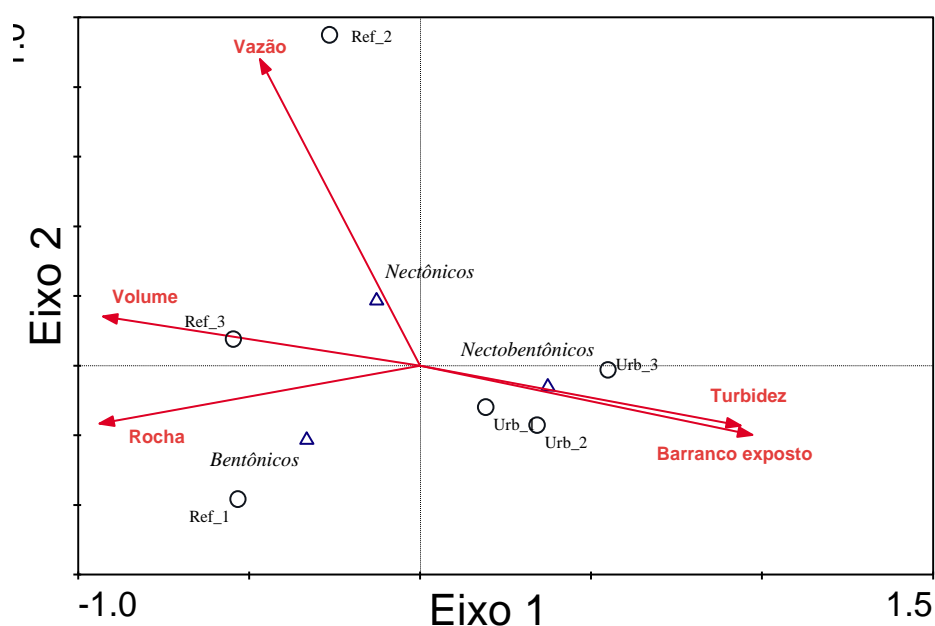


Figura 14. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica: mostrando a biomassa das guildas ecomorfológicas em três riachos referência (Ref) e três urbanos (Urb) durante o período de seca, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Descritores ambientais representados por setas, guildas ecomorfológicas por triângulos e localidades por círculos.

### 5.4.2 Biomassa das guildas tróficas e relação com o hábitat

A variância explicada pela relação biomassa das guildas tróficas-estrutura do hábitat foi 80,9% nos dois primeiros eixos da CCA, sendo 58,7% no eixo 1 e 22,2% no eixo 2. Na projeção desses eixos, o descritor que melhor explicou a variação na estrutura das guildas tróficas foi o volume ( $P = 0,06$ ). Este descritor, localizado no lado esquerdo do diagrama, explicou a biomassa expressiva dos insetívoros terrestres e dos perifitívoros nos locais referência, ambientes onde o volume foi maior. Outras variáveis do hábitat que estiveram associadas à biomassa dessas guildas nos locais referência, porém não significativas, foram maior porcentagem de rocha e maior vazão. De igual forma, o menor volume determinou a ocorrência dos perifitívoros/detritívoros e dos insetívoros aquáticos em alguns dos ambientes urbanos. A porcentagem de barranco exposto e principalmente a turbidez, embora não significativas, estiveram associadas à presença de espécies detritívoras nos riachos urbanos (Tabela 7). Finalmente, os onívoros posicionaram-se no centro do diagrama de ordenação (Figura 15).

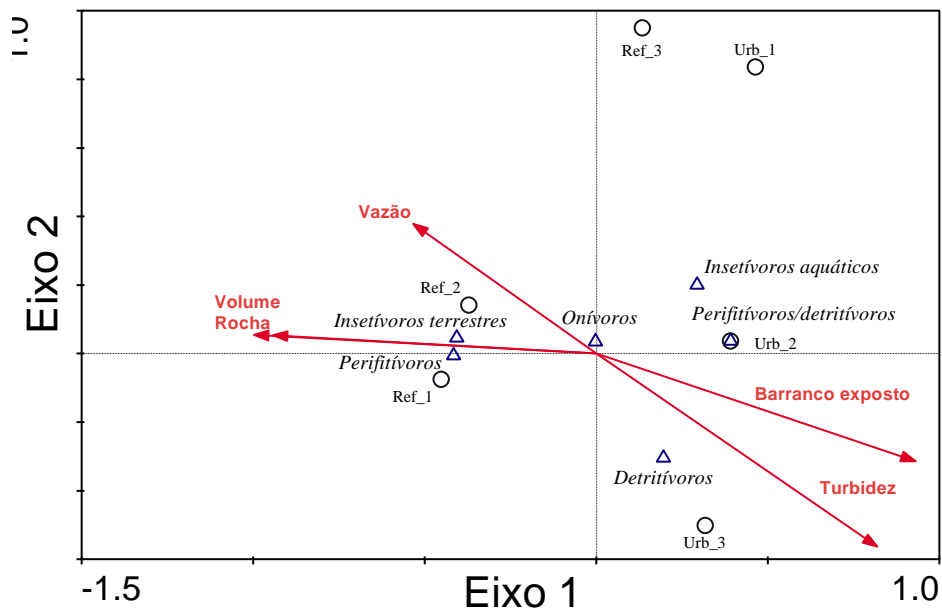


Figura 15. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica: mostrando a biomassa das guildas tróficas em três riachos referência (Ref) e três urbanos (URB) durante o período de seca, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Descritores ambientais representados por setas, guildas tróficas por triângulos e localidades por círculos.

## **6. DISCUSSÃO**

### **6.1 Composição, riqueza e abundância de espécies**

A composição, riqueza de espécies e a abundância foram diferentes quando comparadas entre os dois conjuntos de riachos. Nos urbanos a riqueza foi menor e a espécie exótica *P. reticulata* foi dominante, enquanto que nos referências a riqueza foi maior e a distribuição da abundância foi mais uniforme. A dominância de *P. reticulata* tem sido amplamente reportada como indicadora de impactos ambientais de origem antrópica (ver para exemplo: Cunico *et al.*, 2006; Pinto & Araújo, 2007; Casatti *et al.*, 2010). Acredita-se que a dominância desta espécie é favorecida por respostas adaptativas à hipoxia (Kramer & Mehegan, 1981) e à capacidade de sobreviver em ambientes com baixa qualidade estrutural do hábitat (Casatti *et al.*, 2006, 2010). *Corydoras aeneus*, outra espécie tolerante à hipoxia (Kramer & McClure, 1980), também foi exclusiva dos riachos urbanos.

Este padrão de diminuição da riqueza, junto com a substituição de espécies nativas por exóticas e dominância/presença de espécies mais tolerantes tem sido identificado como parte da síndrome dos riachos urbanos, que inclui elevada concentração de nutrientes e contaminantes, poucos e pequenos rios na rede hidrográfica e alteração da morfologia e estabilidade do canal (Meyer *et al.*, 2005). No Brasil, estudos sobre os efeitos da urbanização nos ecossistemas aquáticos identificaram mudanças na qualidade da água (Pompeu *et al.*, 2005; Cunico *et al.*, 2006), substituição de espécies nativas, decréscimo do número de espécies e alta dominância por parte de espécies exóticas e tolerantes (Pompeu *et al.*, 2005; Cunico *et al.*, 2006; Chaves, 2007; Alexandre *et al.*, 2010; Casatti *et al.* 2010). Em geral, os resultados indicam uma possível homogenização da biota nos locais sobre efeito da urbanização, em razão de três processos não excludentes: i) introdução de espécies exóticas, ii) extirpação de espécies nativas, e iii) alterações do hábitat (Rahel, 2002).

## 6.2 Estrutura e similaridade ecomorfológica da assembléia

### 6.2.1 Ordenação no morfoespaço e agrupamentos ecomorfológicos

Apesar das diferenças na composição de espécies entre os dois conjuntos de riachos, as guildas ecomorfológicas e os atributos que mais contribuíram para sua estruturação (índice de compressão do corpo, índice de compressão do pedúnculo caudal, orientação da boca e coeficiente de finura) foram relativamente semelhantes. Estes resultados sugerem que nos locais de estudo as espécies compartilham um padrão ecomorfológico comum que estaria determinado basicamente por aspectos funcionais relacionados com a porção da coluna da água que as espécies utilizam e com os recursos dos quais se alimentam. Este padrão ecomorfológico tem sido identificado em diversas assembléias de peixes de ambientes continentais (para exemplos ver: Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Wikramanayake, 1990; Casatti & Castro, 2006; Oliveira *et al.*, 2010).

A guilda dos nectônicos, composta exclusivamente por membros da família Characidae, foi definida por morfotipos que apresentaram boca em posição terminal, e corpo e pedúnculo caudal comprimido (i.e., achatados lateralmente). Estas características estão relacionadas com a ocupação de meso-hábitats com correnteza forte e com a ocupação de diferentes setores nas dimensões longitudinais e laterais da coluna da água (Watson & Balon, 1984).

As análises identificaram o coeficiente de finura como um atributo importante na estruturação ecomorfológica da assembléia, sendo as espécies nectônicas as que apresentaram uma morfologia eficiente em termos de gasto de energia para o nado ativo, com valores bem perto de 4,5, assinalado como a proporção ótima para um bom desempenho e reduzida força de arraste (Ohlberger *et al.*, 2006). O equilíbrio entre este atributo e a performance no forrageio indica que as espécies com corpos finos são mais eficientes quando se alimentando em águas abertas (Svanbäck & Eklöv, 2004). Esta evidência funcional sustentaria o fato de que as espécies nectônicas consomem itens que são levados pela corrente por deriva, como insetos aquáticos em riachos. Em adição, o comportamento natatório conhecido como nado estacionário (i.e., permanência por

intervalos de tempo curtos em um lugar determinado), e observado nas espécies nectônicas, proporciona uma base sensorial mais estável para detectar itens alimentares pequenos, porém abundantes (Webb, 2002), como registrado no presente estudo. Igualmente, as espécies pertencentes a esta guilda ecomorfológica foram onívoras ou insetívoras aquáticas ou terrestres, que é reflexo de um aparato digestivo generalizado que permite o consumo de recursos de diversas origens (Casatti & Castro, 2006).

A guilda dos bentônicos, composta exclusivamente por membros da família Loricariidae, apresentou de um modo geral corpo deprimido e boca em posição ventral. Um corpo deprimido permite melhor desempenho de locomoção sobre o substrato (Gatz, 1979), enquanto que uma boca em posição ventral está relacionada com o incremento do coeficiente de fixação que permite manter a posição em ambientes com correntes fortes (Hora, 1930; Webb, 1989), permitindo ainda sua alimentação de itens que estão associados ao fundo (Casatti & Castro, 1998), no caso, perifíton e detrito basicamente.

A guilda dos nectobentônicos e formas associadas estiveram compostas por membros de diferentes famílias. As famílias Crenuchidae (espécies de *Characidium*) e Heptapteridae (*R. quelen*, *P. gracilis*) apresentaram corpo cilíndrico relativamente baixo e boca inferior, características que estão relacionadas com o nado perto do fundo e o aproveitamento de itens localizados naquela porção do hábitat (Casatti & Castro, 2006), como os insetos aquáticos. Também foram associadas com esta guilda algumas formas relativamente discrepantes com o mencionado acima. Por exemplo, *A. plagiozonatus* apresenta tanto corpo como pedúnculo caudal bastante alto e comprimido, atributos que indicam peixes que habitam em ambientes de pouca correnteza (Watson & Balon, 1984), típico das espécies que integram a família Cichlidae. Outro caso foi o de *P. reticulata*, que explorou principalmente a região superficial da coluna. Esta espécie apresenta boca em posição superior, corpo relativamente comprimido e pedúnculo caudal deprimido, mas não foi observada uma relação clara com os itens dos quais se alimenta ou mesohábitat onde foi capturada.

Deve-se ressaltar a falta de estudos sobre morfologia funcional de peixes neotropicais que permitam uma melhor interpretação da relação forma-função. Como assinalam Breda *et al.* (2005), os estudos ecomorfológicos com peixes no Brasil são

desenvolvidos sem o emprego de dados experimentais, fato que dificulta e limita a interpretação do complexo forma-função. Os estudos funcionais sem dúvida permitiriam desenvolver ou afinar índices cujos valores ou intervalos refletissem de maneira precisa a relação, ou não, entre forma e função.

### 6.2.2 Similaridade ecomorfológica

Embora o morfoespaço ocupado pela ictiofauna não apresente diferenças significativas entre os dois conjuntos de riachos, nem correlação significativa com os resíduos da riqueza de espécies com volume de hábitat ou com os descritores ambientais, foi detectado que nos riachos urbanos onde houve ocorrência de *A. plagiozonatus* (Cichlidae) e *Corydoras aeneus* (Callichthyidae), o valor para morfoespaço foi elevado. Esta observação poderia indicar que um aumento do espaço morfológico ocupado é produto da ocorrência de morfotipos novos, representados neste caso pela presença de duas famílias novas (Cichlidae, Callichthyidae), já que os táxons superiores geralmente refletem uma divergência morfológica maior que o nível de espécie (Roy & Foote, 1997).

Possivelmente outros riachos urbanos, não necessariamente os aqui estudados, poderiam apresentar uma diversidade morfológica maior, principalmente atribuída à presença de linhagens distintamente relacionadas (Roy & Foote, 1997; Roy *et al.*, 2001). Um fator que levaria à ocorrência de peixes com pouca relação de parentesco em locais urbanos seria a introdução de espécies exóticas de importância ornamental (Duggan *et al.*, 2006).

O morfoespaço ocupado por cada assembléia não apresentou correlação significativa com a riqueza de espécies, resultado que já foi constatado em outros estudos (Roy *et al.*, 2001; Montaña & Winemiller, 2010). Contudo, os parâmetros morfológicos NND-M e NND-SD indicaram que nos riachos urbanos o empacotamento foi significativamente menor e a distribuição das espécies no morfoespaço foi irregular enquanto que nos riachos referência o empacotamento foi maior e houve uma distribuição agregada das espécies. De fato, foram identificados dois eventos que levaram a um menor empacotamento e a uma distribuição irregular das espécies nos riachos urbanos: i) adição de espécies na periferia (i.e., morfotipos novos) (*C. aeneus*,

*A. plagiozonatus* e *P. reticulata*), e ii) redução de espécies no morfoespaço interno, principalmente das nectônicas (*Astyanax* sp., *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jupiaba acanthogaster*; *Moenkhausia bonita* e *Odontostilbe pequirá*). Em razão da diminuição na diversidade, geralmente há redução da distribuição da forma para um morfotipo que pode ser interpretado como desvantajoso (McGhee, 1980 *apud* Foote 1997), um decréscimo do número de espécies nectônicas e consequente liberação de espaço interno indicariam que este morfotipo foi negativamente afetado pelas características imperantes nos ambientes urbanos. No mesmo sentido, embora se desconheça a ordem de eventos que antecederam à adaptação local de *C. aeneus*, *A. plagiozonatus* e *P. reticulata*, provavelmente a modificação do hábitat e a diminuição de espécies nectônicas poderia ter facilitado a dominância expressiva destas espécies, já que o desaparecimento de táxons geralmente abre oportunidades para a instalação de outros grupos (Cisne, 1974; Benton, 1996 *apud* Foote, 1997). De fato a teoria de resistência biótica prediz que as comunidades mais diversas inibiriam as espécies invasoras (Elton, 1958 *apud* Carey & Wahl, 2010).

De acordo com Douglas & Matthews (1992), a organização das assembléias de peixes de riachos está essencialmente determinada pelas histórias evolutivas comuns e pela distância filogenética dos táxons, mas a importância desses fatores muda com a adição de novos morfotipos. Quando esses novos morfotipos são adicionados, a competição seria o processo crucial na estruturação de uma assembléia (Douglas & Matthews, 1992), de igual forma uma redução do empacotamento e uma distribuição mais uniforme no morfoespaço pode indicar interações interespecíficas mais intensas em regiões onde a quantidade/disponibilidade de recursos é menor (Travis & Ricklefs, 1983). Mesmo que este estudo não proporcione provas concretas a respeito, a adição de formas exóticas e a alteração na quantidade/disponibilidade de recursos nos riachos urbanos levaria a que fatores bióticos, como competição, fossem os encarregados de estruturar a assembléia destes locais. Outra interpretação não excludente seria o fato de que, em condições inóspitas, como é o caso dos riachos urbanos, somente espécies com amplas faixas de tolerância aos diversos fatores ambientes poderiam fixar-se com populações numerosas; neste aspecto, enquadram-se as espécies *P. reticulata*, *Corydoras aeneus* e *A. plagiozonatus*.

A variação dos valores dos parâmetros NND-M e NND-SD esteve principalmente correlacionada com os descritores ambientais (oxigênio dissolvido, condutividade e turbidez). Desta forma, nos riachos com maior quantidade de oxigênio dissolvido e menor condutividade e turbidez (riachos REF) o empacotamento morfológico foi maior e a distribuição das espécies no morfoespaço foi agregada; enquanto que nos riachos com menor quantidade de oxigênio dissolvido e maiores valores de condutividade e turbidez (riachos URB) o empacotamento foi menor e a dispersão no morfoespaço foi irregular. Em condições relativamente íntegras, os parâmetros NND-M e NND-SD tendem a não variar (Roy & Foote, 1997). Contudo, parece que esse padrão não se repete em ambientes que têm sido transformados, já que mudanças no grau de empacotamento e dispersão estariam relacionadas com modificações das características físicas e químicas da água. Estudos em ambientes urbanos têm encontrado que a estrutura das assembléias de peixes seria modificada inicialmente por impactos relacionados com mudanças na qualidade da água e seguidamente pela transformação das características físicas do hábitat (Wang *et al.*, 1997; Walters *et al.*, 2005). No mesmo sentido, Watson & Balon (1984) indicam que a mudança no grau de empacotamento estaria relacionada com diferenças do hábitat.

### *6.3 Relação da biomassa das guildas ecomorfológicas com os descritores do hábitat*

A biomassa das guildas ecomorfológicas esteve correlacionada com a porcentagem de barranco exposto, a vazão e a turbidez. A exposição do barranco, posterior erosão e conseqüente diminuição da vazão pode ter afetado as guildas ecomorfológicas de diversas formas. Por um lado, a sedimentação originada pelo barranco exposto levaria a uma redução do oxigênio dissolvido na água (Casatti *et al.*, 2006), permitindo a ocorrência de espécies nectobentônicas com adaptações morfológicas, fisiológicas ou comportamentais para a hipóxia, como o caso de *P. reticulata* e *C. aeneus*.

As espécies bentônicas são usadas como indicadoras de boa qualidade do hábitat, já que são sensíveis às modificações do substrato produto da sedimentação, fenômeno que afetaria sua reprodução e requerimentos alimentares (Roth *et al.*, 1999).

Embora não significativa, a redução da biomassa de bentônicos nos riachos urbanos estaria ligada à diminuição do substrato rochoso, produto da deposição de sedimentos finos (Hughes & Oberdorff, 1999; Bozzetti & Schulz, 2004) originada pela erosão do barranco. Outras espécies, como a reofílica *C. zebra*, provavelmente seriam afetadas da mesma forma (i.e., cobertura do substrato rochoso por sedimentos mais finos; Castro & Casatti, 1997; Casatti *et al.*, 2006). De fato, o grupo das espécies reofílicas mostra alto poder para discriminar ambientes conservados dos degradados (Harris *et al.*, 1995; Casatti *et al.*, 2009), visto que o leito rochoso está diretamente relacionado com a oferta de abrigos e zonas de forrageamento para estas espécies exploradoras do fundo.

Também houve uma diminuição da biomassa de peixes nectônicos nos ambientes urbanos. Pinto & Araújo (2007) consideram que em ambientes degradados há uma redução de espécies nectônicas em razão dessas espécies serem sensíveis às altas concentrações de sólidos suspensos e à degradação da vegetação ripária. A sedimentação levaria, além de uma redução do oxigênio dissolvido, a uma diminuição da coluna da água ou volume de hábitat disponível, estes aspectos são considerados chaves para a sobrevivência e alimentação das espécies que utilizam a coluna da água (Casatti & Castro, 1998; Casatti *et al.*, 2009). A redução da biomassa desta guilda ecomorfológica nos trechos urbanos poderia estar também relacionada com um maior gasto energético para manter o corpo numa posição estável, em razão da redução da vazão. Todos os peixes utilizam mecanismos estabilizadores dinâmicos, mas para manter a posição em ambientes com baixa velocidade provavelmente as espécies nectônicas teriam que incrementar a extensão e movimento das nadadeiras o que se traduz num acréscimo do custo energético para o nado (Webb, 2002).

#### 6.4 Estrutura trófica da assembleia

Neste estudo, tanto a abundância como a biomassa de peixes perifívoros foi significativamente maior nos riachos referência em comparação com os urbanos. A guilda dos perifívoros, como definida neste estudo, permitiu identificar mudanças na utilização do recurso alimentar. Por exemplo, espécies que nos riachos referência consumiram preferencialmente perifíton (*Ancistrus* sp., *Hypostomus cochliodon*), nos urbanos passaram a alimentar-se de detrito. Esta mudança no tipo de alimento consumido estaria relacionada com a diminuição da abundância do perifíton nos riachos

urbanos devido à sensibilidade que este grupo apresenta à degradação do hábitat (Potapova *et al.*, 2004). Por exemplo, o gênero de diatomácea *Cymbella*, encontrado no conteúdo estomacal das espécies perifívoras dos riachos referência, é mencionado como indicador de poluição por efeitos da urbanização, sendo que sua abundância está negativamente correlacionada com o aumento de Cl, K, Na, PO<sub>4</sub>, e altas concentrações de amônia (Burton *et al.*, 2005). Uma análise da relação peso-comprimento para *Ancistrus* sp. (C.A. Roa-Fuentes, observações pessoais), demonstrou que nos riachos referência os animais ganham peso mais rapidamente; assim, estes resultados refletem a melhor qualidade dos riachos referência, sugerindo maior eficiência na conversão dos recursos alimentares em biomassa íctica e condições de bem estar mais adequadas nestes ambientes.

Como as diferenças de substrato também afetam as respostas das assembleias de algas perifíticas ao estresse associado com impactos de origem antrópico (Bere, 2010), a redução da biomassa e abundância de peixes perifívoros nos riachos urbanos também pode estar relacionada com uma diminuição e/ou alteração dos substratos disponíveis para a fixação do perifíton nestes locais. Em riachos de alta correnteza os gêneros de diatomáceas observados no conteúdo estomacal dos perifívoros (*Cocconeis*, *Cymbella*, *Gomphonema* e *Gyrosigma*) encontram-se comumente fixados sobre rochas e outros substratos duros (Patrick, 1977), isto coincide com a relação positiva encontrada neste estudo entre a quantidade de substrato rochoso disponível e abundância e biomassa dos perifívoros. De igual modo, algumas espécies de diatomáceas apresentam uma preferência pela vegetação como substrato para fixação (Bere, 2010), uma vez que a redução da mata ripária – ou da vegetação em contato com a água – dando lugar ao barranco exposto estaria igualmente determinando a diminuição de perifívoros nos ambientes urbanizados.

De acordo com Pinto & Araújo (2007), o aumento de peixes onívoros é um indicador de sistemas aquáticos degradados, já que as espécies desta guilda utilizam um amplo espectro de itens alimentares. Neste estudo não foi observado o padrão descrito por esses autores; de fato, a contribuição da abundância de onívoros, mas não da biomassa, foi significativamente menor nos riachos urbanos em comparação com os riachos referência. A diminuição da abundância desta guilda nestes locais pode estar relacionada com a redução do volume do hábitat e da vazão e aumento da sedimentação,

já que estes fatores determinariam a disponibilidade de coluna da água, lugar onde as espécies deste agrupamento obtêm seu alimento (*Astyanax asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp. e *Jupiaba acanthogaster*). A contribuição dos onívoros como um todo indicaria uma estratégia alimentar oportunista e não necessariamente casos de degradação ambiental, sendo que a utilização deste agrupamento como indicador deve estar sujeito ao conhecimento que se tem sobre cada espécie (Casatti, 2004).

É interessante notar que a diminuição da abundância desta guilda em locais urbanizados não foi acompanhada por uma redução significativa da biomassa. Nos locais urbanos a guilda de onívoros esteve representada por uma única espécie, *Astyanax lineatus*, cuja população esteve exclusivamente composta por exemplares adultos. É possível que *A. lineatus* esteja respondendo em termos de biomassa, mas não de abundância (Casatti *et al.*, 2010), ao fenômeno de urbanização, indicando que os indivíduos adultos seriam particularmente favorecidos pela transformação do hábitat. Outro elemento que explicaria uma aparente ausência de sincronia entre abundância e biomassa dos onívoros em ambientes urbanizados seria a presença nestes locais de espécies, pertencentes a outras guildas tróficas, com alto número de indivíduos, mas com pouco aporte à biomassa total da assembleia (i.e., espécies de pequeno porte como *P. reticulata*).

A contribuição, embora não significativa, de peixes detritívoros nos riachos urbanos foi maior e a de insetívoros terrestres menor. Estes resultados estariam relacionados com o estado de conservação da mata ripária nos locais de estudo. A mata ripária controla de diversas maneiras a estrutura e os processos nos ecossistemas aquáticos (Schiemer & Zalewski, 1992; Pusey & Arthington, 2003). A vegetação ciliar mantém tanto a estrutura do hábitat, mediante a interceptação de nutrientes e sedimentos de origem terrestre, como a estrutura trófica, por meio do aporte de matéria e energia que é diretamente consumida pelos peixes (Pusey & Arthington, 2003) já que esta zona suporta uma grande diversidade e densidade de invertebrados (Catterall *et al.*, 2001). Desta forma, o aumento de detritívoros nos riachos urbanos pode estar relacionado com a maior disponibilidade de carga orgânica de origem antrópica em detrimento da de algas perifíticas, produto da perda da estabilidade do barranco e sua posterior sedimentação (Berkman & Rabeni, 1987), e com um favorecimento de espécies altamente tolerantes (*P. reticulata*) (Alexandre *et al.*, 2010; Casatti *et al.*, 2010). Já a

ausência de insetívoros terrestres nos locais urbanos seria fruto da diminuição na entrada (input) de material de origem alóctone, produto das reduções da mata ciliar e da coluna da água ou volume de hábitat disponível, aspectos chave para a sobrevivência e alimentação das espécies que utilizam a coluna da água (Casatti & Castro, 1998; Casatti *et al.*, 2009).

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Constatou-se que nos riachos urbanos houve um decréscimo da riqueza de espécies e uma alta dominância de peixes exóticos e tolerantes. Houve efeitos da urbanização sobre as dimensões ecomorfológica e trófica de peixes de riachos, notadamente quanto à estrutura ecomorfológica, que foi afetada nos locais urbanos devido à adição/ocorrência de morfotipos novos e à supressão de espécies no morfoespaço interno; também houve variações na abundância e biomassa de alguns ecomorfotipos (nectobentônicos e nectônicos). Além disso, houve alterações na utilização dos recursos alimentares e variações na abundância e biomassa de alguns grupos funcionais (perifitívoros, onívoros, detritívoros e insetívoros terrestres) sobre condições de urbanização. Ambos os processos foram mediados pela modificação da estrutura interna do hábitat e qualidade da água.

A informação proporcionada neste estudo permitiu verificar o poder discriminatório e utilidade das assembléias de peixes para o monitoramento de sistemas aquáticos sujeitos a urbanização. Em termos práticos, os resultados enfatizam a importância de incorporar métricas ou atributos adicionais à riqueza de espécies no esforço de conservação, fundamentalmente aquelas(es) que levem em consideração a diversidade na sua escala funcional (por exemplo: aspectos de dieta e ecomorfologia).

## **8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Agostinho, A.A., S.M. Thomaz & L.C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.
- Alexandre, C.V., K.E. Esteves & M.A.M de Moura e Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641:97-114
- Bere, T. 2010. Benthic diatom community structure and habitat preferences along an urban pollution gradient in the Monjolinho River, São Carlos, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 80-92.
- Berkman, H.E. & C.F. Rabeni. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 18(4): 285-294.
- Bozzetti, M. & U.H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133-144.
- Breda, L., E.F. Oliveira & E. Goulart. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 27(4): 371-381.
- Britski, H.A., K.S.S. Silimon & B.S. Lopes. 2007. Peixes do Pantanal: manual de identificação. EMBRAPA, Brasília, 227 pp.
- Buckup, P.A., N.A. Menezes & M.S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Série Livros 23, 195 pp.
- Burton, C.A., L.R. Brown & K. Belitz. 2005. Assessing water source and channel type as factors affecting benthic macroinvertebrate and periphyton assemblages in the highly urbanized Santa Ana River Basin, California. *American Fisheries Society Symposium*, 47: 239-262.
- Carey, P.C. & D.H. Wahl. 2010. Native fish diversity alters the effects of an invasive species on food webs. *Ecology*, 91(10): 2965-2974.
- Casatti, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 757-765.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 1998. A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 9: 229-242.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 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., A.M. Silva, F. Langeani & R.M.C. Castro. 2006. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66 (2B): 681-696.
- Casatti, L., Ferreira, C.P., Langeani, F. 2009. A fish-based biotic integrity index to assess lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.

- Casatti, L., R. Romero, F.B. Teresa, J. Sabino & F. Langeani. 2010. Fish community structure along a conservation gradient in Bodoquena Plateau streams, central West of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(1): 50-59.
- Castro, R.M.C. & L. Casatti. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7: 337-352.
- Catterall, C.P., S.D. Piper, S.E. Bunn & J.M. Arthur. 2001. Flora and fauna assemblages vary with local topography in a subtropical eucalypt forest. *Austral Ecology*, 26: 56-69.
- Cisne, J.L. 1974. Evolution of the world fauna of aquatic free-living arthropods. *Evolution*, 22: 337-366.
- Chaves, H.F. 2007. Ictiofauna de córregos próximos a ambientes urbanos na bacia do Alto rio Paraná. Dissertação para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, 55p.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clergeau, P., S. Croci, J. Jokimäki, M-L- Kaisanlahti-Jokimäki & M. Dinetti. 2006. Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127: 336-344.
- Cunha, J.M.P. 2006. Dinâmica migratória e o processo de ocupação do Centro-Oeste brasileiro: O caso de Mato Grosso. *Revista Brasileira de Estudos Populacionais*, 23(1): 87-107.
- Cunha, S.B. 1998. Bacias hidrográficas. Pp: 229-271, In: Cunha, S.B. & A.J.T. Guerra (Orgs.). Geomorfologia do Brasil. Bertrand Brasil.
- Cunico, A.M., A.A. Agostinho & J.D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1101-1110.
- Douglas, M.E. & W.J. Matthews. 1992. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater fish assemblage. *Oikos*, 65: 213-224.
- Duggan, I.C., C.A.M. Rixon & H.J. MacIsaac. 2006. Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biological Invasions*, 8: 377-382.
- Foote, M. 1997. The evolution of morphological diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 129-152.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- Harris, J. H., 1995. The use of fish in ecological assessments. *Australian Journal of Ecology*, 20: 65-80.
- Hepp, L.U., S.V. Milesi, C. Biasi & R.M. Restello. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*, 27(1): 106-113.

- Hora, S.L. 1930. Ecology, bionics, and evolution of the torrential fauna, with special reference to the organs of attachment. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, Ser. B, 218: 171-282.
- Hughes, R.M. & T. Oberdorff. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. Pp. 79-93, In: T.P. Simon (ed.). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton.
- IBGE. 2010. Censo 2010. Disponível na internet em <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Com acesso em 11/2010.
- Jaramillo-Villa, U. & E. Caramaschi, 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 442-462.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale. Special Publication 5, Illinois Natural History Survey.
- Kramer, D.L. & J.P. Mehegan. 1981. Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Environmental Biology of Fishes*, 6: 299-313.
- Kramer, D.L. & M. McClure. 1980. Aerial respiration in the catfish, *Corydoras aeneus* (Callichthyidae). *Canadian Journal of Zoology*, 58:1984-1991.
- Latrubesse, E.M., J.C. Stevaux, M.L. Santos & M.L. Assine. 2005. Grandes sistemas fluviais: geologia, geomorfologia e paleohidrologia. Pp. 276-297, In: C.R.G. Souza, K. Suguio, A.M.S. Oliveira & P.E. Oliveira (Eds.). *Quaternário no Brasil*. Holos, Ribeirão Preto.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- Lincoln, R.J., G.A. Boxshall & P.F. Clark. 1995. *Diccionario de ecología, evolución y taxonomía*. Mexico, Fondo de Cultura Económica, 488pp.
- Lizée, M.H., J.F. Mauffrey, T. Tatoni & M. Deschamps-Cottin. 2011. Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators*, 11: 353-361.
- Marchetti, M.P., J.L. Lockwood & T. Light. 2006. Effects of urbanization on California's fish diversity: differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, 127: 310-318.
- McCune, B. 1997. Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. *Ecology*, 78: 2617-2623.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52(10): 883-890.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127: 247-260.
- Meyer, J.L., M.J. Paul & W.K. Taulbee. 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3): 602-612.
- Michels, I.L., C.E.W. Bertão, M. Costa & J.D. Rodrigues. 2006. Diagnóstico ecosocioambiental de Bonito/MS. Report, Fundação Cândido Rondon, 176 pp.

- Montaña, C.G. & K.O. Winemiller. 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., S.F. Norton & J.J. Luczkovich. 1995. Perspectives on the ecomorphology of bony fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 11-20.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Ohlberger, J., G. Staaks & F. Hölker. 2006. Swimming efficiency and the influence of morphology on swimming costs in fishes. *Journal of Comparative Physiology B*, 176: 17-25.
- Olden, J.D. & T.P. Rooney. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 113-120.
- Oliveira, E.F., E. Goulart, L. Breda, C.V. Minte-Vera, L.R.S. Paiva & M.R. Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 569-586.
- Patrick, R. 1977. Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. Pp. 284-332, In: The biology of diatoms, D. Werner (Ed.). Blackwell Scientific Publications, Botanical Monographs Vol. 13.
- Pinto, B.C.T. & F.G. Araújo. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3): 489-502.
- Poff, N.L., J.D. Olden, N.K.M. Vieira, D.S. Finn, M.P. Simmons & B.C. Kondratieff. 2006. Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(4):730-755.
- Pompeu, P.S., C.B. Alves & M. Callisto. 2005. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*, 47: 11-22.
- Potapova, M.G., D.F. Charles, K.C. Ponader & D.M. Winter. 2004. Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*, 517: 25-41.
- Pusey, B.J. & A.G. Arthington, 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1-16.
- Rahel, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 291-315.
- Rangel, T.F.L.V.B., J.A.F. Diniz-Filho & L.M. Bini. 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33: 46-50.
- Rolla, A.P., K.E. Esteves & A.O. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 65-76.

- Roset, N., G. Grenouillet, D. Goffaux, D. Pont & P. Kestmont, 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology* 14: 393-405.
- Roth, N.E., M.T. Southerland, G. Mercurio, J.C. Chaillou, P.F. Kazyak, S.S. Stranko, A.P. Prochaska, D.G. Heimbuch & J.C. Seibel, 1999. State of the streams: 1995-1997 Maryland Biological Stream Survey Results. Prepared by Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA-EA-99-6.
- Roy, K. & M. Foote. 1997. Morphological approaches to measuring biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 277-281.
- Roy, K., D.P. Balch & M.E. Hellberg. 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.
- Schiemer, F. & M. Zalewski. 1992. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. *Netherland Journal of Zoology*, 42: 323-335.
- Scott, M.C. 2006. Winners and losers among stream fishes in relation to land use legacies and urban development in the southeastern US. *Biological Conservation*, 127: 301-309.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)
- Statzner, B., S. Dolédec & B. Hugueny. 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various filter types. *Ecography*, 27: 470-488.
- Svanbäck, R. & P. Eklöv. 2004. Morphology in perch affects habitat specific feeding efficiency. *Functional Ecology*, 18: 503-510.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2002. CANOCO - Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.53). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 500 p.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Travis, J. & R.E. Ricklefs. 1983. A morphological comparison of island and mainland assemblages of neotropical birds. *Oikos*, 41: 434-441.
- Tullos, D.D., D.L. Penrose, G.D. Jennings & W.G. Cope. 2009. Analysis of functional traits in reconfigured channels: implications for the bioassessment and disturbance of river restoration. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(1): 80-92.
- Tundisi, J.G. & F.A.R. Barbosa. 1995. Conservation of aquatic ecosystems: Present status and perspectives. Pp. 365-371, In: Tundisi, T.M., J.G. Tundisi & C.E.M. Bicudo (eds.), *Limnology in Brazil*. Academia Brasileira de Ciências / Sociedade Brasileira de Limnologia, Rio de Janeiro.
- United Nations. 2009. World urbanization prospects: the 2009 revision. United Nations Secretariat, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. New York.

- Walters, D.M., M.C. Freeman, D.S. Leigh, B.J. Freeman & C.M. Pringle. 2005. Urbanization effects on fishes and habitat quality in a Southern piedmont river basin. Pp. 1-17, In: L. R. Brown, R. M. Hughes, R. Gray and M. R. Meador (eds.). Effects of Urbanization on Stream Ecosystems - American Fisheries Society Symposium, American Fisheries Society.
- Wang, L.Z., J. Lyons, P. Kanehl & R. Gatti. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries*, 22(6): 6-12.
- Watson, D.J. & E.K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Webb, P.W. 1989. Station-holding by three species of benthic fishes. *Journal of Experimental Biology*, 145: 303-320.
- Webb, P.W. 2002. Control of posture, depth, and swimming trajectories of fishes. *Integrative and Comparative Biology*, 42: 94-101.
- Wikramanayake, E.D. 1990. Ecomorphological and biogeography of a tropical stream fish assemblage: Evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71: 1756-1764.
- Willink, P.W., B. Chernoff, L.E. Alonso, J.R. Montanbault & R. Lourival 2000. A Biological Assessment of the Aquatic Ecosystems of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. RAP *Bulletin of Biological Assessment*, number 18. Conservation International, Washington, DC, 306 p.
- Willis, S.C., K.O. Winemiller & H. López-Fernández. 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(4): 343-365.
- Winemiller, K.O., L.C. Kelso-Winemiller & A.L. Brenkert. 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 235-261.

## ***ANEXOS***

**Anexo 1-1. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do Alto Paraguai. A classificação segue a Buckup *et al.*, 2007.**

---

Ordem Characiformes

Família Parodontidae

*Parodon nasus* Kner, 1859

Família Crenuchidae

*Characidium fasciatum* Reinhardt, 1867

*Characidium zebra* Eigenmann, 1909

Família Characidae

Subfamília Bryconinae

*Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850)

Subfamília Cheirodontinae

*Odontostilbe pequirá* (Steindachner, 1882)

Gêneros *incertae sedis*

*Astyanax asuncionensis* Géry, 1972

*Astyanax lineatus* (Perugia, 1891)

*Astyanax* sp.

*Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887)

*Jupiaba acanthogaster* (Eigenmann, 1911)

*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004

Ordem Siluriformes

Família Callichthyidae

*Corydoras aeneus* (Gill, 1858)

Família Loricariidae

Subfamília Loricariinae

*Rineloricaria lanceolata* (Günther, 1868)

Subfamília Hypostominae

*Hypostomus boulengeri* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

*Hypostomus cochliodon* Kner, 1854

*Hypostomus* sp.

Subfamília Ancistrinae

*Ancistrus* sp.

Família Heptapteridae

*Phenacorhamdia hoehnei* (Miranda Ribeiro, 1914)

*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)

*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

*Poecilia reticulata* Peters, 1859

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Subfamília Cichlinae

*Aequidens plagiozonatus* Kullander, 1984

*Crenicichla lepidota* Heckel, 1840

---

Anexo 1-2. Número de indivíduos (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai, Brasil (continua...).

Espécie	n	IC		AR		CRP		CPC		IAV		ARD		ARP	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Aequidens plagiognatus</i>	9	2,16	0,13	0,45	0,02	0,09	0,01	5,52	0,79	0,48	0,03	0,16	0,01	0,09	0,01
<i>Ancistrus</i> sp.	15	0,60	0,06	0,19	0,02	0,30	0,01	1,03	0,10	0,41	0,04	0,23	0,02	0,18	0,02
<i>Asyanax asuncionensis</i>	15	2,63	0,13	0,36	0,02	0,10	0,01	2,80	0,29	0,59	0,04	0,08	0,01	0,06	0,01
<i>Asyanax lineatus</i>	15	2,34	0,13	0,32	0,02	0,12	0,01	2,60	0,28	0,59	0,03	0,08	0,01	0,06	0,01
<i>Asyanax</i> sp.	15	2,46	0,10	0,36	0,01	0,12	0,01	2,44	0,17	0,60	0,03	0,09	0,01	0,06	0,01
<i>Characidium fasciatum</i>	15	1,62	0,11	0,20	0,01	0,18	0,01	2,02	0,23	0,55	0,04	0,13	0,02	0,13	0,01
<i>Characidium zebra</i>	12	1,56	0,05	0,22	0,01	0,16	0,01	1,76	0,13	0,60	0,05	0,13	0,01	0,11	0,02
<i>Corydoras aeneus</i>	15	1,36	0,03	0,36	0,01	0,11	0,01	1,93	0,21	0,50	0,03	0,12	0,02	0,11	0,01
<i>Hypostomus boulengeri</i>	15	0,74	0,04	0,22	0,01	0,29	0,01	1,01	0,06	0,52	0,03	0,23	0,04	0,19	0,02
<i>Hypostomus cochlodon</i>	15	0,79	0,04	0,23	0,01	0,32	0,01	1,00	0,06	0,53	0,06	0,31	0,05	0,18	0,02
<i>Hypostomus</i> sp.	10	0,70	0,03	0,21	0,01	0,30	0,01	0,95	0,05	0,50	0,03	0,25	0,03	0,19	0,01
<i>Hypheobrycon luetkenii</i>	15	2,46	0,13	0,36	0,01	2,62	0,24	0,58	0,02	0,09	0,01	0,05	0,01	2,86	0,59
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	15	2,51	0,10	0,33	0,01	0,12	0,01	3,01	0,26	0,60	0,03	0,09	0,01	0,05	0,01
<i>Moenkhausia bonita</i>	15	2,14	0,15	0,29	0,02	0,13	0,01	2,37	0,23	0,59	0,03	0,08	0,01	0,05	0,01
<i>Odontostilbe pequirá</i>	15	2,29	0,12	0,28	0,02	0,13	0,01	2,46	0,22	0,58	0,03	0,08	0,01	0,04	0,01
<i>Pimelodella gracilis</i>	10	1,09	0,05	0,18	0,01	0,20	0,01	2,17	0,18	0,51	0,04	0,14	0,02	0,09	0,01
<i>Poecilia reticulata</i>	15	1,27	0,04	0,30	0,01	0,30	0,01	2,03	0,14	0,67	0,02	0,05	0,00	0,08	0,01
<i>Rhamdia quelen</i>	15	1,01	0,06	0,21	0,02	0,20	0,02	2,29	0,17	0,51	0,05	0,12	0,02	0,08	0,01

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 aplanamento ventral; ARD: Área relativa da nadadeira dorsal; ARP: Área relativa da nadadeira peitoral.

Continuação do Anexo 1-2. Número de indivíduos examinados (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Espécie	RAP		ARC		CRC		PRO		LRB		OB		CF	
	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	2,62	0,26	0,18	0,02	0,36	0,03	0,75	0,07	0,10	0,01	1,56	0,04	3,27	0,12
<i>Ancistrus</i> sp.	1,76	0,18	0,34	0,03	0,29	0,02	0,83	0,04	0,14	0,01	0,00	0,00	4,12	0,22
<i>Astyanax asuncionensis</i>	2,69	0,29	0,18	0,01	0,27	0,01	0,59	0,02	0,08	0,00	1,61	0,04	4,54	0,24
<i>Astyanax lineatus</i>	2,39	0,25	0,20	0,01	0,27	0,01	0,62	0,05	0,08	0,00	1,55	0,05	4,86	0,34
<i>Astyanax</i> sp.	2,46	0,29	0,20	0,01	0,26	0,01	0,60	0,02	0,08	0,00	1,59	0,03	4,39	0,18
<i>Characidium fasciatum</i>	2,41	0,29	0,21	0,01	0,25	0,01	0,67	0,03	0,04	0,00	1,15	0,09	6,47	0,41
<i>Characidium zebra</i>	2,61	0,46	0,24	0,02	0,25	0,01	0,69	0,08	0,04	0,00	1,21	0,08	5,73	0,35
<i>Corydoras aeneus</i>	2,01	0,21	0,26	0,02	0,32	0,01	0,78	0,06	0,07	0,01	0,97	0,10	3,21	0,11
<i>Hypostomus boulengeri</i>	1,66	0,15	0,39	0,04	0,29	0,01	0,84	0,02	0,12	0,01	0,00	0,00	3,96	0,18
<i>Hypostomus cochliodon</i>	1,86	0,20	0,40	0,04	0,28	0,01	0,76	0,04	0,08	0,01	0,00	0,00	3,95	0,13
<i>Hypostomus</i> sp.	1,58	0,10	0,39	0,04	0,30	0,01	0,84	0,02	0,13	0,01	0,00	0,00	3,97	0,10
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	2,86	0,59	0,19	0,01	0,24	0,01	0,65	0,04	0,07	0,00	1,59	0,32	4,39	0,11
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	2,51	0,24	0,17	0,01	0,25	0,01	0,59	0,02	0,08	0,00	1,57	0,10	4,85	0,15
<i>Moenkhausia bonita</i>	2,55	0,27	0,21	0,02	0,26	0,01	0,59	0,03	0,08	0,00	1,74	0,06	5,07	0,30
<i>Odontostilbe pequirá</i>	2,87	0,62	0,20	0,02	0,22	0,01	0,58	0,03	0,06	0,00	1,70	0,07	5,39	0,41
<i>Pimelodella gracilis</i>	1,77	0,18	0,27	0,03	0,24	0,01	0,76	0,03	0,09	0,01	1,17	0,09	5,80	0,29
<i>Poecilia reticulata</i>	2,15	0,31	0,39	0,03	0,25	0,01	0,62	0,03	0,10	0,01	2,21	0,13	3,79	0,20
<i>Rhamdia quelen</i>	1,62	0,14	0,26	0,02	0,26	0,03	0,82	0,05	0,12	0,01	1,21	0,16	4,86	0,32

**RAP:** Aspecto proporcional da nadadeira peitoral; **ARC:** Área relativa da nadadeira caudal; **CRC:** Comprimento relativo da cabeça; **PRO:** Posição relativa dos olhos; **LRB:** Largura relativa da boca; **OB:** Orientação da boca; **CF:** Coeficiente de finura.

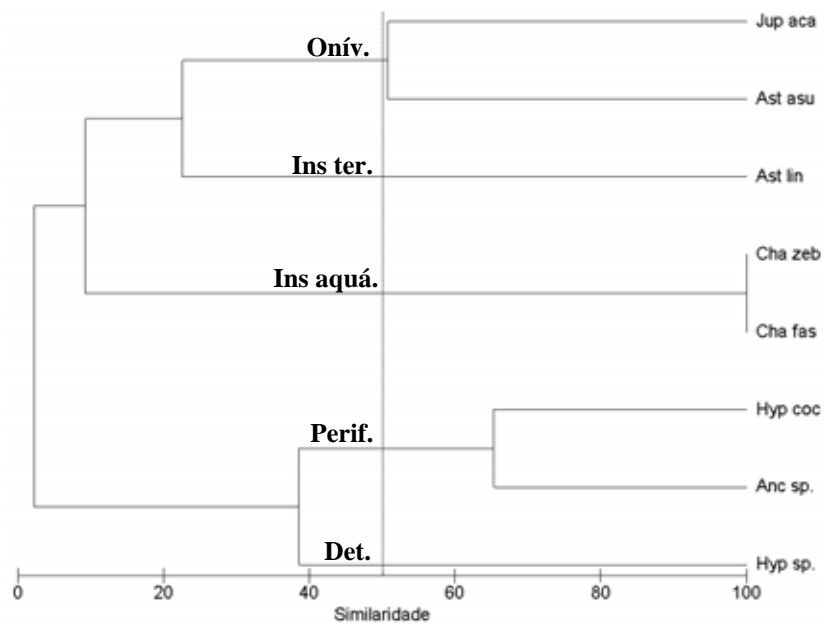
Anexo 1-3. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos referência (REF), bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Santa Maria (REF 1)										
	Anc sp.	Ast asu	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Hyp coc	Hyp sp.	Jup aca			
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Insecta-aquático	0	0,27692	0	1	1	0	0	0			0
Algas	0	0	0	0	0	0,05882	0	0			0
Perifíton	0,7	0	0	0	0	0,35294	0	0			0
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Vegetais superiores	0	0,43077	0,09091	0	0	0,11765	0	0,72289			0
Insecta-terrestre	0	0,07692	0,90909	0	0	0	0	0,19277			0
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0			0
Detrito	0,3	0	0	0	0	0,47059	1	0			0
Origem indeterminada	0	0,21538	0	0	0	0	0	0			0
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0	0,06024			0
Macrófita	0	0	0	0	0	0	0	0,0241			0

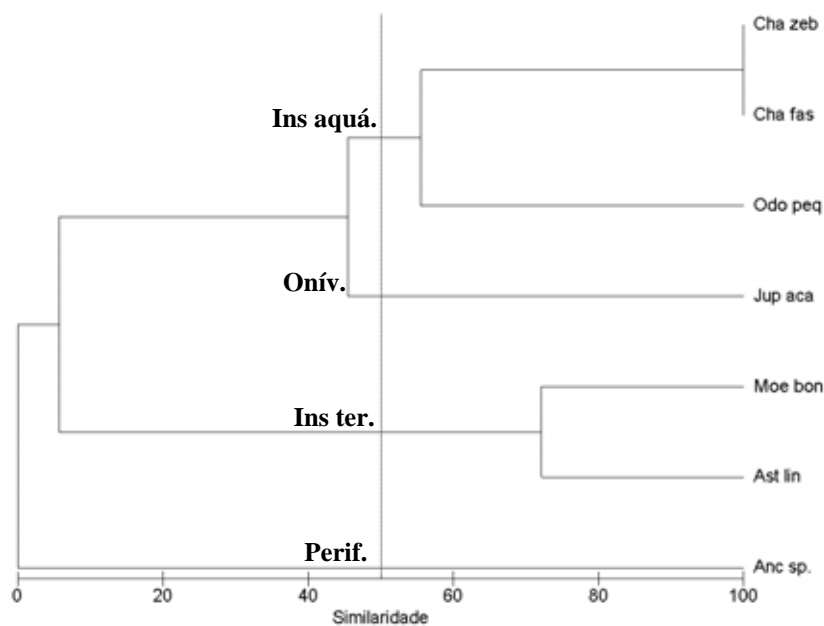
Continuação do Anexo 1-3. Valores do índice de importância alimentar (IAI) para as espécies dos trechos referência (REF), bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Azul (REF 2)										Olaria (REF3)		
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Jup aca	Moe bon	Odo peq	Anc sp.	Ast lin	Ast sp.	Hyp lue		
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Escamas de peixes	0,01099	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta-aquático	0	0	1	1	0,45455	0	0,5555556	0	0,25	0	0,38028		
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Perifíton	0,98901	0	0	0	0	0	0	0,94737	0	0	0		
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Vegetais superiores	0	0,27835	0	0	0,09091	0	0	0	0,35	0,4918	0,19718		
Insecta-terrestre	0	0,72165	0	0	0,18182	0,989011	0	0	0,375	0,34426	0		
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0,025	0	0		
Detrito	0	0	0	0	0	0	0	0,05263	0	0	0		
Origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0,4444444	0	0	0,16393	0,42254		
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0,010989	0	0	0	0	0		
Macrófita	0	0	0	0	0,27273	0	0	0	0	0	0		

Anexo 1-4. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos referência (REF) determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis, bacia do Alto Paraguai, Brasil.

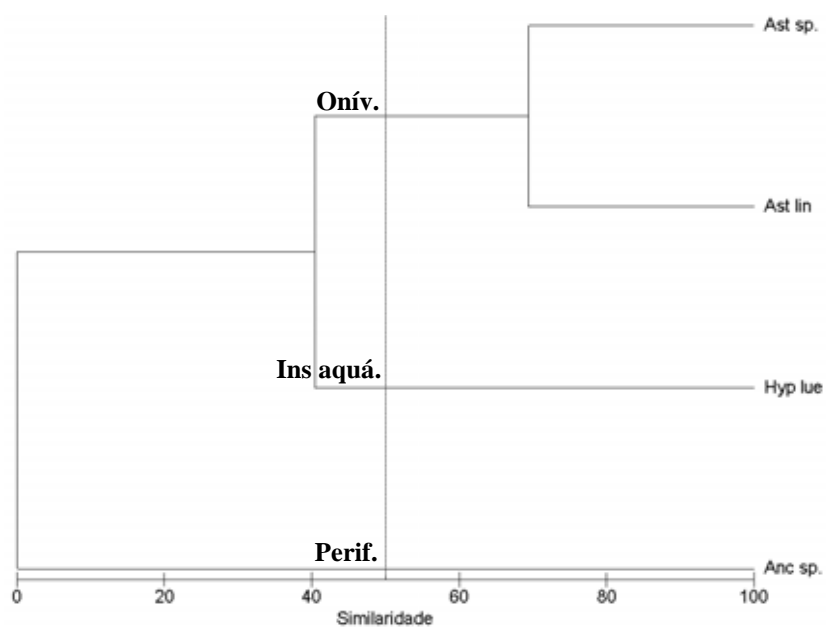


**Santa Maria (REF 1)**



**Azul (REF 2)**

Continuação do Anexo 1-4. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos referência (REF) determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis, bacia do Alto Paraguai, Brasil.



**Olaria (REF 3)**

**Anexo 1-5. Composição de espécies, abundância (n) e biomassa das guildas tróficas em cada riacho REF, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Em negrito os valores totais de cada guilda trófica.**

<b>Riacho</b>	<b>Guilda trófica</b>	<b>Composição</b>	<b>n</b>	<b>Biomassa (g)</b>	
<b>REF 1</b>	Detritívoro	<i>Hypostomus</i> sp.	<b>17</b>	<b>141</b>	
	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	49	25,8	
		<i>Characidium zebra</i>	19	12	
			$\Sigma$	<b>68</b>	<b>37,8</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	<b>131</b>	<b>221</b>	
	Onívoro	<i>Astyanax asuncionensis</i>	47	137,1	
		<i>Jupiaba acanthogaster</i>	104	75,1	
			$\Sigma$	<b>151</b>	<b>212,2</b>
	Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	286	388	
		<i>Hypostomus cochliodon</i>	12	117,1	
		$\Sigma$	<b>298</b>	<b>505,1</b>	
<b>REF 2</b>	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	32	15,6	
		<i>Characidium zebra</i>	19	15	
		<i>Odontostilbe pequirá</i>	25	17,9	
			$\Sigma$	<b>76</b>	<b>48,5</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	161	256,5	
		<i>Moenkhausia bonita</i>	39	23,6	
			$\Sigma$	<b>200</b>	<b>280,1</b>
	Onívoro	<i>Jupiaba acanthogaster</i>	<b>329</b>	<b>237,9</b>	
	Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	<b>31</b>	<b>51,7</b>	
	<b>REF 3</b>	Insetívoro-aquático	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	<b>66</b>	<b>99,7</b>
Onívoro		<i>Astyanax lineatus</i>	19	46,4	
		<i>Astyanax</i> sp.	13	29,8	
			$\Sigma$	<b>32</b>	<b>76,2</b>
Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	<b>16</b>	<b>29</b>		
		$\Sigma$	<b>1.415</b>	<b>1.940,2</b>	

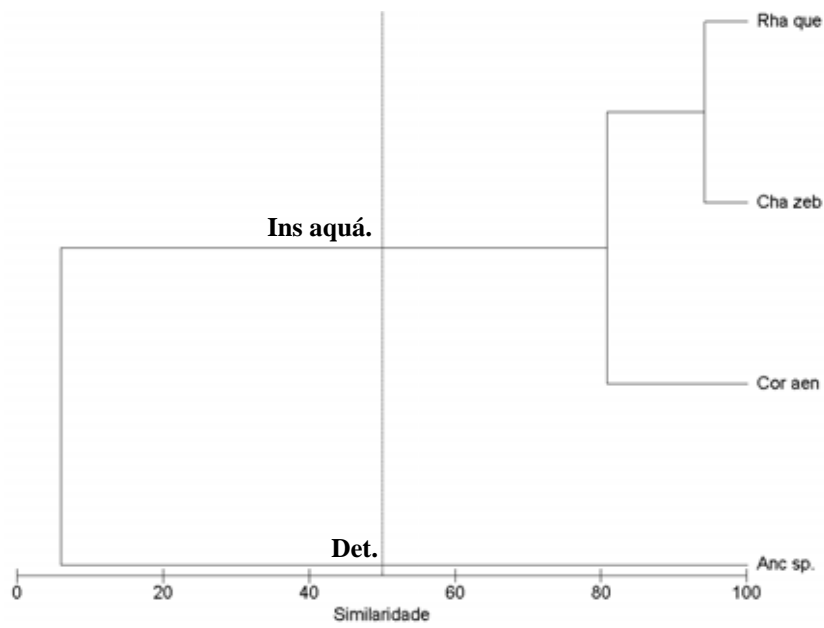
Anexo 1-6. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos urbanos (URB), bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	URB 1					URB 2					
	Anc sp.	Cha zeb	Cor aen	Rha que		Anc sp.	Ast lin	Cor aen	Hyp bou	Poe ret	Rha que
Peixes	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0	1	0,808	0,941		0	0,043956	0,685714	0	0,580645	0,8571429
Algas	0	0	0	0		0	0	0	0	0,016129	0
Perifíton	0,3	0	0	0		0,5	0	0	0,4	0	0
Protista	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0,0178571
Crustacea	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Acari-aquático	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0		0	0,296703	0	0	0	0,1071429
Insecta-terrestre	0	0	0	0		0	0,43956	0	0	0,016129	0
Arachnida-terrestre	0	0	0,013	0		0	0	0	0	0	0
Detrito	0,7	0	0,179	0		0,5	0	0,114286	0,6	0,387097	0
Origem indeterminada	0	0	0	0,059		0	0,21978	0,2	0	0	0,0178571
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Macrófita	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0
Bactéria (??)	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0

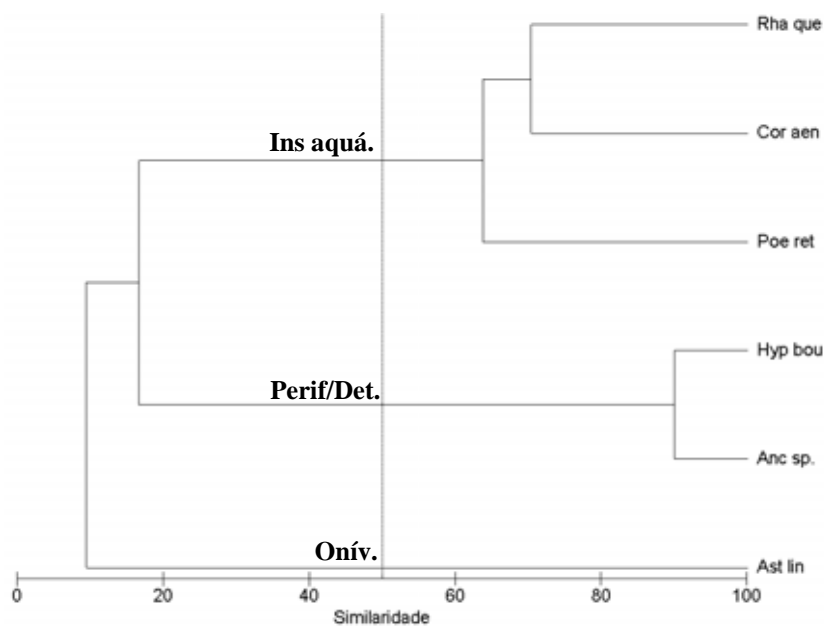
Continuação do Anexo 1-6. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos urbanos (URB), bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	URB 3						
	Anc sp.	Ast lin	Cor aen	Hyp bou	Hyp coc	Poe ret	
Peixes	0	0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0	0	0,674157	0	0	0,040541	
Algas	0	0	0	0	0	0	0
Perifíton	0,1	0	0	0,3	0,25	0	0
Protista	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0,759036	0	0	0,0138889	0,040541	
Insecta-terrestre	0	0,216867	0,022472	0	0	0,108108	
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0
Detrito	0,9	0,024096	0,303371	0,7	0,6944444	0,810811	
Origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0
Macrófita	0	0	0	0	0,0277778	0	0
Bactéria (??)	0	0	0	0	0,0138889	0	0

**Anexo 1-7. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos urbanos (URB) determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis, bacia do Alto Paraguai, Brasil.**

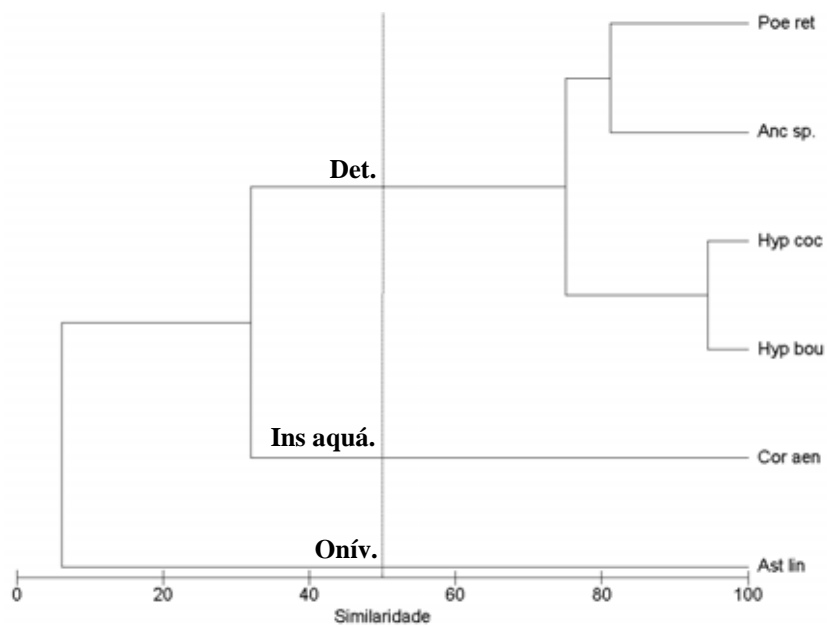


**URB 1**



**URB 2**

Continuação do Anexo 1-7. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos urbanos (URB) determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis, bacia do Alto Paraguai, Brasil.



URB 3

**Anexo 1-8. Composição de espécies, abundância (n) e biomassa das guildas tróficas em cada riacho URB, bacia do Alto Paraguai, Brasil. Em negrito os valores totais de cada guilda trófica.**

<b>Riacho</b>	<b>Guilda trófica</b>	<b>Composição</b>	<b>n</b>	<b>Biomassa (g)</b>
<b>URB 1</b>	Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	<b>103</b>	<b>73,65</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Characidium zebra</i>	12	4,8
		<i>Corydoras aeneus</i>	101	121,6
		<i>Rhamdia quelen</i>	15	34,2
		$\Sigma$	<b>128</b>	<b>160,6</b>
<b>URB 2</b>	Perifitívoro/Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	29	22
		<i>Hypostomus boulengeri</i>	28	19,8
		$\Sigma$	<b>57</b>	<b>41,8</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Corydoras aeneus</i>	50	100,8
		<i>Poecilia reticulata</i>	1.403	296,6
<i>Rhamdia quelen</i>		12	71,8	
	$\Sigma$	<b>1.465</b>	<b>469,2</b>	
	Onívoro	<i>Astyanax lineatus</i>	<b>52</b>	<b>330,3</b>
<b>URB 3</b>	Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	16	16,8
		<i>Hypostomus boulengeri</i>	26	38,3
		<i>Hypostomus cochliodon</i>	14	18,3
		<i>Poecilia reticulata</i>	3.431	514,5
		$\Sigma$	<b>3.487</b>	<b>587,9</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Corydoras aeneus</i>	<b>48</b>	<b>123,6</b>
	Onívoro	<i>Astyanax lineatus</i>	<b>33</b>	<b>134,5</b>
			<b>Total</b>	<b>5.373</b>
				<b>1.921,55</b>

## CAPÍTULO 3 – Há concordância ecomorfológica e trófica entre a ictiofauna de riachos das bacias do Alto Paraguai e do Alto São Francisco?

## **Resumo**

Neste estudo foi investigado se há concordância entre a estrutura ecomorfológica e trófica das assembléias de peixes de riachos das bacias do Alto Paraguai e Alto São Francisco. Doze trechos (seis por bacia, 80 m de extensão cada) de riachos foram amostrados com rede de arrasto e puçá, operados durante uma hora, em três ocasiões durante a estação seca de 2008. De nove a 15 exemplares de cada espécie foram selecionados para o estudo da dieta e cálculo de atributos ecomorfológicos. As espécies, separadas por bacia, foram ordenadas no espaço ecomorfológico utilizando Análise de Componentes Principais e agrupadas por meio de Distância Euclidiana+UPGMA, empregando os valores médios dos atributos ecomorfológicos. Com a matriz de similaridade obtida por meio de Distância Euclidiana foram calculados os hipervolumes morfológicos. Para o estudo da dieta, os itens alimentares de cada espécie foram agrupados em categorias. Para cada item foi obtida a ocorrência e a dominância, utilizados no cálculo do índice de importância alimentar (IAi), o qual foi utilizado na definição das guildas tróficas por meio da análise de agrupamento (Bray-Curtis+UPGMA). Para responder se a estrutura ecomorfológica e trófica foi concordante entre bacias, realizou-se uma análise de correlação multivariada utilizando os escores da PCA e a composição porcentual de biomassa e abundância das guildas tróficas por riacho. Para examinar e quantificar o efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica foi realizada uma análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR), utilizando como variável resposta da regressão os escores dos componentes principais significativos da PCA elaborada com os atributos ecomorfológicos das espécies. De modo geral, a estrutura ecomorfológica e trófica foi relativamente concordante entre as assembléias das bacias estudadas. A concordância foi constatada pela existência de relações ecomorfológicas e de dieta paralelas entre as assembléias. Os resultados indicam que a concordância entre as assembléias pode ser mascarada pela presença de táxons especializados (i.e. com morfologia extrema) e de ocorrência exclusiva em uma das bacias e pela mudança nas características locais que poderiam ter influenciado a disponibilidade espacial e temporal dos recursos alimentares. A estruturação ecomorfológica foi mediada principalmente pela filogenia, mas também o componente específico foi importante, indicando que a estrutura e a composição das assembléias são resultado de uma combinação de eventos geológicos e de colonização, junto com episódios evolutivos e ecológicos *in situ*. A análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR) demonstrou ser um método útil e aplicável para estudos ecológicos comparativos em peixes de riachos. De modo geral, os resultados indicam que a ecomorfologia e a dieta refletem relações ecológicas em diferentes escalas, sendo a primeira mais conservativa ao representar interações somadas sobre escalas de tempo e espaço amplas, refletindo o componente filogenético. A dieta, como analisada aqui, reflete o componente ecológico relacionado aos fatores causais que influenciam a disponibilidade de recursos e sua conversão em abundância/biomassa íctica.

Palavras chave: estrutura de comunidades, ictiofauna, ecomorfologia, dieta, efeito da filogenia, ecologia histórica.

## **1. INTRODUÇÃO**

Em ecologia de comunidades, o conceito de concordância expressa o grau em que os padrões da estrutura de uma assembléia, num conjunto de localidades, são similares entre diferentes grupos (Jackson & Harvey, 1993) ou entre os mesmos grupos taxonômicos (Corbin, 2008). Uma alta concordância pode sugerir que duas assembléias estão respondendo similarmente, porém independentemente, ao mesmo grupo de condições ambientais (Paszkowski & Tonn, 2000). Então, se o ambiente impõe restrições sobre as adaptações dos organismos e estas são expressas ao mesmo tempo na morfologia e ecologia, conjuntos de indivíduos, populações, ou assembléias que coexistem, deveriam apresentar propriedades ou padrões previsíveis (Karr & James, 1975; Wiens & Rotenberry, 1980), de forma que a ecologia e comportamento de assembléias e/ou espécies sem relativo parentesco poderiam ser similares em diferentes partes do mundo (Karr & James, 1975).

Quando determinado conjunto de assembléias apresenta uma estrutura similar, apesar da separação por milhões de anos e da substituição taxonômica, poderia-se sugerir que as interações ecológicas são o suficientemente fortes como para mascarar a influência histórica sobre a estrutura das assembléias (Foote, 1997). Não obstante, os estudos geralmente não avaliam o quanto da similaridade morfológica ou ecológica entre táxons próximos é resultado da ascendência comum ou da relação direta entre morfologia e ecologia (Lauder, 1981), já que existe uma tendência a assumir implícita ou explicitamente que, quando as espécies de uma assembléia são parecidas em sua morfologia ou ecologia, esta semelhança é devida à aparição independente da característica estudada em cada espécie analisada (Dobson, 1985). No Brasil, este tipo de omissão em estudos com peixes de água doce não são a exceção, já que a maioria deles não quantifica a contribuição histórica para o padrão estrutural observado (mas ver Casatti & Castro, 2006; Oliveira *et al.*, 2010).

Uma vez que a aparente correlação entre a morfologia e a ecologia pode, em parte, estar baseada em caracteres limitados filogeneticamente, um importante avanço para o estudo desta correlação é sua partição na contribuição da história filogenética e da adaptação direta aos fatores ambientais contemporâneos (Miles *et al.*, 1987; Losos, 1996; Diniz-Filho, 2000). Uma aproximação histórica pode ser importante não só para

entender porque as assembléias são diferentes, mas também para entender porque são semelhantes (Losos, 1996).

Atualmente se reconhece que os fatores históricos representam um papel importante na diversificação da ictiofauna neotropical. Grande parte desta diversidade pode ser resultado de mudanças paleohidrológicas que promoveram a dispersão, seguida por divergência alopátrica (Lundberg *et al.*, 1998; Montoya-Burgos, 2003), uma vez que a origem das principais ordens (Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes) situa-se no Cretáceo tardio (~65 milhões de anos) (Lundberg *et al.*, 1998). Tanto o rio São Francisco como o rio Paraguai se caracterizam por apresentar uma ictiofauna composta por numerosas espécies endêmicas. Particularmente o rio Paraguai compartilha poucas espécies com outras áreas, sugerindo uma separação relativamente mais antiga (Hubert & Renno, 2006) e se considera que as espécies de peixes desta bacia representam a linhagem mais ao sul com maior grau de relacionamento com a linhagem do Amazonas e rios da costa nordeste da América do Sul (Guyana Francesa, Gurupí; Itapicurú e Parnaíba) (Montoya-Burgos, 2003).

Nesse contexto, considera-se que as bacias do Alto Paraguai e Alto São Francisco fornecem um cenário apropriado para testar a hipótese de que a estrutura das assembleias de peixes de sistemas isolados apresenta altos graus de similaridade ou concordância, na medida que: (i) as populações de peixes que se encontram em bacias isoladas podem-se adaptar às condições ambientais locais (Lamouroux *et al.*, 2002); (ii) os sistemas lóticos geralmente estão regulados por processos e padrões físicos similares que podem prever os padrões das assembléias de peixes (Lamouroux *et al.*, 2002); e (iii) algumas características biológicas de muitas espécies de peixes têm sido estudadas, o que permite a comparação funcional entre assembléias com uma composição de espécies diferente (Lamouroux *et al.*, 2002).

Por tanto, no presente capítulo foi avaliada de forma comparativa a estrutura ecomorfológica e trófica da assembléia de peixes de riachos das bacias do Alto Paraguai e Alto São Francisco, com o objetivo de responder às seguintes questões: (i) a estrutura ecomorfológica e trófica entre assembléias de peixes de riachos de duas bacias isoladas é concordante?; (ii) quanto da estrutura ecomorfológica observada em cada assembléia é explicada pelo componente filogenético (i.e., fatores históricos) e quanto pelo

componente específico (i.e., evolução independente de cada espécie depois de eventos de especiação)? Espera-se que: i) embora a ictiofauna das duas bacias hidrográficas seja relativamente distinta, existirão semelhanças na estrutura ecomorfológica e trófica (i.e., existência de agrupamentos ecomorfológicos e tróficos comuns) e ii) que mesmo com a tendência de que o componente filogenético explique a maior parte do padrão ecomorfológico observado nas duas bacias, os padrões ecomorfológicos detectados podem expressar significativamente o efeito de processos estritamente biológicos e ecológicos, já que adaptações paralelas podem ocorrer em função das condições ambientais locais.

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

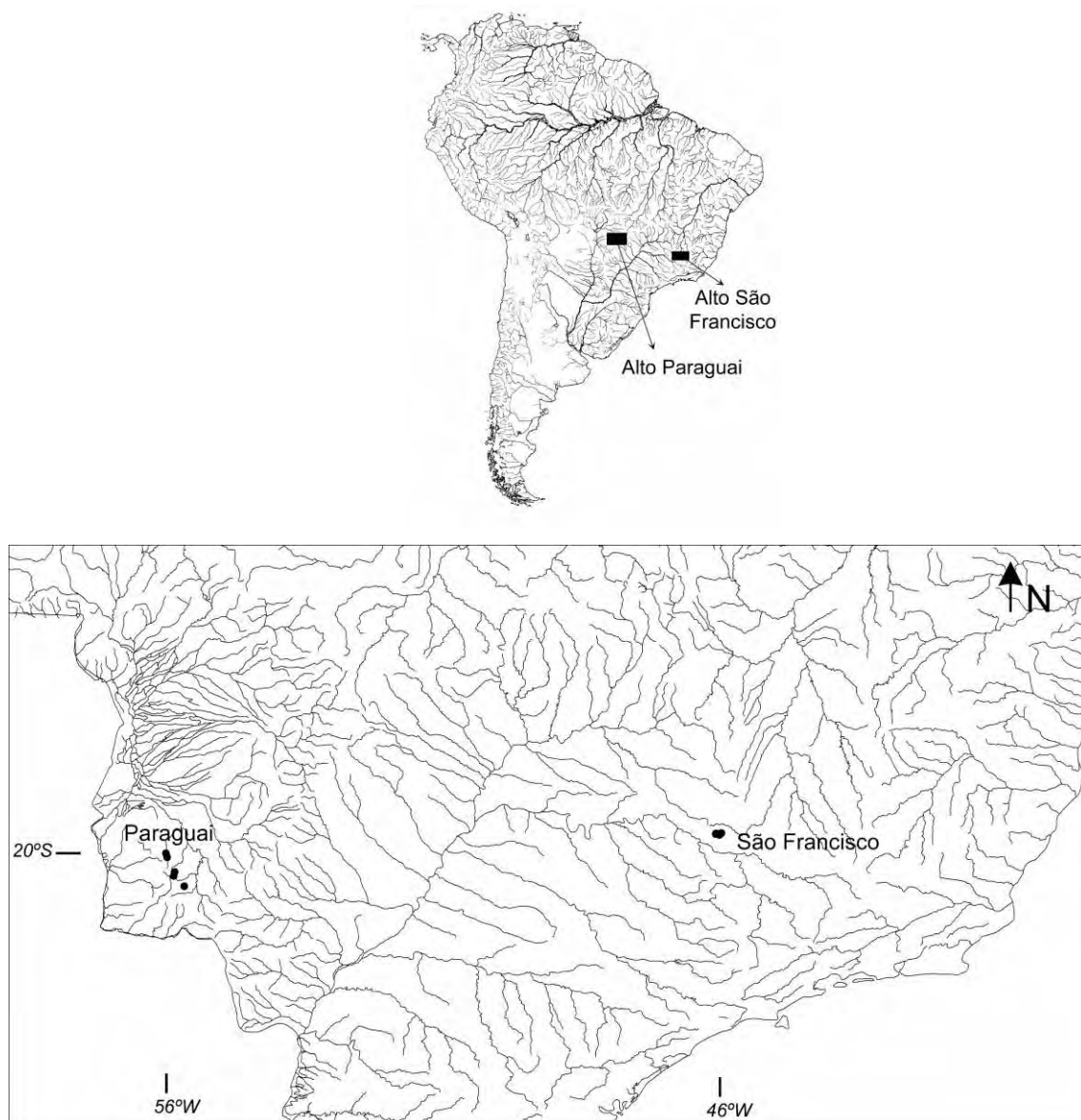
O rio Paraguai nasce na Chapada dos Parecis e atravessa o centro-oeste do Brasil até desaguar no rio Paraná, na divisa com a Argentina (Latrubesse *et al.*, 2005). Os principais afluentes são os rios Jauru, Cuiabá, São Lourenço, Piquiri, Taquari, Negro, Miranda e Apa (Britski *et al.*, 2007). No Alto Paraguai o trimestre mais chuvoso é o de janeiro a março, enquanto que o mais seco vai de setembro a novembro (Britski *et al.*, 2007), enquanto a chuva média da bacia é de 1.370 mm/ano (Cunha, 1998). Entre junho e outubro de 2008 foram realizadas três campanhas de campo para amostragem de seis riachos, todos de tamanho similar, localizados na mesma região geomorfológica e graus de preservação equivalente (Figura 1, Tabela 1).

O rio São Francisco nasce na região nordeste da Serra da Canastra, sendo seu formador o rio Samburá, no sudoeste do Estado de Minas Gerais (Langeani *et al.*, 2009). Sua bacia, que cobre 7,6% do território brasileiro (~645 mil km<sup>2</sup>), drena áreas dos Estados brasileiros de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe e o Distrito Federal (Kohler, 2003). A partir da Serra da Canastra o rio São Francisco percorre aproximadamente 3.160 km até sua foz, que se localiza entre os estados de Alagoas e Sergipe (Langeani *et al.*, 2009).

A bacia do rio São Francisco é tradicionalmente subdividida em quatro segmentos: alto, médio, submédio e baixo (Godinho & Godinho, 2003). O Alto São Francisco estende-se da nascente até Pirapora, numa extensão de 630 km que se caracteriza por apresentar águas rápidas, frias e oxigenadas (Paiva, 1982 *apud* Godinho & Godinho, 2003), clima tropical úmido e temperado de altitude, temperatura média de

23 °C, 2.000 a 1.100 mm de precipitação média anual, sendo o trimestre mais chuvoso o de novembro a janeiro com 53% da precipitação anual e o mais seco o de junho a agosto (CBHSF, 2004).

Entre junho e outubro de 2008 foram realizadas três campanhas de campo para amostragem de seis riachos, todos de tamanho similar, localizados na mesma região geomorfológica e graus de preservação equivalente (Figura 1, Tabela 2).



**Figura 1.** Localização geográfica dos riachos amostrados na bacia do Alto Paraguai e do Alto São Francisco.

**Tabela 1. Localização dos trechos selecionados para estudo na bacia do Alto Paraguai, com a respectiva matriz/área ripária na qual estavam inseridos.**

<b>Riachos/Trechos</b>	<b>Matriz/Área Riparia</b>	<b>Coord. Geo.</b>
Santa Maria	Florestal/Mata ciliar íntegra	20°41'06,2" S 56°46'40,4" W
Azul	Florestal/Mata ciliar íntegra	20°45'31,3" S 56°45'06,8" W
Olaria	Pastagem/Mata ciliar estreita	21°01'46,9" S 56°36'56,5" W
Mutum	Pastagem/Mata ciliar estreita	21°18'01,1" S 56°26'07,7" W
Taquaral	Florestal/Mata ciliar íntegra	21°06'13,7" S 56°38'00,3" W
Seco	Pastagem/Mata ciliar estreita	21°02'06,4" S 56°36'53,7" W

**Tabela 2. Localização dos trechos selecionados para estudo na bacia do Alto São Francisco, com a respectiva matriz/área ripária na qual estavam inseridos.**

<b>Riachos/Trechos</b>	<b>Matriz/Área Riparia</b>	<b>Coord. Geo.</b>
Cachoeirinha	Florestal/Mata ciliar larga	20°19'27,3" S 46°32'15,3" W
Luciano	Florestal/Mata ciliar larga	20°18'46,5" S 46°31'46,5" W
Grande	Pastagem/Mata ciliar larga	20°20'25,0" S 46°27'56,2" W
Mandioca	Pastagem/ Mata ciliar estreita em processo de regeneração	20°18'52,6" S 46°26'22,3" W
Lavra	Pastagem/Mata ciliar estreita	20°18'36,1" S 46°25'59,6" W
Cerrado	Pastagem/ Mata ciliar estreita em processo de regeneração	20°20'00,0" S 46°28'30,6" W

### **3. METODOLOGIA**

Os métodos utilizados para as amostragens dos descritores físico-químicos da água, da estrutura física do hábitat, da ictiofauna, dos atributos ecomorfológicos e do conteúdo estomacal foram os mesmos explicados na metodologia geral desta Dissertação.

## **4. ANÁLISE DE DADOS**

### **4.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias**

#### **4.1.1 Ordenação no morfoespaço e agrupamentos ecomorfológicos**

Inicialmente foi realizada uma análise de componentes principais (PCA, por suas siglas em inglês) para ordenar as espécies das duas bacias no espaço ecomorfológico ou morfoespaço. Para isto, foram utilizados os valores médios dos atributos ecomorfológicos de cada espécie. A PCA é um método de ordenação que geralmente sintetiza em poucas dimensões a maior quantidade da variabilidade de uma matriz com grande número de descritores, fornecendo assim uma medida da quantidade da variância explicada por esses poucos eixos principais independentes (Legendre & Legendre, 1998). A PCA permitiu comparações da distribuição das espécies no espaço ecomorfológico entre os riachos das duas bacias, assim como a identificação de padrões de covariação entre os atributos morfológicos e seu rol ecológico (Winemiller *et al.*, 1995). Para a extração dos componentes principais (PC) foi selecionada a opção ‘matriz de covariância’. Para a escolha dos componentes principais a serem interpretados se utilizou o modelo *broken-stick*, o qual constrói uma distribuição nula de autovalores para ser comparada com os autovalores observados; um componente principal se considera interpretável se excede o autovalor gerado pelo modelo de distribuição *broken-stick* (McCune & Mefford, 2006), revelando os eixos com padrões significativamente diferentes daqueles gerados ao acaso.

Para agrupar as espécies de acordo com sua similaridade ecomorfológica foi realizada uma análise de agrupamento por meio de Distância Euclidiana utilizando os valores médios dos atributos ecomorfológicos. Posteriormente foi elaborado um dendrograma, opção ‘Group Average’ a qual calcula os novos nodos tomando em conta a similaridade média dos nodos individuais (Clarke & Gorley, 2006). Os grupos ecomorfológicos ou ecomorfotipos encontrados foram classificados como: nectônico, nectobentônico e bentônico, conforme Lincoln *et al.* (1995).

#### **4.1.2 Similaridade ecomorfológica**

Para testar a hipótese nula de ausência de relação (i.e., não concordância) entre o padrão multivariado dos atributos ecomorfológicos nos riachos das duas bacias, foi

realizada uma análise de correlação multivariada utilizando os autovetores dos eixos significativos da PCA através da rotina *Relate*, opção coeficiente de correlação de Spearman (999 permutações). O coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho$ ) varia entre +1 e -1, quando  $\rho = +1$  (ou próximo a +1) a hipótese nula é rejeitada, indicando alta correlação positiva (i.e., alta concordância) entre os padrões multivariados em questão (Legendre & Legendre, 1998; Clarke & Gorley, 2006).

Os escores da PCA serviram para estimar o morfoespaço ocupado pela ictiofauna de cada bacia. Para isto, foi calculada a distância Euclidiana de cada espécie ao centróide da assembléia (CD) utilizando os escores dos eixos que mais acrescentaram à variação ecomorfológica (C.G. Montaña, comunicação pessoal). A média destes valores fornece um índice de *diversificação de nicho* ou o tamanho relativo do morfoespaço definido por uma assembléia (Winemiller, 1991).

Também foi calculada a distância do vizinho mais próximo (NND, por suas siglas em inglês) a partir da matriz de distância Euclidiana obtida com os escores dos eixos principais (utilizaram-se os mesmos eixos do cálculo do CD). A média do vizinho mais próximo (NND-M) é um índice de *empacotamento das espécies* no morfoespaço e o desvio padrão (NND-SD) fornece um índice da *uniformidade do empacotamento* das espécies no morfoespaço (Montaña & Winemiller, 2010). Para testar a significância das diferenças no morfoespaço ocupado e nos parâmetros NND-M e NND-SD entre os riachos das duas bacias, foi aplicado o teste *t* para amostras independentes.

Também foi averiguada a correlação entre a riqueza de espécies e os parâmetros morfológicos (morfoespaço, NND-M e NND-SD) a partir de regressões lineares parciais, retendo-se aquelas com coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ) maior que 0,7. A análise de regressão linear parcial é uma forma de estimar quanto da variação de uma variável resposta pode ser atribuído exclusivamente a um conjunto de fatores, uma vez que o efeito de outro conjunto tem sido levado em consideração (Legendre & Legendre, 1998).

Todas as análises multivariadas mencionadas acima foram realizadas empregando o software Primer v6 (Clarke & Gorley, 2006). Para o teste *t* e Mann-

Whitney (U) foi utilizado o software Statistica 7 (StatSoft Inc., 2004); para as regressões lineares o software SAM v4.0 (Rangel *et al.*, 2010).

#### 4.1.3 Efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica

Para examinar e quantificar o efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica observada, a variação ecomorfológica total foi desdobrada em seus componentes: filogenético ( $P$ ), ou seja, a variação herdada do ancestral; e específico ( $S$ ), que expressa a variação independente em cada linhagem sob a ação de pressões seletivas independentes e a evolução independente de cada espécie depois de eventos de especiação (Diniz-Filho, 2000; Diniz-Filho *et al.*, 2009).

Para isto foi utilizada a análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR, por suas siglas em inglês) (Diniz-Filho *et al.*, 1998). A PVR emprega uma análise de coordenadas principais (PCoA, para descrição detalhada desta análise ver Legendre & Legendre, 1998) para encontrar autovetores de uma matriz de distâncias filogenéticas entre as espécies. Estes autovetores são utilizados como preditores em uma regressão múltipla, cuja variável resposta é o caráter estudado (Diniz-Filho *et al.*, 1998; Diniz-Filho, 2000). Em outros termos, na análise PVR a variável resposta (variação ecomorfológica neste caso) é testada em função da estrutura filogenética de acordo ao modelo:

$$Y = X\beta + \varepsilon$$

onde  $X$  é a matriz com os autovetores e  $\beta$  são os coeficientes de regressão de cada autovetor sobre  $Y$ , pelo que  $X\beta$  corresponde ao componente filogenético  $P$  (os valores  $Y$  estimados pelo modelo PVR) e  $\varepsilon$  corresponde ao componente específico  $S$  (Diniz-Filho *et al.*, 2009). O coeficiente de determinação ajustado ( $R^2$ ) nestes modelos lineares mensura a quantidade da variação ecomorfológica explicada pela filogenia (i.e. inércia ou sinal filogenética) (Diniz-Filho *et al.*, 1998; Diniz-Filho *et al.*, 2009).

Devido à falta de dados temporais nas hipóteses filogenéticas das espécies de peixes estudadas, a matriz de distância filogenética foi construída de acordo ao proposto por Douglas & Matthews (1992), onde um valor de 1 é designado para pares de espécies pertencentes ao mesmo gênero, de 2 para pares de espécies pertencentes a diferente gênero mas da mesma família, de 3 para pares de espécies pertencentes a diferentes

famílias dentro da mesma ordem, e de 4 para pares de espécies pertencentes a diferentes ordens.

Em seguida foi executada a PCoA para extrair os autovetores da matriz de distancia filogenética, empregando o software PCO (Anderson, 2003). A continuação o componente  $P$  foi estimado por meio de uma análise de regressão múltipla da variável resposta versus os autovetores da matriz de distancia filogenética (Diniz-Filho *et al.*, 2009). Existem diversos critérios para estabelecer o número de autovetores que devem ser escolhidos para o modelo da regressão, neste estudo foram selecionados os autovetores, testando de forma separada cada um deles, com correlações significativas ( $P < 0,05$ ) com a variável resposta (Diniz-Filho *et al.*, 2009). Como variável resposta da regressão foram empregados os escores dos componentes principais significativos da PCA elaborada com os 14 atributos ecomorfológicos das espécies (adaptado de Diniz-Filho *et al.*, 2007). A escolha dos componentes principais para interpretação foi feita a partir do modelo de distribuição *broken-stick* (McCune & Mefford, 2006).

Por último, os resíduos da regressão foram utilizados para estimar o componente  $S$  (Diniz-Filho *et al.*, 2009). Para a seleção dos autovetores da PCoA, dos componentes principais da PCA para interpretação e executar a série de regressões múltiplas foi utilizado o software SAM v4.0 (Rangel *et al.*, 2010).

## ***4.2 Estrutura e similaridade trófica das assembléias***

Para testar a significância das diferenças observadas na composição das guildas tróficas entre os dois grupos de riachos em termos de abundância e biomassa foi empregado o teste de Mann-Whitney (U), com auxílio do software Statistica 7 (StatSoft Inc., 2004).

# **5. RESULTADOS**

## ***5.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias***

Na bacia do Alto Paraguai foram coletados 2.735 exemplares, compreendidos em cinco ordens, nove famílias e 32 espécies (Anexo 2-1). Nos riachos da bacia do Alto São Francisco foram capturados 956 indivíduos, compreendidos em duas ordens, seis famílias e 16 espécies (Anexo 2-2). Para as análises ecomorfológicas foram empregadas

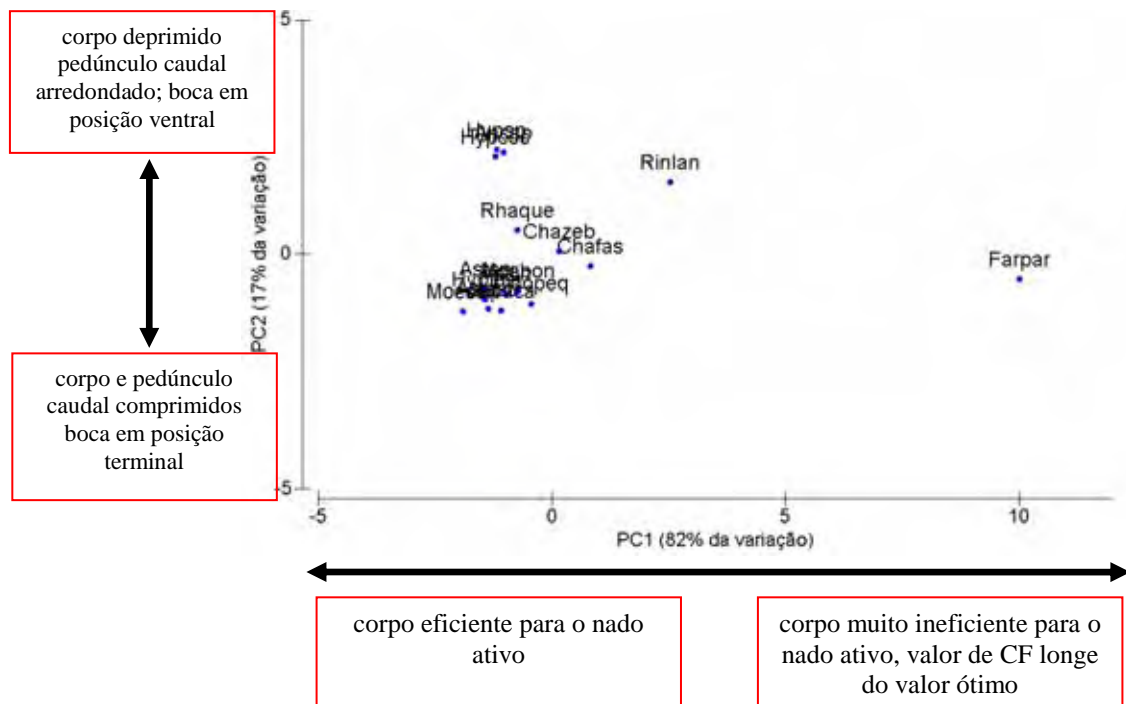
24 espécies, sendo 15 exclusivas da bacia do Alto Paraguai, oito da bacia do Alto São Francisco e uma (*Charadicium fasciatum*) compartilhada por ambas. Em total foram medidos 348 exemplares (Anexos 2-3 e 2-4).

### 5.1.1 Ordenação no morfoespaço e agrupamentos ecomorfológicos

#### 5.1.1.1 Alto Paraguai

De acordo com o modelo *broken-stick*, a PCA da estrutura ecomorfológica da assembléia de peixes dos riachos do Alto Paraguai revelou dois componentes principais significativos (PC1 e PC2), que explicaram 98,8% da variação ecomorfológica. O PC1, que acumulou 82,2% da variação, foi influenciado principalmente pelo coeficiente de finura (CF). A espécie com valor mais positivo no PC1 possui um corpo cuja relação para o nado ativo está muito longe do valor ótimo ( $CF \geq 15,41$ ) (*Farlowella paraguayensis*), enquanto que as espécies com valores mais negativos para o PC1 apresentam corpo eficiente para o nado ativo (*M. sanctaefilomenae*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Astyanax* sp., *A. asuncionensis*) (Figura 2, Tabela 3).

Por outro lado, o PC2 explicou 16,6% da variação ecomorfológica e foi influenciado principalmente pelos atributos: índice de compressão do corpo (IC), índice de compressão do pedúnculo caudal (CPC) e orientação da boca (OB). Espécies com valores mais positivos no PC2 apresentam corpo dorso-ventralmente achatado (i.e. deprimido), pedúnculo caudal arredondado e boca em posição ventral (*Ancistrus* sp., *Hypostomus* sp., *H. cochliodon*). As espécies com valores mais negativos no PC2 apresentam corpo lateralmente achatado (i.e. comprimido), pedúnculo caudal comprimido e boca terminal (*Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Jupiaba acanthogaster*, *Astyanax asuncionensis*, *Odontostilbe pequirá*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *A. lineatus*, *M. bonita*, *Astyanax* sp.) (Figura 2, Tabela 3).

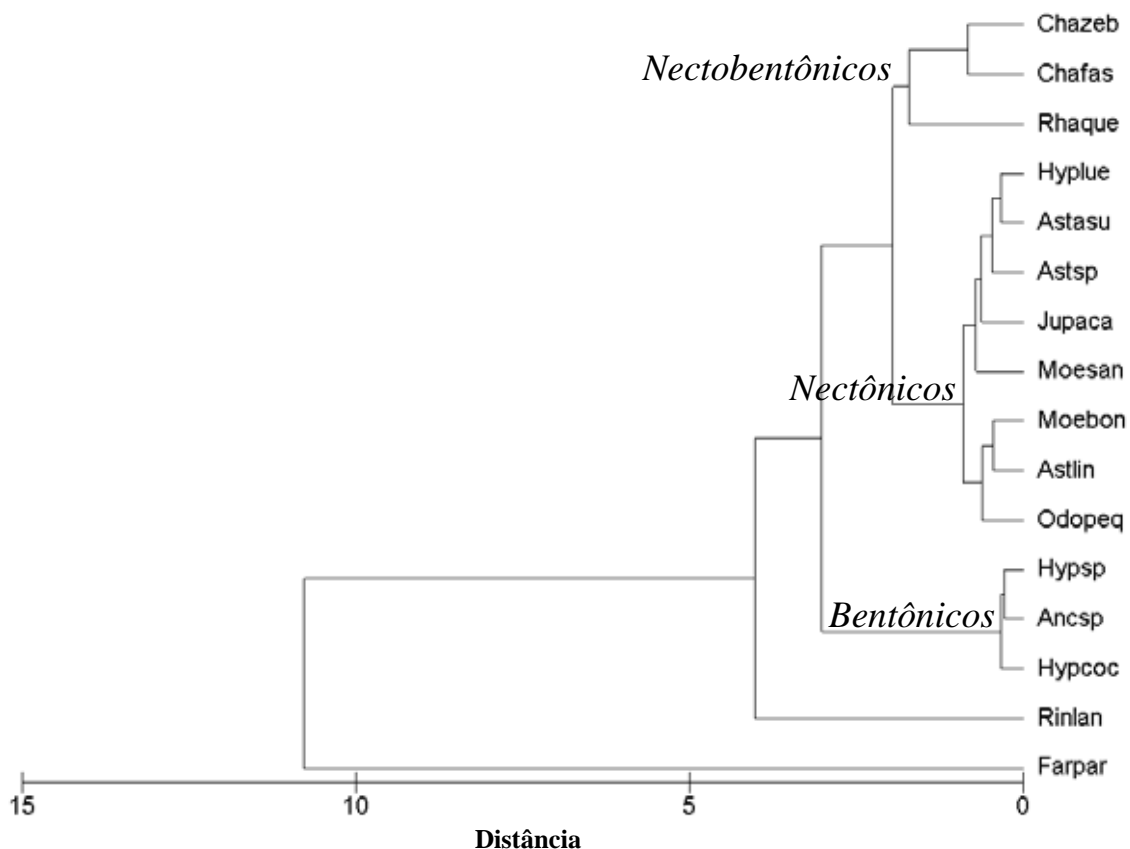


**Figura 2.** Projeção dos dois primeiros eixos da PCA para as espécies de peixes residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai (Brasil) baseada em 14 atributos ecomorfológicos. Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Astsp, *Astyanax* sp.; Chafas, *Characidium fasciatum*; Chazeb, *C. zebra*; Farpar, *Farlowella paraguayensis*; Hyplue, *Hyphessobrycon luetkenii*; Hypcoc, *Hypostomus cochliodon*; Hypsp, *Hypostomus* sp.; Jupaca, *Jupiaba acanthogaster*; Moebon, *Moenkhausia bonita*; Moesan, *M. sanctaefilomenae*; Odopeq, *Odontostilbe pequira*; Rhaque, *Rhamdia quelen*; Rinlan, *Rineloricaria lanceolata*.

**Tabela 3. Contribuição aos dois primeiros eixos da PCA dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies de peixes residentes nos riachos das bacias do Alto Paraguai e Alto São Francisco, Brasil. Em negrito os autovetores mais relevantes para a interpretação dos eixos significativos.**

Atributos	PARAGUAI		SÃO FRANCISCO	
	PC1	PC2	PC1	PC2
Índice de compressão do corpo	-0.127	<b>-0.562</b>	0.343	<b>-0.622</b>
Altura relativa	-0.025	-0.045	0.030	-0.077
Comprimento relativo do pedúnculo caudal	0.032	0.066	-0.096	0.038
Índice de compressão do pedúnculo caudal	-0.179	<b>-0.532</b>	<b>0.758</b>	0.318
Índice de achatamento ventral	0.009	-0.028	0.012	0.019
Área relativa da nadadeira dorsal	0.005	0.057	-0.048	0.002
Área relativa da nadadeira peitoral	0.002	0.043	-0.048	0.014
Aspecto proporcional da nadadeira peitoral	0.039	-0.285	-0.126	-0.282
Área relativa da nadadeira caudal	-0.003	0.053	-0.019	0.030
Comprimento relativo da cabeça	-0.004	0.006	0.002	-0.043
Posição relativa dos olhos	0.017	0.075	-0.047	0.198
Largura relativa da boca	-0.006	0.009	-0.008	0.000
Orientação da boca	-0.116	<b>-0.498</b>	<b>0.509</b>	-0.232
Coefficiente de finura	<b>0.967</b>	-0.225	0.123	<b>0.573</b>
<b>Autovalor</b>	8,285	1,671	0,819	0,333
<b>Proporção do autovalor</b>	0,822	0,166	0,608	0,247
<i>Broken-stick</i>	0,232	0,161	0,232	0,161
<b>Proporção da variação (%)</b>	82,2	16,6	60,8	24,7
<b>Variação acumulada (%)</b>	-	98,8	-	85,5

Na assembléia de peixes dos riachos do Alto Paraguai foram verificados três agrupamentos ecomorfológicos: (i) nectônicos, que se caracterizou por apresentar espécies que exploram longitudinalmente a coluna da água, composto exclusivamente por espécies da família Characidae (*Astyanax asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp., *Hyphessobrycon luetkeni*, *Jupiaba acanthogaster*, *Moenkhausia bonita*, *M. sanctaefilomenae* e *Odontostilbe pequirá*); (ii) bentônicos, espécies que exploram o fundo, sendo todas da família Loricariidae (*Ancistrus* sp., *Hypostomus cochliodon* e *Hypostomus* sp.); e (iii) nectobentônicos, que utilizam o fundo, mas realizam incursões ocasionais na zona nectônica, conformado por espécies da família Crenuchidae (*Characidium fasciatum*, *C. zebra*) e Heptapteridae (*Rhamdia quelen*). As duas espécies restantes, *Farlowella paraguayensis* e *Rineloricaria lanceolata*, não foram agrupadas dentro de nenhum dos conjuntos de espécies determinados (Figura 3).



**Figura 3.** Dendrograma das espécies de peixes residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai (Brasil) baseada em 14 atributos ecomorfológicos. Ancsp, *Ancistrus* sp.; Astasu, *Astyanax asuncionensis*; Astlin, *A. lineatus*; Astsp, *Astyanax* sp.; Chafas, *Characidium fasciatum*; Chazeb, *C. zebra*; Farpar, *Farlowella paraguayensis*; Hyplue, *Hyphessobrycon luetkenii*; Hycoc, *Hypostomus cochliodon*; Hypsp, *Hypostomus* sp.; Jupaca, *Jupiaba acanthogaster*; Moebon, *Moenkhausia bonita*; Moesan, *M. sanctaefilomenae*; Odopeq, *Odontostilbe pequirá*; Rhaque, *Rhamdia quelen*; Rinlan, *Rineloricaria lanceolata*.

#### 5.1.1.2 Alto São Francisco

O modelo *broken-stick* da PCA da estrutura ecomorfológica da assembléia de peixes dos riachos do Alto São Francisco revelou dois componentes principais (PC1 e PC2) significativos, que explicaram 85,5% da variação ecomorfológica. O PC1, que explicou 60,8% da variação, esteve influenciado principalmente pelos atributos: índice de compressão do pedúnculo caudal (CPC) e orientação da boca (OB). A espécie com valor mais positivo no PC1 possui pedúnculo caudal deprimido e boca em posição ventral (*Harttia* cf. *novalimensis*). A espécie com valor mais negativo no PC1 apresenta pedúnculo caudal comprimido e boca em posição terminal (*Astyanax rivularis*) (Figura 4, Tabela 3).

O PC2 explicou 24,7% da variação e foi influenciado pelos atributos: índice de compressão do corpo (IC) e coeficiente de finura (CF). A espécie com valor mais positivo no PC2 possui corpo cilíndrico e pouco eficiente para o nado ativo (*Trichomycterus brasiliensis*). A espécie com valor mais negativo no PC2 se caracterizou por ter um corpo comprimido e eficiente para o nado ativo (*A. rivularis*) (Figura 4, Tabela 3).

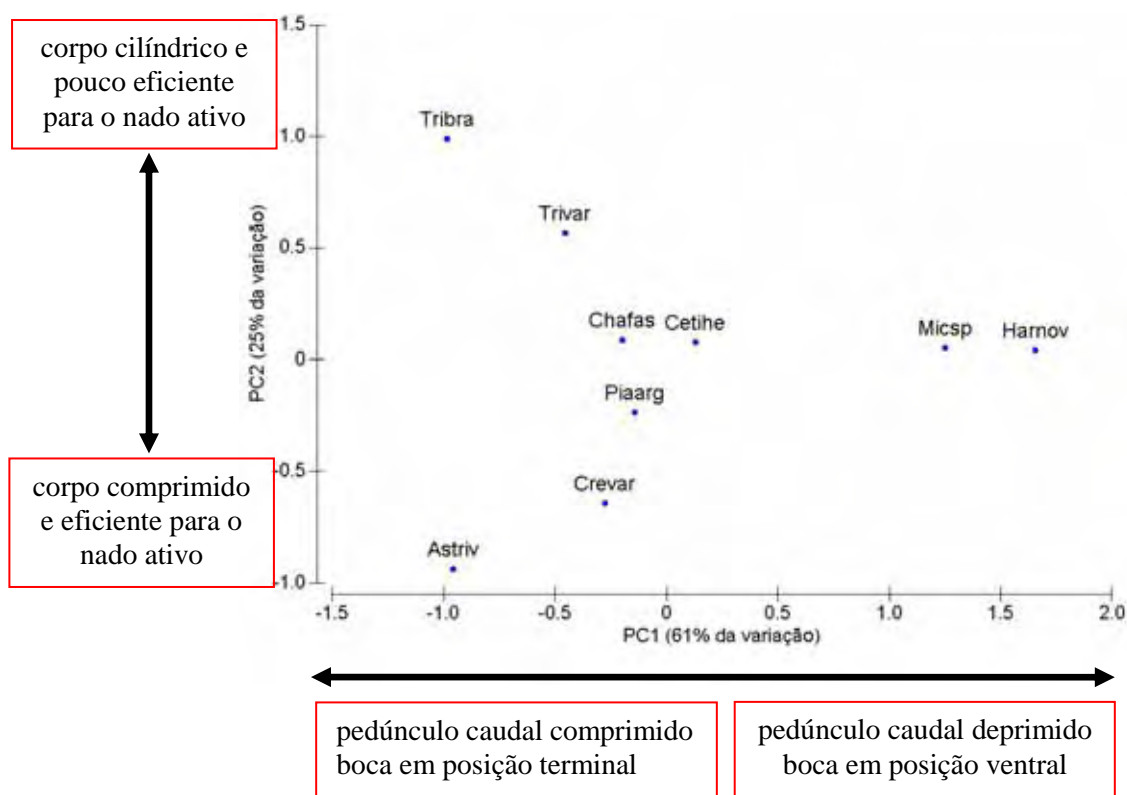


Figura 4. Projeção dos dois primeiros eixos da PCA para as espécies de peixes residentes nos riachos da bacia do Alto São Francisco (Brasil) baseada em 14 atributos ecomorfológicos. Astriv, *Astyanax rivularis*; Cetihe, *Cetopsorhamdia iheringi*; Chafas, *Characidium fasciatum*; Crevar, *Creagrutus varii*; Harnov, *Harttia cf. novalimensis*; Micsp, *Microlepidogaster* sp.; Piaarg, *Piabina argentea*; Tribra, *Trichomycterus brasiliensis*; Trivar, *Trichomycterus variegatus*.

Na assembléia de peixes dos riachos do Alto São Francisco foram verificados três agrupamentos ecomorfológicos: (i) nectônicos, duas espécies da família Characidae (*Astyanax rivularis*, *Creagrutus varii*); (ii) bentônicos, espécies pertencentes à família Loricariidae (*Harttia cf. novalimensis*, *Microlepidogaster* sp.); e (iii) nectobentônicos, sendo que este agrupamento foi dividido em nectobentônicos I, composto por representantes da ordem Characiformes (*Characidium fasciatum*, *Piabina argentea*) e

Siluriformes (*Cetopsorhamdia iheringi*); e nectobentônicos II, com representantes da família Trichomycteridae (*Trichomycterus brasiliensis*, *T. variegatus*) (Figura 5).

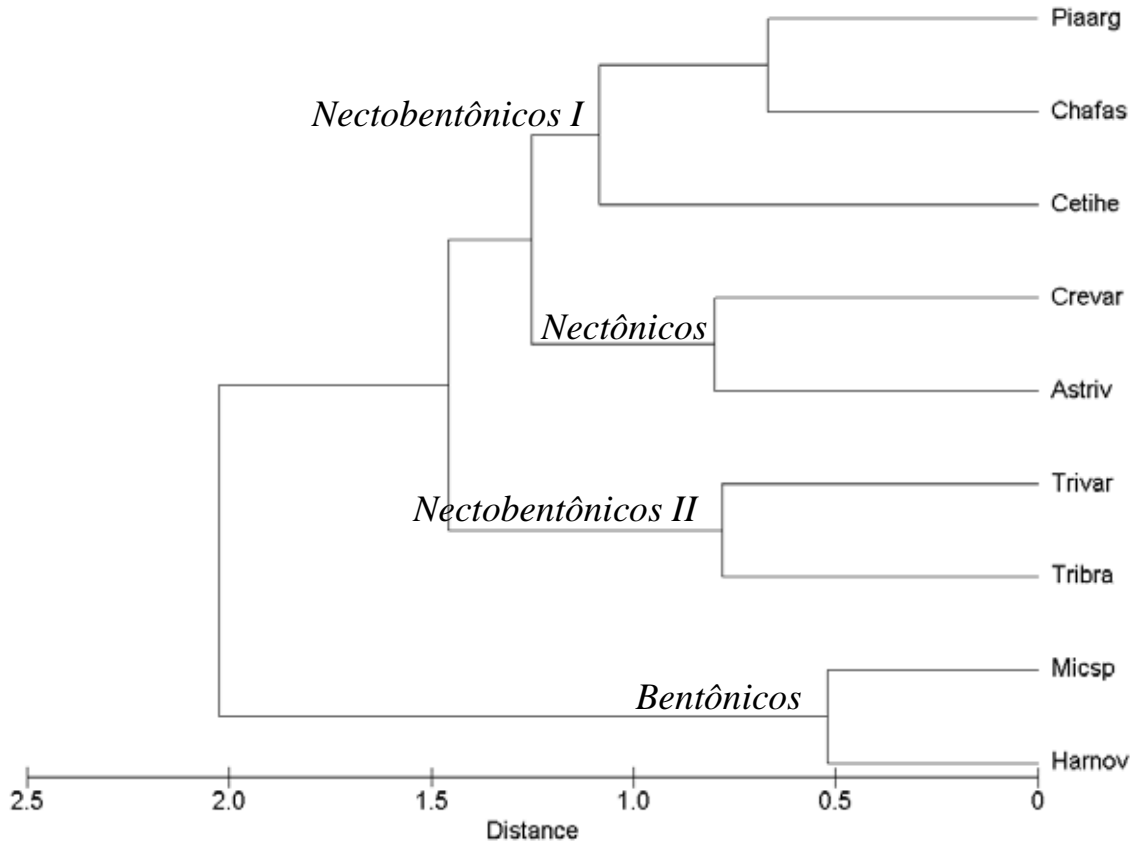


Figura 5. Dendrograma das espécies de peixes residentes nos riachos da bacia do Alto São Francisco (Brasil) baseada em 14 atributos ecomorfológicos. Astriv, *Astyanax rivularis*; Cetihe, *Cetopsorhamdia iheringi*; Chafas, *Characidium fasciatum*; Crevar, *Creagrutus varii*; Harnov, *Harttia* cf. *novalimensis*; Micsp, *Microlepidogaster* sp.; Piaarg, *Piabina argentea*; Tribra, *Trichomycterus brasiliensis*; Trivar, *Trichomycterus variegatus*.

### 5.1.2 Similaridade ecomorfológica

O teste de similaridade dos atributos ecomorfológicos entre as duas bacias indicou uma alta concordância entre eles ( $Rho = 0,805$ ;  $P < 0,001$ ), sugerindo que os atributos se comportaram da mesma forma nas assembléias das duas bacias.

Houve diferenças significativas no morfoespaço ocupado pela ictiofauna nas duas bacias ( $t = 3,51$ ;  $P < 0,01$ ). O morfoespaço ocupado nos riachos do Alto Paraguai foi maior e esteve entre 1,32 e 2,42, nos do Alto São Francisco entre 0,76 e 1,06. Este padrão também foi identificado de forma qualitativa a partir dos gráficos das PCAs.

Já os parâmetros NND-M ( $t = 3,51$ ;  $P = 0,75$ ) e NND-SD ( $t = 1,61$ ;  $P = 0,14$ ) não foram significativamente diferentes nas assembléias das duas bacias. Nos riachos do Alto Paraguai a média de NND esteve entre 0,47 e 1,09 e o desvio padrão entre 0,25 e 2,1, nos do Alto São Francisco a média entre 0,66 e 0,87 e o desvio padrão entre 0,21 e 0,4. A comparação destes parâmetros sugere que nos riachos das duas bacias não houve diferenças no empacotamento e na distribuição das espécies no morfoespaço.

Quando avaliadas as diferenças dos valores combinados de morfoespaço ocupado e parâmetros NND-M e NND-SD das duas bacias em função do número de espécies, encontrou-se que o morfoespaço total ocupado variou significativamente ( $r = 0,609$ ;  $R^2 = 0,371$ ;  $P = 0,035$ ; Slope = 0,1), e que os parâmetros NND-M ( $r = 0,218$ ;  $R^2 = 0,047$ ;  $P = \text{NS}$ ; Slope = -0,017) e NND-SD ( $r = 0,365$ ;  $R^2 = 0,133$ ;  $P = \text{NS}$ ; Slope = 0,08) não apresentaram diferenças significativas. Estes resultados indicam que um maior nicho espacial ocupado pela assembléia do Alto Paraguai é resultado de uma média de riqueza de espécies maior, enquanto os parâmetros NND-M e NND-SD não mudam conforme o número de espécies aumenta. Não obstante, esta relação entre aumento de morfoespaço e incremento da riqueza pode estar fortemente influenciada pela presença de morfotipos especializados na bacia do Alto Paraguai (*Farlowella paraguayensis*, *Rineloricaria lanceolata*), já que esses morfotipos se posicionaram na periferia do nicho espacial e acabaram influenciando o morfoespaço ocupado e o padrão de dispersão, enquanto o empacotamento permaneceu o mesmo (Figura 6).

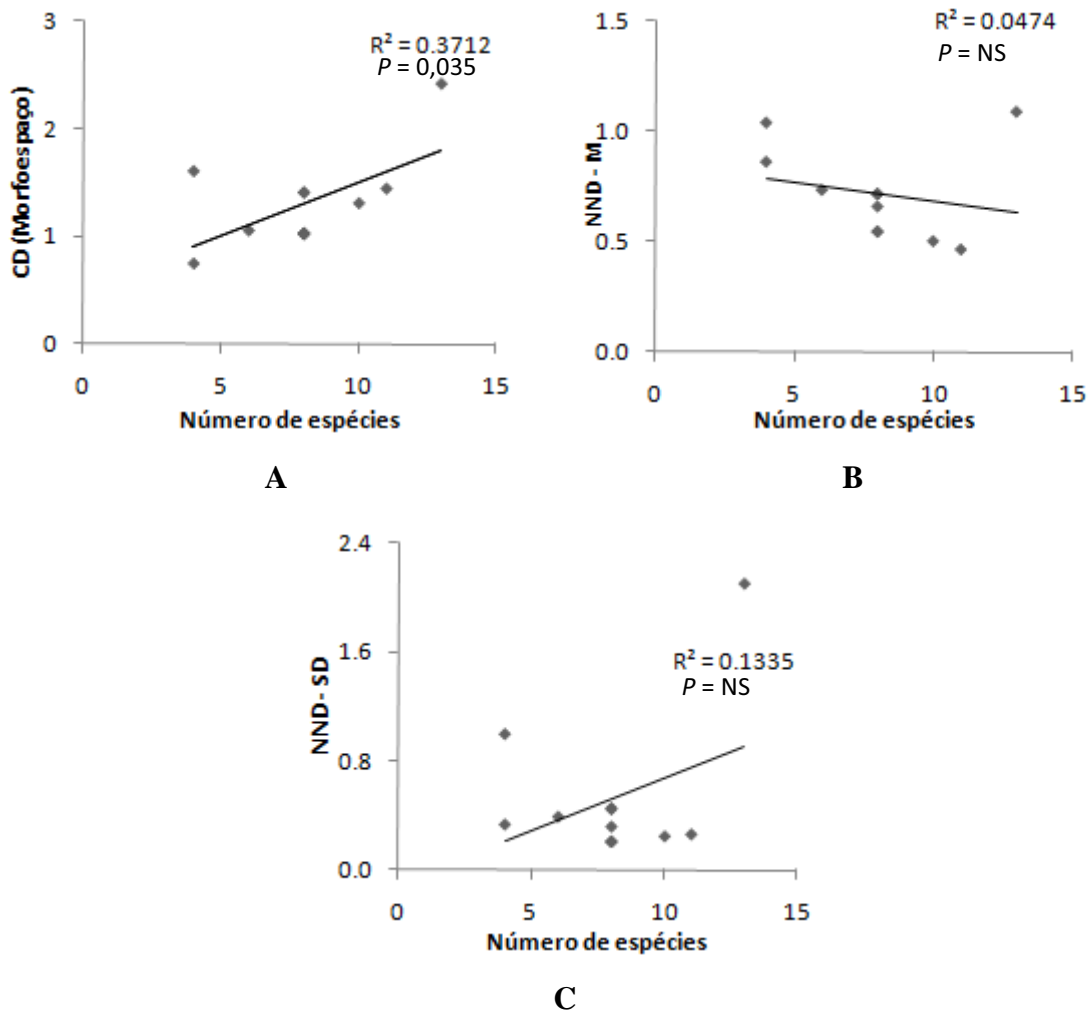


Figura 6. Medidas do morfoespaço (A) e dos parâmetros NND-M (B) e NND-SD (C) em função do número de espécies nos riachos das bacias do Alto Paraguai e Alto São Francisco, Brasil.

### 5.1.3 Efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica

#### 5.1.3.1 Alto Paraguai

De modo geral, o componente filogenético ( $P$ ) explicou a maior porcentagem do padrão ecomorfológico observado na assembléia da bacia do Alto Paraguai. O modelo *broken-stick* revelou dois componentes principais (i.e., variáveis resposta) significativos (PC1 e PC2) na ordenação da estrutura ecomorfológica desta bacia (Tabela 4). Para executar o modelo de regressão foram escolhidos três dos 15 autovetores filogenéticos (E), dos quais dois (E5, E9) estiveram significativamente correlacionados com o PC1 e um (E1) com o PC2 (Tabela 4).

De acordo com a análise PVR, a filogenia explicou 49,4% ( $P = 0,008$ ) da variação ecomorfológica acumulada no PC1 e 74,6% ( $P < 0,001$ ) no PC2, enquanto que 47,2% ( $P = 0,003$ ) e 25,4% ( $P = 0,047$ ) da variação acumulada no PC1 e PC2 respectivamente foi produto da variação independente em cada linhagem (Tabela 4).

**Tabela 4. Regressão múltipla dos componentes principais (PC) significativos da PCA dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies de peixes nos riachos da bacia do Alto Paraguai versus os autovetores filogenéticos selecionados (E), incluindo os componentes  $P$  e  $S$  de cada PC, coeficiente de correlação ( $r$ ), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), coeficiente de regressão, erro padrão, valor de  $t$  e valor de  $P$ . Em negrito valores significativos ( $P < 0,05$ ).**

	Componente	$r$	$R^2$	$P$	Efeito	Erro padrão	$T$	$P$
PC1					E5	1,253	2,689	<b>0,020</b>
	$P^*$	0,727	0,494	<b>0,008</b>	E9	1,502	-2,705	<b>0,019</b>
	$S^*$	0,687	0,472	<b>0,003</b>	Resíduos	0,283	3,537	<b>0,004</b>
PC2	$P^*$	0,864	0,746	<b>&lt;0,001</b>	E1	0,103	6,415	<b>&lt;0,001</b>
	$S^*$	0,504	0,254	<b>0,047</b>	Resíduos	0,458	2,182	<b>0,048</b>

### 5.1.3.2 Alto São Francisco

Para a assembléia de peixes da bacia do Alto São Francisco, o componente filogenético ( $P$ ) também explicou a maior porção da variação ecomorfológica. O modelo *broken-stick* revelou dois componentes principais significativos (PC1 e PC2) na ordenação da estrutura ecomorfológica desta bacia (Tabela 5). O modelo da regressão foi realizado com dois dos oito autovetores filogenéticos (E), dos quais o E2 esteve significativamente correlacionado com o PC1 e o E1 com o PC2 (Tabela 5).

De acordo com a análise PVR, a filogenia explicou 72% ( $P = 0,004$ ) da variação ecomorfológica acumulada no PC1 e 58% ( $P = 0,017$ ) no PC2, enquanto que 28% ( $P = NS$ ) e 42,2% ( $P = NS$ ) da variação acumulada no PC1 e PC2 respectivamente foi produto da variação independente em cada linhagem (Tabela 5).

**Tabela 5. Regressão múltipla dos componentes principais (PC) significativos da PCA dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies de peixes nos riachos da bacia do Alto São Francisco versus os autovetores filogenéticos selecionados (E), incluindo os componentes P e S de cada PC, coeficiente de correlação ( $r$ ), coeficiente de determinação ( $R^2$ ), coeficiente de regressão, erro padrão, valor de  $t$  e valor de  $P$ . Em negrito valores significativos ( $P < 0,05$ ).**

	Componente	$r$	$R^2$	$P$	Efeito	Erro padrão	$t$	$P$
<b>PC1</b>	$P^*$	0,849	0,72	<b>0,004</b>	E2	0,183	4,245	<b>0,005</b>
	$S$	0,529	0,28	0,143	Resíduos	0,606	1,649	0,15
<b>PC2</b>	$P^*$	0,76	0,578	<b>0,017</b>	E1	0,083	3,097	<b>0,021</b>
	$S$	0,65	0,422	0,058	Resíduos	0,442	2,261	0,065

## 5.2 Estrutura e similaridade trófica das assembléias

Para o estudo da estrutura trófica foram utilizadas 14 espécies nos riachos do Alto Paraguai e oito nos do Alto São Francisco, sendo que uma espécie (*Characidium fasciatum*) foi comum às duas bacias, totalizando 21 espécies diferentes. O conteúdo estomacal de 590 indivíduos foi analisado, sendo que 380 estômagos pertenceram aos riachos do Alto Paraguai e 210 estômagos aos riachos do Alto São Francisco. As espécies de peixes foram agrupadas dentro das seguintes guildas: insetívoros terrestres (espécies nas que o conteúdo estomacal foi constituído principalmente por insetos de origem alóctone); insetívoros aquáticos (predominância de insetos de origem autóctone); detritívoros (predominância de detrito); perifívoros (predominância de perifíton); onívoros (itens diferentes em proporções semelhantes).

### 5.2.1 Estrutura trófica das assembléias

#### 5.2.1.1 Alto Paraguai

Nos riachos do Alto Paraguai, 94,4% (2.470 indivíduos) da abundância total e 89,3% (2.934,9 g) da biomassa total foi acumulada em quatro guildas tróficas: insetívoros aquáticos, onívoros, insetívoros terrestres e perifívoros. A guilda dos insetívoros aquáticos esteve representada pelas espécies *Characidium fasciatum*, *C. zebra*, *Hyphessobrycon luetkenii*, *Jupiaba acanthogaster* e *Odontostilbe pequirá*; os onívoros pelas espécies *Astyanax asuncionensis*, *A. lineatus*, *Astyanax* sp. e *Jupiaba acanthogaster*; os insetívoros terrestres por *Astyanax lineatus*, *Astyanax* sp., *Moenkhausia bonita* e *M. sanctaefilomenae*; enquanto que os perifívoros por *Ancistrus*

sp. e *Hypostomus cochliodon*. As duas guildas restantes, detritívoros e detritívoros/perifitívoros, representaram cada uma menos de 7% do total da abundância e biomassa (Tabela 6, Figura 7, Anexos 2-5 a 2-7).

Tabela 6. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas nos riachos da bacia do Alto Paraguai (PAR), Brasil.

Guilda	Composição	Abundância		Biomassa	
		n	%	g	%
Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	62	2,4	215,1	6,5
	<i>Farlowella paraguayensis</i>				
	<i>Hypostomus</i> sp.				
Detritívoro/Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	84	3,2	138,1	4,2
Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	951	36,4	817,1	24,9
	<i>Characidium zebra</i>				
	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>				
	<i>Jupiaba acanthogaster</i>				
	<i>Odontostilbe pequirá</i>				
Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	551	21,1	726	22,1
	<i>Astyanax</i> sp.				
	<i>Moenkhausia bonita</i>				
	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>				
Onívoro	<i>Astyanax asuncionensis</i>	561	21,4	705,9	21,5
	<i>Astyanax lineatus</i>				
	<i>Astyanax</i> sp.				
	<i>Jupiaba acanthogaster</i>				
Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	407	15,6	685,9	20,9
	<i>Hypostomus cochliodon</i>				
<b>Total</b>		<b>2.616,0</b>	<b>100</b>	<b>3.288,1</b>	<b>100</b>

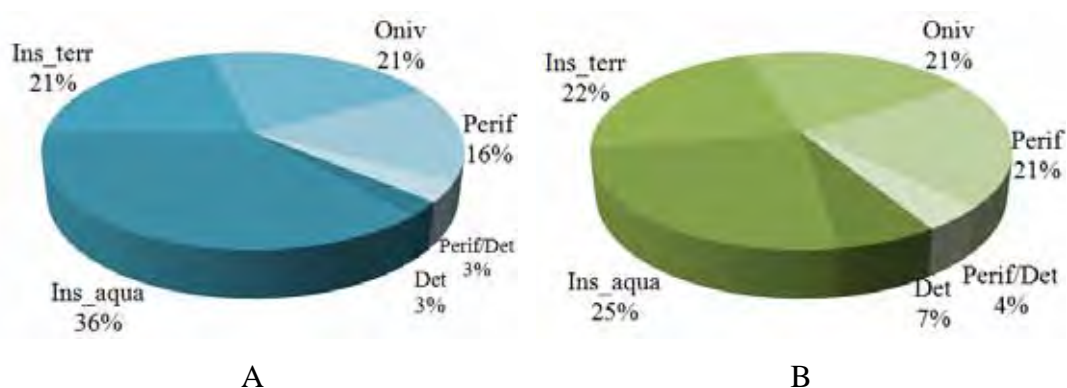


Figura 7. Proporção da abundância (A) e biomassa (B) das guildas tróficas presentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai, Brasil.

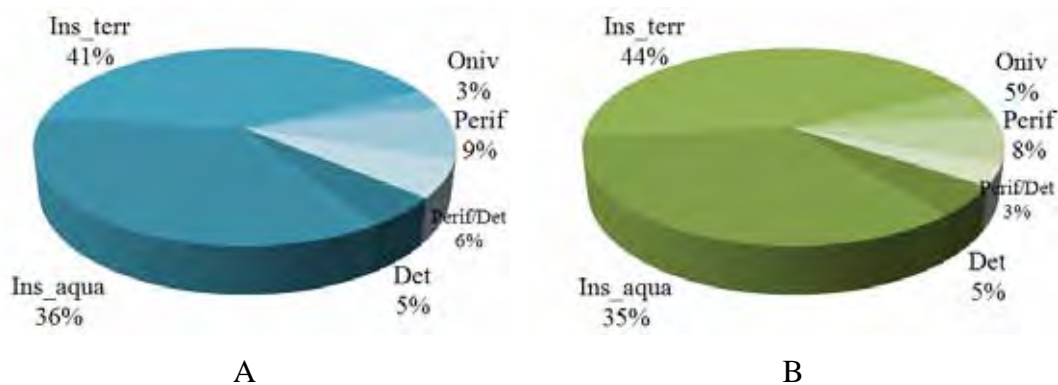
Nos riachos do Alto Paraguai, os principais itens alimentares para os insetívoros aquáticos foram insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera; para os onívoros, insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera, insetos terrestres das ordens Hymenoptera (Formicidae) e Hemiptera, e material vegetal alóctone (sementes, Poaceae); para os insetívoros terrestres, principalmente indivíduos da família Formicidae (Hymenoptera) e esporadicamente insetos das ordens Lepidoptera, Coleoptera, Diptera e Hemiptera; e para os perifívoros, algas filamentosas, diatomáceas (dos gêneros *Amphipleura*, *Cymbella*, *Cocconeis*, *Gomphonema* e *Gyrosigma*) e fungos.

#### 5.2.1.2 Alto São Francisco

Nos riachos do Alto São Francisco, 85,9% (733 indivíduos) da abundância total e 86,2% (1.119 g) da biomassa total foi acumulada em três guildas tróficas: insetívoros terrestres, insetívoros aquáticos e perifívoros. Os insetívoros terrestres foram representados por *Astyanax rivularis*; os insetívoros aquáticos por *Astyanax rivularis*, *Characidium fasciatum*, *Creagrutus varii*, *Trichomycterus brasiliensis* e *T. variegatus*; e os perifívoros *Harttia* cf. *novalimensis* e *Microlepidogaster* sp. As três guildas restantes, detritívoros, detritívoros/perifívoros e onívoros, representaram cada uma menos de 7% do total da abundância e biomassa (Tabela 7, Figura 8, Anexos 2-8 a 2-10).

**Tabela 7. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas nos riachos da bacia do Alto São Francisco (SFR), Brasil.**

Guilda	Composição	Abundância		Biomassa	
		n	%	g	%
Detritívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	43	5,0	65,3	5,0
Insetívoro-aquático	<i>Astyanax rivularis</i>	305	35,7	448	34,5
	<i>Characidium fasciatum</i>				
	<i>Creagrutus varii</i>				
	<i>Trichomycterus brasiliensis</i>				
	<i>Trichomycterus variegatus</i>				
Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax rivularis</i>	353	41,3	572	44,1
Onívoro	<i>Astyanax rivularis</i>	26	3,0	67,4	5,2
	<i>Piabina argentea</i>				
Perifitívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	75	8,8	99	7,6
	<i>Microlepidogaster sp.</i>				
Perifitívoro/Detritívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	52	6,1	45,7	3,5
<b>Total</b>		<b>854</b>	<b>100</b>	<b>1.297,4</b>	<b>100</b>

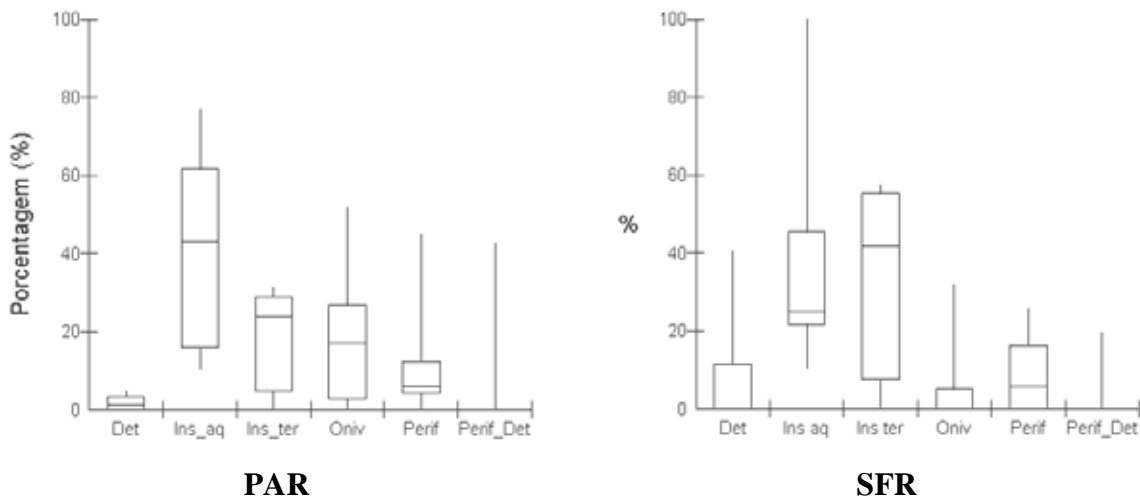


**Figura 8. Proporção da abundância (A) e biomassa (B) das guildas tróficas presentes nos riachos da bacia do Alto São Francisco, Brasil.**

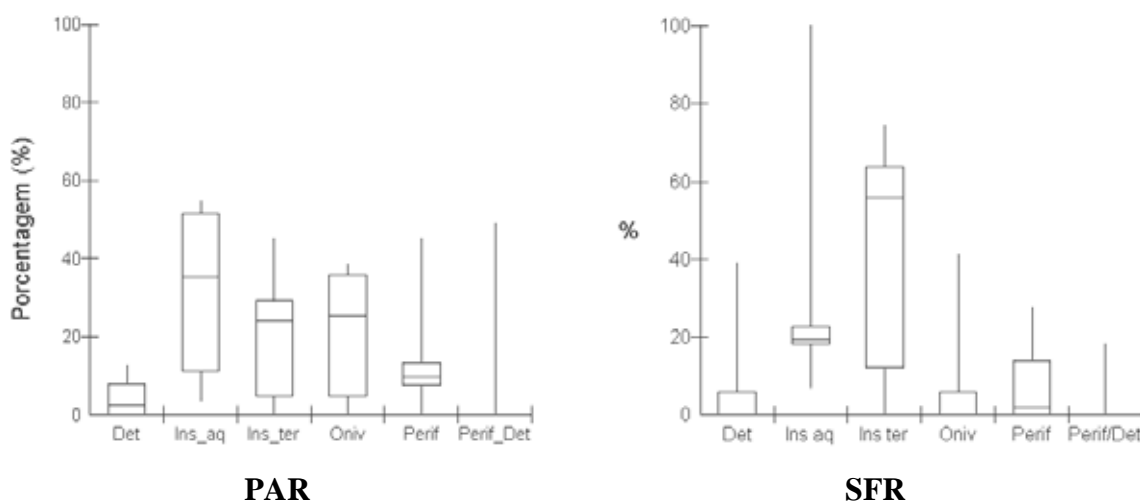
Nos riachos do Alto São Francisco, os principais itens alimentares para os insetívoros terrestres foram principalmente indivíduos da família Formicidae (Hymenoptera) e eventualmente exemplares das ordens Lepidoptera, Coleoptera, Diptera e Hemiptera; para os insetívoros aquáticos, insetos aquáticos em estágios imaturos das ordens Diptera, Ephemeroptera e Coleoptera; e para os perifitívoros, fungos e algas filamentosas e diatomáceas de diversos gêneros.

### 5.2.2 Similaridade trófica das assembleias

Em média, os riachos do Alto Paraguai apresentaram quatro guildas, em contraste com os riachos do Alto São Francisco, com três. Embora a abundância e biomassa das guildas tróficas (Figuras 9 e 10) pudessem indicar diferenças entre a estrutura trófica das duas bacias, este resultado seria mais consequência da variação entre riachos da mesma bacia do que a um padrão que ocorre na bacia toda. Isto seria confirmado pelo teste de Mann-Whitney (U), que indica que não houve diferenças significativas na abundância e biomassa das seis guildas tróficas entre os riachos do Alto Paraguai e do Alto São Francisco, sugerindo alta concordância trófica entre as duas bacias (Figuras 9 e 10, Tabela 8).



**Figura 9.** Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a abundância relativa de cada guilda trófica nos riachos do Alto Paraguai (PAR) e do Alto São Francisco (SFR). Det, detritívoros; Ins aq, insetívoros aquáticos; Ins ter, insetívoros terrestres; Oniv, onívoros; Perif, perifítívoros; Perif/Det, perifítívoros-detritívoros.



**Figura 10.** Mediana (caixa) e erro padrão (barras verticais) representando a biomassa relativa de cada guilda trófica nos riachos do Alto Paraguai (PAR) e do Alto São Francisco (SFR). Det, detritívoros; Ins aq, insetívoros aquáticos; Ins ter, insetívoros terrestres; Oniv, onívoros; Perif, perifívoros; Perif/Det, perifívoros-detritívoros.

**Tabela 8.** Resultados do teste U de Mann-Whitney para biomassa e abundância das guildas tróficas entre os riachos do Alto Paraguai (PAR) e do Alto São Francisco (SFR).

<b>% Biomassa</b>	Média PAR	Média SFR	p-level
Detritívoros	4,47	7,79	0,7488
Insetívoros aquáticos	31,45	31,21	0,7488
Insetívoros terrestres	20,53	41,69	0,2001
Onívoros	21,02	8,12	0,3367
Perifívoros	14,38	8,16	0,3788
Perifívoros-detritívoros	8,16	3,02	0,9362
<b>% Abundância</b>			
Detritívoros	1,89	9,28	1,0000
Insetívoros aquáticos	41,34	38,88	0,6309
Insetívoros terrestres	18,06	32,89	0,2623
Onívoros	19,04	6,48	0,2623
Perifívoros	12,52	9,16	0,6889
Perifívoros-detritívoros	7,14	3,28	0,9362

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 Estrutura e similaridade ecomorfológica das assembléias

Apesar da composição de espécies entre as duas bacias ser diferente, as guildas ecomorfológicas e os atributos que os definiram foram relativamente semelhantes (i.e., alta concordância). Quatro atributos ecomorfológicos comuns (índice de compressão do corpo, índice de compressão do pedúnculo caudal, orientação da boca e coeficiente de finura) foram os mais relevantes para a interpretação da ordenação e na configuração dos grupos ecomorfológicos, sugerindo que nos locais de estudo as espécies compartilham um padrão ecomorfológico que estaria determinado basicamente por aspectos funcionais relacionados com a porção da coluna da água que as espécies utilizam e com os recursos dos quais se alimentam. Este padrão ecomorfológico tem sido identificado em diversas assembléias de peixes de ambientes continentais (para exemplos ver: Gatz, 1979; Watson & Balon, 1984; Wikramanayake, 1990; Casatti & Castro, 2006; Oliveira *et al.*, 2010; Leal *et al.*, 2011).

Embora os atributos ecomorfológicos mais expressivos para a interpretação do padrão ecomorfológico sejam os mesmos, a importância de cada um deles diferiu entre as duas bacias. Este fato estaria relacionado com a presença de morfotipos especializados na assembléia do Alto Paraguai, como *Farlowella paraguayensis* e *Rineloricaria lanceolata*, que são espécies altamente especialistas, ocorrendo em áreas marginais e sempre associadas a raízes, folhas de arbustos e grama em contato com a água (Teresa & Romero, 2010). A denominação de um morfotipo como especialista pode ser altamente subjetiva (Foote, 1997); não obstante, o achatamento dorso-ventral, como ocorre neste par de espécies, seria um elemento chave para a designação de um organismo dentro desta categoria (Hickman, 1988 *apud* Foote, 1997).

Neste estudo, o nicho espacial ocupado pela ictiofauna das duas bacias variou significativamente em função da riqueza de espécies. No Alto Paraguai, onde a riqueza média foi maior, o morfoespaço ocupado também foi relativamente maior. Estes resultados indicariam uma relação positiva entre riqueza e morfoespaço, apesar desta relação não ter sido detectada em outros estudos (Winemiller, 1991; Roy *et al.*, 2001; Montaña & Winemiller, 2010). Por exemplo, Montaña & Winemiller (2010) registraram

que o nicho espacial da assembléia não aumenta em relação à riqueza de espécies em nenhuma das escalas de macro- ou mesohabitat, sugerindo que quanto mais espécies são adicionadas à assembléia, o morfoespaço permanece constante, a similaridade média entre as espécies aumenta (i.e. maior empacotamento no espaço morfológico) e a dispersão das espécies no morfoespaço torna-se mais uniforme. Esta ausência de variação dos parâmetros morfológicos em função da riqueza pode ser resultado de fortes interações interespecíficas nos habitats estudados na estação seca, levando a padrões não aleatórios na estrutura das assembléias (Arrington *et al.*, 2005; Montaña & Winemiller, 2010).

Possivelmente, a correlação positiva encontrada neste estudo entre ocupação de nicho espacial e a riqueza de espécies seja produto da presença de morfotipos especializados e da ocorrência de gêneros ora só registrados na bacia do Alto Paraguai (*Farlowella* e *Rineloricaria*). No incremento da diversidade morfológica estão implicados especialização no comportamento alimentar e utilização do microhabitat (Winemiller, 1991), e isso estaria acompanhado por um aumento na diversidade de gêneros endêmicos, sugerindo que a diversificação global da forma é atribuível principalmente a radiações na escala local (Foote, 1997). Esta suposição igualmente explicaria porque não houve diferenças significativas nem no empacotamento nem na distribuição das espécies no morfoespaço entre as duas bacias, mas que em locais onde ocorreram morfotipos especializados a dispersão das espécies no morfoespaço (NND-SD) é afetada e o empacotamento (NND-M) permaneceria igual. Estudos sustentam que o morfoespaço ocupado e a distância ao vizinho mais próximo se mantém ao longo do tempo, apesar das centenas de milhares de anos de separação e da produção substancial de táxons, sugerindo que algumas interações ecológicas podem ser bastante fortes para superar as influências de fatores históricos sobre a estrutura das assembléias (Foote, 1997).

Os resultados indicaram que um incremento na diversidade morfológica é consistente com uma difusão através do morfoespaço (Foote, 1993). Dois processos podem explicar um incremento da diversidade morfológica: i) radiação adaptativa clássica, que implica uma ocupação rápida de novas zonas adaptativas; e ii) extinção seletiva de formas, que originaria um incremento na variância morfológica (NND-SD) sem o aumento da faixa total de formas existentes (Foote, 1993). Devido à

complexidade histórica dos rios Neotropicais e que sua ictiofauna ainda é pobremente conhecida em termos filogenéticos e geográficos (Montoya-Burgos, 2003), propor hipóteses sobre as origens da diversidade morfológica expressiva no Alto Paraguai, mas não no Alto São Francisco, seria bastante arriscado, mas cabe destacar a importância de estudos que tentem avaliar estes aspectos.

## 6.2 Efeito da filogenia sobre a estrutura ecomorfológica

Alguns autores sustentam que as espécies respondem aos recursos sobre a base de sua própria história evolutiva individual, de modo que uma assembléia poderia representar simplesmente uma agregação de espécies que exploram recursos similares, sendo que a utilização destes recursos não seria produto de processos biológicos, mas um artefato histórico (Douglas & Matthews, 1992) e de compartilhamento de estruturas homólogas (Strauss, 1987 *apud* Douglas & Matthews, 1992). Contrastar características ecológicas das espécies com uma filogenia definida, como feito neste estudo, permite testar estas hipóteses (Douglas & Matthews, 1992) e diminuir a possibilidade de gerar conclusões erradas a respeito da origem e dos processos ecológicos e evolutivos que regulam a estrutura atual de uma assembléia (Losos, 1996; 2008).

Neste estudo o componente filogenético explicou em maior proporção a estrutura ecomorfológica das assembléias de peixes estudadas nas duas bacias, sugerindo que a história e a ancestralidade são os principais fatores responsáveis pelo padrão ecomorfológico observado. Este resultado indica uma alta inércia ou sinal filogenético, isto é, que a similaridade ecomorfológica entre as espécies está relacionada com o grau de parentesco (Losos, 2008). O mesmo já foi relatado para assembléias de peixes de cabeceira no rio Roanoke (Virginia, USA) onde a história e a homologia, mais do que o ambiente, determinariam uma porção substancial da estrutura ecomorfológica e uso do recurso (Douglas & Matthews, 1992). Desta forma, se os padrões de variabilidade morfológica de uma assembléia são determinados pela filogenia, então a genealogia preenche o nicho e a competição deveria estar restrita a formas recentemente evoluídas dentro do mesmo gênero (Douglas & Matthews, 1992).

Diversos estudos mencionam o efeito positivo da filogenia sobre o padrão ecomorfológico de assembléias de peixes do neotrópico (para exemplos, Casatti & Castro, 2006; Oliveira *et al.*, 2010; Leal *et al.*, 2011), o que provavelmente é reflexo de

um processo real que gera uma forte inércia filogenética nos atributos ecomorfológicos selecionados (Douglas & Matthews, 1992; Diniz-Filho & Nabout, 2009). No mesmo sentido, foi detectado que embora a filogenia tenha explicado a maior porção do padrão ecomorfológico, a porção explicada variou dentro e entre as bacias. Por exemplo, no Alto São Francisco a explicação da variação ecomorfológica por parte do componente filogenético para o PC1 foi maior que para o PC2 (72% vs. 58%) e quando comparada entre bacias também para o PC1 (72% vs. 49%). Esta diferença na proporção explicada sugere que nem todos os atributos ecomorfológicos de uma assembléia têm a mesma inércia filogenética, mas que muitos apresentariam variações temporais e geográficas consideráveis (Losos, 2008).

Apesar do componente filogenético (*P*) explicar a maior porção da variação ecomorfológica das assembléias, as análises também indicam que o componente específico (*S*) foi importante para determinar o padrão ecomorfológico observado. O componente específico ou ecológico representaria a variação, independente do ancestral, que pode ser atribuída a respostas únicas de cada espécie às condições ambientais atuais, sendo que espécies ou assembléias com valores altos para o componente específico estão distantes da morfologia ancestral (Diniz-Filho *et al.*, 2007). Neste sentido, Oliveira *et al.* (2010) indicam que o padrão ecomorfológico observado em assembléias de peixes neotropicais não é só resultado de eventos históricos, mas também de processos biológicos e ecológicos e que, embora a influência da filogenia seja forte e expressiva, ela não refuta o valor das análises ecomorfológicas na avaliação da estrutura das assembléias. Não obstante, realizar inferências sobre quais características apresentaram um desvio de seu estado ancestral a partir dos atributos ecomorfológicos utilizados pode ser uma tarefa difícil e complexa, mas poderia estar relacionado com a ocupação de microhábitats diferentes. Por exemplo, Leal *et al.* (2011) registraram que espécies do mesmo gênero (*Characidium*) e que apresentam uma morfologia corporal evidentemente determinada pela filogenia podem ocupar diferentes hábitats, representando um caso de segregação ecológica por partição do recurso.

Os resultados deste trabalho (i.e., estruturação ecomorfológica mediada pela filogenia e também por evolução independente após eventos de especiação), sustentam a ideia de que a estrutura e a composição das assembléias são o resultado de uma

combinação de eventos geológicos e de colonização, junto com episódios evolutivos e ecológicos *in situ* (Losos, 1996), podendo-se entender que tanto os componentes bióticos como os abióticos não são só complementares e interativos, mas seus efeitos podem ter um papel similar e igualmente crucial na organização das assembléias de peixes (Jackson *et al.*, 2001).

Para avaliar o efeito da filogenia sobre o padrão ecomorfológico em peixes, os estudos normalmente têm empregado técnicas que comparam matrizes, como o teste de Mantel (Douglas & Matthews, 1992; Casatti & Castro, 2006; Leal *et al.*, 2011) e Mantel parcial (Oliveira *et al.*, 2010). À respeito da metodologia empregada neste estudo, a análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR; Diniz-Filho *et al.*, 1998) demonstra ser útil e aplicável para estudos que pretendem avaliar a contribuição dos componentes filogenético e específico à estrutura ecomorfológica de peixes. Possivelmente a maior vantagem desta análise, em termos interpretativos, é que não só responde se o padrão ecomorfológico é ou não independente do componente filogenético, mas também permite quantificar a proporção desta variação que pode ser atribuída à variação herdada do ancestral e à evolução independente de cada espécie.

Provavelmente a maior limitação dos métodos para testar o efeito da filogenia sobre a estrutura das assembléias é a falta de hipóteses filogenéticas robustas (Losos, 1996; Freckleton *et al.*, 2002; Casatti & Castro, 2006), e que as que existem não proporcionam uma sequência temporal de eventos (por exemplo, falta de informação sobre taxas de divergência) (Losos, 1996). Devido a isto, a ligação entre uma árvore taxonômica e os dados ecológicos pode ser pobre (Freckleton *et al.*, 2002) e as inferências obtidas devem ser adotadas com cautela (Losos, 1996). Daí a importância do desenvolvimento de trabalhos de perfil filogenético para peixes do neotrópico, principalmente aqueles que forneçam dados sobre sequências temporais de eventos.

### ***6.3 Estrutura e similaridade trófica das assembléias***

As análises de dieta indicaram a existência de seis guildas tróficas, todas comuns às duas bacias. Com exceção dos onívoros no Alto Paraguai, os insetívoros aquáticos e insetívoros terrestres foram dominantes em ambas as bacias. Embora a comparação e determinação do número de grupos tróficos possa ser afetada por numerosos fatores

(Pusey *et al.*, 1995; Rolla *et al.*, 2009) aparentemente o número de guildas e sua dominância indicam um padrão trófico concordante entre as duas bacias.

A abundância e biomassa das guildas tróficas não apresentaram diferenças significativas entre os trechos das duas bacias, mas foi detectada uma alternância na dominância dos grupos tróficos. Por exemplo, nos trechos do Alto Paraguai os insetívoros aquáticos foram predominantes enquanto que os insetívoros terrestres o foram nos trechos do Alto São Francisco. Os locais deste estudo foram originalmente escolhidos por oferecerem condições semelhantes para os peixes, mas quando são feitas comparações entre assembléias isoladas, características na escala local como vegetação, clima e fisionomia poderiam influenciar a disponibilidade espacial e temporal dos recursos (Winemiller *et al.*, 1995; Boyle & Horn, 2006) e, por conseguinte, a predominância de algumas guildas tróficas.

O fato de que muitas espécies de peixes apresentem um comportamento alimentar oportunista (i.e., consumo alternado de itens na ausência do alimento preferente) (Gerking, 1994; Luz-Agostinho *et al.*, 2006) também pode induzir a alterações nas proporções dos agrupamentos tróficos conforme a disponibilidade de alimento muda nos trechos estudados. De acordo com isso, era esperado que das seis guildas tróficas determinadas nas duas bacias, a dos onívoros fosse a que mais apresentasse variações devido ao amplo espectro de alimentos que consomem. A ausência de uma categoria trófica particular, ou variações como neste caso, pode ser resultado de pressões do hábitat mais do que a uma característica das espécies que utilizam o hábitat (Miles *et al.*, 1987).

Embora alguns fatores gerem confusão nas análises de dieta, os resultados deste estudo revelaram uma concordância na estrutura trófica entre bacias. A maioria de estudos que avalia a concordância entre comunidades utilizam como parâmetro a riqueza de espécies (Jackson & Harvey, 1993; Paszkowski & Tonn, 2000; Heino, 2002), e, de acordo a Heino (2002), a concordância muda dependendo do táxon avaliado. Provavelmente não seria errado supor que por grupos funcionais o grau de concordância poderia modificar baseado principalmente na grande plasticidade alimentar que exibem os peixes neotropicais (Luz-Agostinho *et al.*, 2006). Neste estudo não foi estimado o efeito da filogenia sobre a estruturação trófica das duas bacias, mas pelo observado, a

concordância na estrutura trófica poderia estar influenciada principalmente por interações bióticas e determinantes ambientais comuns do que por uma inércia filogenética.

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

De modo geral, tanto a estrutura ecomorfológica como a trófica das assembléias de peixes foram concordantes entre as duas bacias. Esta concordância foi constatada pela existência de relações ecomorfológicas e de dieta paralelas entre as assembléias; não obstante, a concordância na estrutura ecomorfológica pode ser encoberta pela presença de táxons especializados e de ocorrência exclusiva em uma das bacias, e a da estrutura trófica pelo comportamento alimentar oportunista dos peixes e/ou por mudanças nas características locais que poderiam ter influenciado a disponibilidade espacial e temporal dos recursos alimentares.

Como era esperado, o componente filogenético explicou a maior parte da estrutura ecomorfológica em comparação com o componente específico, indicando que a similaridade ecomorfológica entre as espécies está relacionada principalmente com o grau de parentesco (i.e., alta inércia ou sinal filogenético). Embora a filogenia explique a maior parte do padrão ecomorfológico, a quantidade explicada variou dentro e entre as bacias, o que sugere que nem todos os atributos ecomorfológicos possuem a mesma inércia filogenética e que o componente específico também foi importante para determinar o padrão ecomorfológico observado. Isso indica que houve respostas únicas das espécies, presumivelmente como uma adaptação à variação ambiental, derivando assim da morfologia ancestral, e sustenta a ideia de que a estrutura e a composição das assembléias são resultado de uma combinação de eventos geológicos e de colonização, junto com episódios evolutivos e ecológicos *in situ*.

A análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR) demonstrou ser um método útil e aplicável para avaliar a contribuição dos componentes filogenético e específico à estrutura ecomorfológica de peixes. A maior vantagem desta análise pode ser em termos interpretativos, já que não só responde se o padrão ecomorfológico é ou não independente do componente filogenético, mas também permite quantificar a proporção desta variação que pode ser atribuída à variação herdada do ancestral e à evolução independente de cada espécie.

## **8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Anderson, M.J. 2003. PCO: a FORTRAN computer program for principal coordinate analysis. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Arrington, D.A., K.O. Winemiller & C.A. Layman. 2005. Community assembly at the patch scale in a species-rich tropical river. *Oecologia*, 144: 157-167.
- Boyle, K.S. & M.H. Horn. 2006. Comparison of feeding guild structure and ecomorphology of intertidal fish assemblages from central California and central Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 319: 65-84.
- Britski, H.A., K.S.S. Silimon & B.S. Lopes. 2007. Peixes do Pantanal - Manual de identificação. EMBRAPA, Brasília, 227 pp.
- Buckup, P.A., N.A. Menezes & M.S. Ghazzi. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Série Livros 23, 195 pp.
- Casatti, L. & R.M.C. Castro. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 203-214.
- CBHSF. 2004. Plano decenal de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco – PBHSF (2004-2013) – Resumo Executivo. Agência Nacional de Águas – ANA, Fundo Mundial para o Meio Ambiente – GEF, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA e Organização dos Estados Americanos – OEA. 319 pp.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Corbin, C.E. 2008. Foraging ecomorphology within North American flycatchers and a test of concordance with southern African species. *Journal of Ornithology*, 149: 83-95.
- Cunha, S.B. 1998. Bacias hidrográficas. Pp: 229-271, In: Cunha, S.B. & A.J.T. Guerra (Orgs.). Geomorfologia do Brasil. Bertrand Brasil. 388 pp.
- Diniz-Filho, J.A.F. 2000. Métodos filogenéticos comparativos. Holos editora, Ribeirão Preto, São Paulo. 120 pp.
- Diniz-Filho, J.A.F. & J.C. Nabout. 2009. Modeling body size evolution in Felidae under alternative phylogenetic hypotheses. *Genetics and Molecular Biology*, 32(1): 170-176.
- Diniz-Filho, J.A.F., C.E.R. Sant’Ana & L.M. Bini. 1998. An eigenvector method for estimating phylogenetic inertia. *Evolution*, 52(5): 1247-1262.
- Diniz-Filho, J.A.F., L.M. Bini, M.A. Rodríguez, T.F.L.V.B. Rangel & B.A. Hawkins. 2007. Seeing the forest for the trees: partitioning ecological and phylogenetic components of Bergmann’s rule in European Carnivora. *Ecography*, 30: 598-608.
- Diniz-Filho, J.A.F., M.A. Rodríguez, L.M. Bini, M.A. Olalla-Tarraga, M. Cardillo, J.C. Nabout, J. Hortal & B.A. Hawkins. 2009. Climate history, human impacts and

- global body size of Carnivora (Mammalia: Eutheria) at multiple evolutionary scales. *Journal of Biogeography*, 36: 2222-2236.
- Dobson, F.S. 1985. The use of phylogeny in behavior and ecology. *Evolution*, 39(6): 1384-1388.
- Douglas, M.E. & W.J. Matthews. 1992. Does morphology predict ecology? Hypothesis testing within a freshwater fish assemblage. *Oikos*, 65: 213-224.
- Foote, M. 1997. The evolution of morphological diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 129-152.
- Foote, M. 1993. Discordance and concordance between morphological and taxonomic diversity. *Paleobiology*, 19(2): 185-204.
- Freckleton, R.P., P.H. Harvey & M. Pagel. 2002. Phylogenetic analysis and comparative data: a test and review of evidence. *The American Naturalist*, 160(6): 712-726.
- Gatz Jr., A. J. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tulane Studies in Zoology and Botany*, 21: 91-124.
- Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. San Diego, Califórnia, Academic Press, 416 pp.
- Godinho, A.L. & H.P. Godinho. 2003. Introdução: Breve visão do São Francisco. Pp. 15-24, In: Godinho, H.P. & A.L. Godinho (Orgs.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas.
- Heino, J. 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation*, 11: 137-147.
- Hubert, N. & J.F. Renno. 2006. Historical biogeography of South American freshwater fishes. *Journal of Biogeography*, 33(8): 1414-1436.
- Jackson, D.A. & H.H. Harvey. 1993. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2641-2651.
- Jackson, D.A., P.R. Peres-Neto, & J.D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 157-170.
- Karr, J.R. & F.C. James. 1975. Eco-morphological configurations and convergent evolution in species and communities. Pp. 258-291, In: Cody, M.L. & J.M. Diamond (Eds.). Ecology and evolution of communities. Cambridge, The Belknap Press of Harvard University.
- Kohler, H.C. 2003. Aspectos geocológicos da bacia hidrográfica do São Francisco (primeira aproximação na escala 1: 1 000 000). Pp. 25-35, In: Godinho, H.P. & A.L. Godinho (Orgs.). Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas.
- Lamouroux, N., N. Leroy Poff & P.L. Angermeier. 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology*, 83(7): 1792-1807.
- Langeani, F., P.A. Backup, L.R. Malabarba, L.H. Rapp Py-Daniel, C.A.S. Lucena, R.S. Rosa, J.A.S. Zuanon, Z.M.S. Lucena, M.R. Britto, O.T. Oyakawa & G. Gomes-

- Filho. 2009. Peixes de água doce. Pp. 211-230, In: Rocha, R.M. & W.A. Boeger. Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil. Curitiba: Editora UFPR. Série Pesquisa, n. 149.
- Latrubesse, E.M., J.C. Stevaux, M.L. Santos & M.L. Assine. 2005. Grandes sistemas fluviais: geologia, geomorfologia e paleohidrologia. Pp. 276-297, In: C.R.G. Souza, K. Suguio, A.M.S. Oliveira & P.E. Oliveira (Eds.). Quaternário no Brasil. Holos, Ribeirão Preto. 378 pp.
- Lauder, G.V. 1981. Form and function: structural analysis in functional morphology. *Paleobiology*, 7: 430-442.
- Leal, C., N. Junqueira & P. Pompeu. 2011. Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 90: 143-157.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. Numerical ecology. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.
- Lincoln, R.J., G.A. Boxshall & P.F. Clark. 1995. Dicionario de ecología, evolución y taxonomía. Mexico, Fondo de Cultura Económica. 488pp.
- Losos, J.B. 1996. Phylogenetic perspectives on community ecology. *Ecology*, 77(5): 1344-1354.
- Losos, J. 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology Letters*, 11: 995-1007.
- Lundberg, J.G., L.G. Marshall, J. Guerrero, B. Horton, M.C.S.L. Malabarba & F. Wesselingh. 1998. The stage for Neotropical fish diversification : a history of tropical South American rivers. Pp. 13-48, In: Phylogeny and classification of Neotropical fishes. Malabarba, L.R., R.E. Reis, R.P. Vari, Z.M. Lucena & C.A.S. Lucena (Eds.). Edipucrs, Porto Alegre.
- Luz-Agostinho, K.D.G., L.M. Bini, R. Fugi, A.A. Agostinho & H.F. Júlio Jr. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1): 61-68.
- McCune, B. & M.J. Mefford. PC-ORD. 2006. Multivariate analysis of ecological data. Version 5.10. MjM Software, Oregon.
- Miles, D.B., R.E. Ricklefs & J. Travis. 1987. Concordance of ecomorphological relationships in three assemblages of passerine birds. *The American Naturalist*, 129(3): 347-364.
- Montaña, C.G. & K.O. Winemiller. 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.
- Montoya-Burgos, J.I. 2003. Historical biogeography of the catfish genus *Hypostomus* (Siluriformes: Loricariidae), with implications on the diversification of Neotropical ichthyofauna. *Molecular Ecology*, 12: 1855-1867.
- Oliveira, E.F., E. Goulart, L. Breda, C.V. Minte-Vera, L.R.S. Paiva & M.R. Vismara. 2010. Ecomorphological patterns of the fish assemblage in a tropical floodplain: effects of trophic, spatial and phylogenetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8(3): 569-586.

- Paszkowski, C.A. & W.M. Tonn. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, 43: 421-437.
- Pusey, B.J., M.G. Read & A.H. Arthington. 1995. The feeding ecology of freshwater fishes in two rivers of the Australian wet tropics. *Environmental Biology of Fishes*, 43: 85-103.
- Rangel, T.F., J.A.F. Diniz-Filho & L.M. Bini. 2010. SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, 33: 46-50.
- Rolla, A., K.E. Esteves & A.O. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*, 7(1): 65-76.
- Roy, K., D.P. Balch & M.E. Hellberg. 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.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)
- Teresa, F.B. & R.M. Romero. 2010. Influence of the riparian zone phytophysionomies on the longitudinal distribution of fishes: evidence from a Brazilian savanna stream. *Neotropical Ichthyology*, 8(1):163-170.
- Watson, D.J. & E.K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. *Journal of Fish Biology*, 25: 371-384.
- Wiens, J.A. & J.T. Rotenberry. 1980. Patterns of morphology and ecology in grassland and shrubsteppe bird populations. *Ecological Monographs*, 50(3): 287-308.
- Wikramanayake, E.D. 1990. Ecomorphological and biogeography of a tropical stream fish assemblage: Evolution of assemblage structure. *Ecology*, 71: 1756-1764.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61(4): 343-365.
- Winemiller, K.O., L.C. Kelso-Winemiller & A.L. Brenkert. 1995. Ecomorphological diversification and convergence in fluvial cichlid fishes. *Environmental Biology of Fishes*, 44: 235-261.

## ***ANEXOS***

**Anexo 2-1. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do Alto Paraguai. A classificação segue a Buckup *et al.*, 2007.**

---

Ordem Characiformes

Família Parodontidae

*Parodon nasus* Kner, 1859

Família Crenuchidae

*Characidium fasciatum* Reinhardt, 1867

*Characidium zebra* Eigenmann, 1909

Família Characidae

Subfamília Bryconinae

*Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850)

Subfamília Cheirodontinae

*Odontostilbe pequirá* (Steindachner, 1882)

*Serrapinnus calliurus* (Boulenger, 1900)

Subfamília Glandulocaudinae

*Xenrobrycon macropus* Myers & Miranda Ribeiro, 1945

Gêneros *incertae sedis*

*Astyanax asuncionensis* Géry, 1972

*Astyanax lineatus* (Perugia, 1891)

*Astyanax* sp.

*Creagrutus meridionalis* Vari & Harold, 2001

*Hyphessobrycon luetkenii* (Boulenger, 1887)

*Jupiaba acanthogaster* (Eigenmann, 1911)

*Moenkhausia bonita* Benine, Castro & Sabino, 2004

*Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner, 1907)

*Piabarchus torrenticola* Mahnert & Géry, 1988

*Piabarchus analis* (Eigenmann, 1914)

Ordem Siluriformes

Família Loricariidae

Subfamília Loricariinae

*Farlowella paraguayensis* Retzer & Page, 1997

*Loricaria proluxa* Isbrücker & Nijssen, 1978

*Rineloricaria lanceolata* (Günther, 1868)

Subfamília Hypostominae

*Hypostomus boulengeri* (Eigenmann & Kennedy, 1903)

*Hypostomus cochliodon* Kner, 1854

*Hypostomus* sp.

Subfamília Ancistrinae

*Ancistrus* sp.

Família Pseudopimelodidae

*Pseudopimelodus pulcher* (Boulenger, 1887)

Família Heptapteridae

*Imparfinis* cf. *piperatus* Eigenmann & Norris, 1900

*Phenacorhamdia hoehnei* (Miranda Ribeiro, 1914)

*Pimelodella gracilis* (Valenciennes, 1835)

*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

*Gymnotus paraguensis* Albert & Crampton, 2003

Continua

Continuação Anexo 2-1

Ordem Synbranchiformes

Família Synbranchidae

*Synbranchus marmoratus* Bloch, 1795

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

*Crenicichla lepidota* Heckel, 1840

---

**Anexo 2-2. Lista taxonômica dos exemplares coletados na bacia do Alto São Francisco. A classificação segue a Buckup *et al.*, 2007.**

---

Ordem Characiformes

Família Parodontidae

- Apareiodon ibitiensis* Amaral Campos, 1944
- Parodon hilarii* Reinhardt, 1867

Família Crenuchidae

- Characidium fasciatum* Reinhardt, 1867
- Characidium zebra* Eigenmann, 1909

Família Characidae

Gêneros *incertae sedis*

- Astyanax rivularis* (Lütken, 1875)
- Creagrutus varii* Ribeiro, Benine & Figueiredo, 2004
- Piabina argentea* Reinhardt, 1867

Ordem Siluriformes

Família Trichomycteridae

Subfamília Trichomycterinae

- Trichomycterus brasiliensis* Lütken, 1874
- Trichomycterus reinhardti* (Eigenmann, 1917)
- Trichomycterus variegatus* Costa, 1992

Família Loricariidae

Subfamília Neoplecostominae

- Neoplecostomus franciscoensis* Langeani, 1990

Subfamília Hypoptopomatinae

- Microlepidogaster* sp.

Subfamília Loricariinae

- Harttia* cf. *novalimensis* Oyakawa, 1993

Subfamília Hypostominae

- Hypostomus* sp.

Família Heptapteridae

- Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824)
  - Cetopsorhamdia iheringi* Schubart & Gomes, 1959
-

Anexo 2-3. Número de indivíduos (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai, Brasil (continua...).

Espécie	n	IC		AR		CRP		CPC		IAV		ARD		ARP	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Ancistrus</i> sp.	15	0,60	0,06	0,19	0,02	0,30	0,01	1,03	0,10	0,41	0,04	0,23	0,02	0,18	0,02
<i>Astyanax astuncionensis</i>	15	2,63	0,13	0,36	0,02	0,10	0,01	2,80	0,29	0,59	0,04	0,08	0,01	0,06	0,01
<i>Astyanax lineatus</i>	15	2,34	0,13	0,32	0,02	0,12	0,01	2,60	0,28	0,59	0,03	0,08	0,01	0,06	0,01
<i>Astyanax</i> sp.	15	2,46	0,10	0,36	0,01	0,12	0,01	2,44	0,17	0,60	0,03	0,09	0,01	0,06	0,01
<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	15	1,62	0,11	0,20	0,01	0,18	0,01	2,02	0,23	0,55	0,04	0,13	0,02	0,13	0,01
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	15	1,53	0,08	0,22	0,01	0,17	0,01	1,72	0,14	0,60	0,04	0,12	0,02	0,11	0,02
<i>Farlowella paraguayensis</i>	10	0,76	0,05	0,06	0,00	0,48	0,02	0,50	0,02	0,66	0,05	0,17	0,05	0,09	0,02
<i>Hypheosobrycon luetkenii</i>	15	2,46	0,13	0,36	0,01	0,12	0,01	2,62	0,24	0,58	0,02	0,09	0,01	0,05	0,01
<i>Hypostomus cochlodon</i>	15	0,79	0,04	0,23	0,01	0,32	0,01	1,00	0,06	0,53	0,06	0,31	0,05	0,18	0,02
<i>Hypostomus</i> sp.	15	0,69	0,03	0,21	0,01	0,30	0,02	0,97	0,05	0,52	0,04	0,27	0,05	0,20	0,02
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	15	2,51	0,10	0,33	0,01	0,12	0,01	3,01	0,26	0,60	0,03	0,09	0,01	0,05	0,01
<i>Moenkhausia bonita</i>	15	2,14	0,15	0,29	0,02	0,13	0,01	2,37	0,23	0,59	0,03	0,08	0,01	0,05	0,01
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	15	2,80	0,13	0,41	0,02	0,11	0,01	2,91	0,26	0,57	0,02	0,08	0,01	0,04	0,00
<i>Odontostilbe pequirá</i>	15	2,29	0,12	0,28	0,02	0,13	0,01	2,46	0,22	0,58	0,03	0,08	0,01	0,04	0,01
<i>Rhamdia quelen</i>	15	1,01	0,06	0,21	0,02	0,20	0,02	2,29	0,17	0,51	0,05	0,12	0,02	0,08	0,01
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	10	0,68	0,04	0,11	0,01	0,50	0,02	0,46	0,04	0,59	0,05	0,26	0,06	0,18	0,01

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 aplanamento ventral; ARD: Área relativa da nadadeira dorsal; ARP: Área relativa da nadadeira peitoral.

Continuação do Anexo 2-3. Número de indivíduos (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Espécie	RAP		ARC		CRC		PRO		LRB		OB		CF	
	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Ancistrus</i> sp.	1,76	0,18	0,34	0,03	0,29	0,02	0,83	0,04	0,14	0,01	0,00	0,00	4,12	0,22
<i>Astyanax asuncionensis</i>	2,69	0,29	0,18	0,01	0,27	0,01	0,59	0,02	0,08	0,00	1,61	0,04	4,54	0,24
<i>Astyanax lineatus</i>	2,39	0,25	0,20	0,01	0,27	0,01	0,62	0,05	0,08	0,00	1,55	0,05	4,86	0,34
<i>Astyanax</i> sp.	2,46	0,29	0,20	0,01	0,26	0,01	0,60	0,02	0,08	0,00	1,59	0,03	4,39	0,18
<i>Characidium</i> gr. <i>fasciatum</i>	2,41	0,29	0,21	0,01	0,25	0,01	0,67	0,03	0,04	0,00	1,15	0,09	6,47	0,41
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	2,56	0,42	0,23	0,03	0,25	0,01	0,70	0,08	0,04	0,00	1,17	0,12	5,71	0,32
<i>Farlowella paraguayensis</i>	2,85	0,38	0,22	0,07	0,24	0,01	0,81	0,04	0,04	0,00	0,07	0,04	15,41	0,70
<i>Hypheobrycon luetkenii</i>	2,86	0,59	0,19	0,01	0,24	0,01	0,65	0,04	0,07	0,00	1,59	0,32	4,39	0,11
<i>Hypostomus cochliodon</i>	1,86	0,20	0,40	0,04	0,28	0,01	0,76	0,04	0,08	0,01	0,00	0,00	3,95	0,13
<i>Hypostomus</i> sp.	1,58	0,09	0,41	0,04	0,30	0,01	0,84	0,03	0,13	0,01	0,00	0,00	3,97	0,09
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	2,51	0,24	0,17	0,01	0,25	0,01	0,59	0,02	0,08	0,00	1,57	0,10	4,85	0,15
<i>Moenkhausia bonita</i>	2,55	0,27	0,21	0,02	0,26	0,01	0,59	0,03	0,08	0,00	1,74	0,06	5,07	0,30
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	2,55	0,41	0,18	0,02	0,27	0,01	0,60	0,03	0,10	0,01	1,74	0,07	4,04	0,17
<i>Odontostilbe pequirá</i>	2,87	0,62	0,20	0,02	0,22	0,01	0,58	0,03	0,06	0,00	1,70	0,07	5,39	0,41
<i>Rhamdia quelen</i>	1,62	0,14	0,26	0,02	0,26	0,03	0,82	0,05	0,12	0,01	1,21	0,16	4,86	0,32
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	2,12	0,27	0,23	0,03	0,19	0,01	0,94	0,04	0,04	0,00	0,00	0,00	7,68	0,31

**RAP:** Aspecto proporcional da nadadeira peitoral; **ARC:** Área relativa da nadadeira caudal; **CRC:** Comprimento relativo da cabeça; **PRO:** Posição relativa dos olhos; **LRB:** Largura relativa da boca; **OB:** Orientação da boca; **CF:** Coeficiente de finura.

Anexo 2-4. Número de indivíduos (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto São Francisco, Brasil (continua...).

Espécie	n	IC		AR		CRP		CPC		IAV		ARD		ARP	
		M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Astyanax rivularis</i>	15	2,00	0,09	0,31	0,01	0,14	0,01	2,39	0,18	0,63	0,02	0,08	0,01	0,06	0,00
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	12	1,00	0,07	0,20	0,01	0,19	0,01	1,74	0,16	0,71	0,03	0,10	0,02	0,09	0,02
<i>Characidium fasciatum</i>	15	1,46	0,05	0,20	0,01	0,18	0,01	1,67	0,09	0,63	0,03	0,13	0,02	0,16	0,02
<i>Creagrutus varii</i>	15	1,69	0,04	0,27	0,01	0,16	0,01	1,84	0,15	0,66	0,04	0,08	0,01	0,07	0,01
<i>Harttia cf. novalimensis</i>	15	0,58	0,04	0,15	0,01	0,41	0,01	0,60	0,03	0,57	0,05	0,21	0,02	0,21	0,02
<i>Microlepidogaster</i> sp.	15	0,75	0,05	0,17	0,01	0,35	0,01	1,03	0,06	0,71	0,05	0,15	0,02	0,15	0,01
<i>Piabina argentea</i>	11	1,72	0,05	0,24	0,01	0,15	0,01	1,81	0,17	0,67	0,03	0,08	0,01	0,07	0,01
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	15	0,96	0,06	0,17	0,01	0,19	0,01	2,98	0,36	0,70	0,05	0,06	0,01	0,06	0,01
<i>Trichomycterus variegatus</i>	13	0,87	0,10	0,17	0,02	0,21	0,01	2,45	0,20	0,64	0,06	0,10	0,01	0,11	0,02

**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 aplanamento ventral; **ARD:** Área relativa da nadadeira dorsal; **ARP:** Área relativa da nadadeira peitoral.

Continuação do Anexo 2-4. Número de indivíduos (n), média (M) e desvio padrão (DP) dos 14 atributos ecomorfológicos das espécies residentes nos riachos da bacia do Alto São Francisco, Brasil.

Espécie	RAP		ARC		CRC		PRO		LRB		OB		CF	
	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP	M	DP
<i>Astyanax rivularis</i>	1,90	0,10	0,19	0,02	0,28	0,01	0,63	0,03	0,09	0,01	1,49	0,07	4,62	0,15
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	1,49	0,17	0,26	0,03	0,25	0,02	0,86	0,05	0,10	0,01	0,81	0,12	5,08	0,27
<i>Characidium fasciatum</i>	1,85	0,20	0,18	0,02	0,23	0,01	0,73	0,04	0,04	0,00	1,12	0,07	5,99	0,23
<i>Creagrutus vari</i>	1,73	0,15	0,20	0,02	0,25	0,01	0,63	0,04	0,07	0,00	1,08	0,08	4,84	0,17
<i>Harttia cf. novalimensis</i>	1,96	0,14	0,20	0,02	0,22	0,01	0,91	0,04	0,11	0,01	0,00	0,00	5,06	0,19
<i>Microlepidogaster</i> sp.	1,89	0,19	0,31	0,03	0,24	0,01	0,87	0,05	0,09	0,01	0,00	0,00	5,01	0,21
<i>Piabina argentea</i>	1,99	0,12	0,19	0,02	0,25	0,01	0,66	0,03	0,08	0,00	0,73	0,11	5,57	0,18
<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	1,39	0,18	0,22	0,04	0,19	0,01	0,95	0,04	0,09	0,01	0,97	0,11	5,91	0,33
<i>Trichomycterus variegatus</i>	1,38	0,17	0,26	0,03	0,21	0,01	0,93	0,04	0,08	0,01	0,92	0,11	5,35	0,29

**RAP:** Aspecto proporcional da nadadeira peitoral; **ARC:** Área relativa da nadadeira caudal; **CRC:** Comprimento relativo da cabeça; **PRO:** Posição relativa dos olhos; **LRB:** Largura relativa da boca; **OB:** Orientação da boca; **CF:** Coeficiente de finura.

Anexo 2-5. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Santa Maria									
	Anc sp.	Ast asu	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Hyp coc	Hyp sp.	Jup aca		
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0		
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta-aquático	0	0,27692	0	1	1	0	0	0		
Algas	0	0	0	0	0	0,05882	0	0		
Perifíton	0,7	0	0	0	0	0,35294	0	0		
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0		
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0		
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0		
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0		
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0		
Vegetais superiores	0	0,43077	0,09091	0	0	0,11765	0	0,72289		
Insecta-terrestre	0	0,07692	0,90909	0	0	0	0	0,19277		
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0		
Detrito	0,3	0	0	0	0	0,47059	1	0		
Origem indeterminada	0	0,21538	0	0	0	0	0	0		
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0	0,06024		
Macrófita	0	0	0	0	0	0	0	0,0241		

Continuação do Anexo 2-5. Valores do índice de importância alimentar (IAI) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Azul										Olaria		
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Jup aca	Moe bon	Odo peg	Anc sp.	Ast lin	Ast sp.	Hyp lue		
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Escamas de peixes	0,01099	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Insecta-aquático	0	0	1	1	0,45455	0	0,5555556	0	0,25	0	0,38028		
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Perifiton	0,98901	0	0	0	0	0	0	0,94737	0	0	0		
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Vegetais superiores	0	0,27835	0	0	0,09091	0	0	0	0,35	0,4918	0,19718		
Insecta-terrestre	0	0,72165	0	0	0,18182	0,989011	0	0	0,375	0,34426	0		
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0,025	0	0		
Detrito	0	0	0	0	0	0	0	0,05263	0	0	0		
Origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0,4444444	0	0	0,16393	0,42254		
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0,010989	0	0	0	0	0		
Macrófitas	0	0	0	0	0,27273	0	0	0	0	0	0		

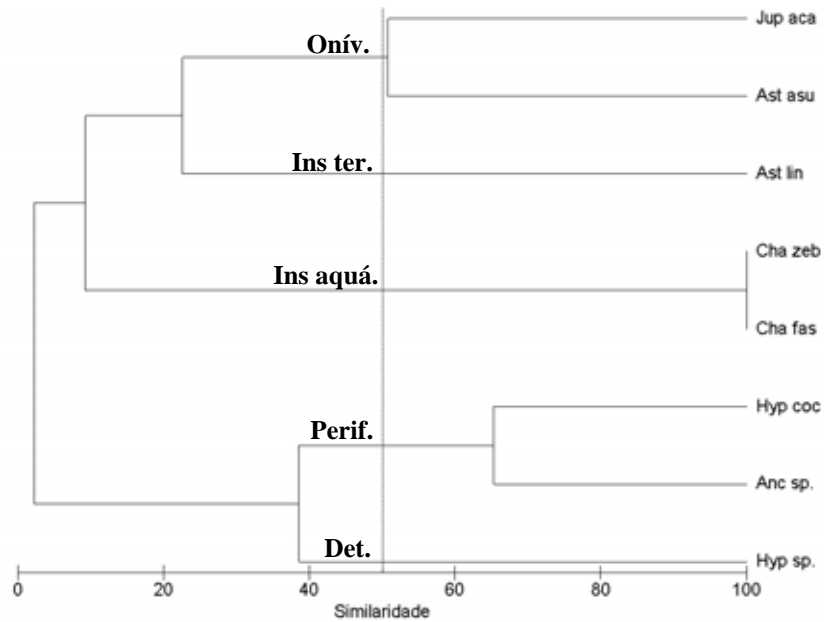
Continuação do Anexo 2-5. Valores do índice de importância alimentar (IAI) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Taquaral				Mutum								
	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Hyp sp.	Anc sp.	Ast lin	Cha fas	Cha zeb	Far par	Hyp coc	Jup aca	Moe bon	Moe san
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0,01099	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0	0	0,98901	0	0	0,27835	1	1	0	0	0,777778	0	0
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,032258
Perifíton	0,7	0,01163	0	0,17722	0	0	0	0	0,2	0,740741	0	0	0
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0,52326	0	0,02532	0	0	0	0	0	0,037037	0,077778	0	0
Insecta-terrestre	0	0,46512	0	0	0	0,72165	0	0	0	0	0,088889	0,978261	0,967742
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,021739	0
Detrito	0,3	0	0	0,79747	1	0	0	0	0,8	0,222222	0	0	0
Origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macrófitas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,055556	0	0

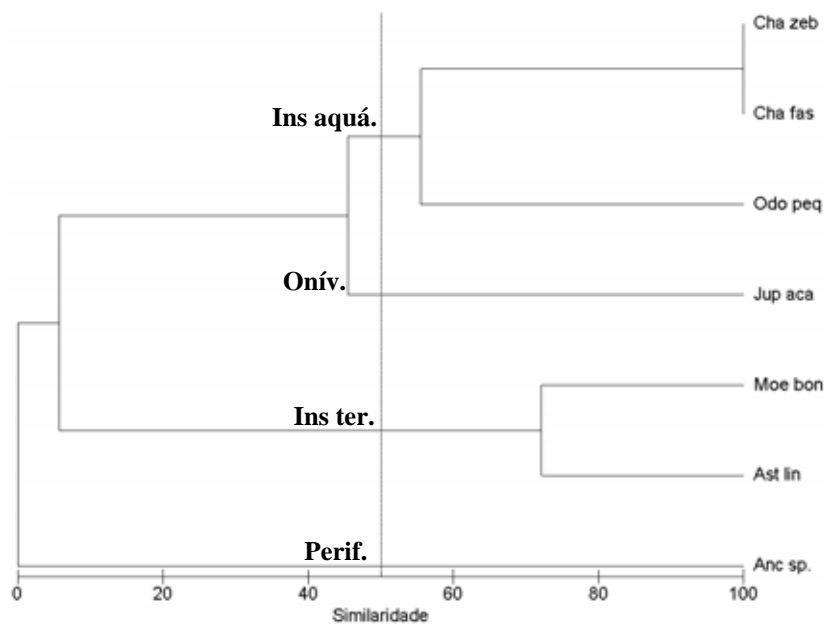
Continuação do Anexo 2-5. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto Paraguai, Brasil.

Itens	Seco						
	Anc sp.	Ast lin	Ast sp.	Cha fas	Cha zeb	Hyp lue	
Peixes	0	0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0	0.4	0.421053	1	1	0.8	0.8
Algas	0	0	0	0	0	0.05	0.05
Perifiton	0.5	0	0	0	0	0	0
Protista	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-terrestre	0	0.6	0.421053	0	0	0	0
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0
Detrito	0.5	0	0	0	0	0	0
Origem indeterminada	0	0	0.157895	0	0	0.15	0.15
Insecta origem indeterminada	0	0	0	0	0	0	0
Macrófita	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 2-6. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto Paraguai, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.

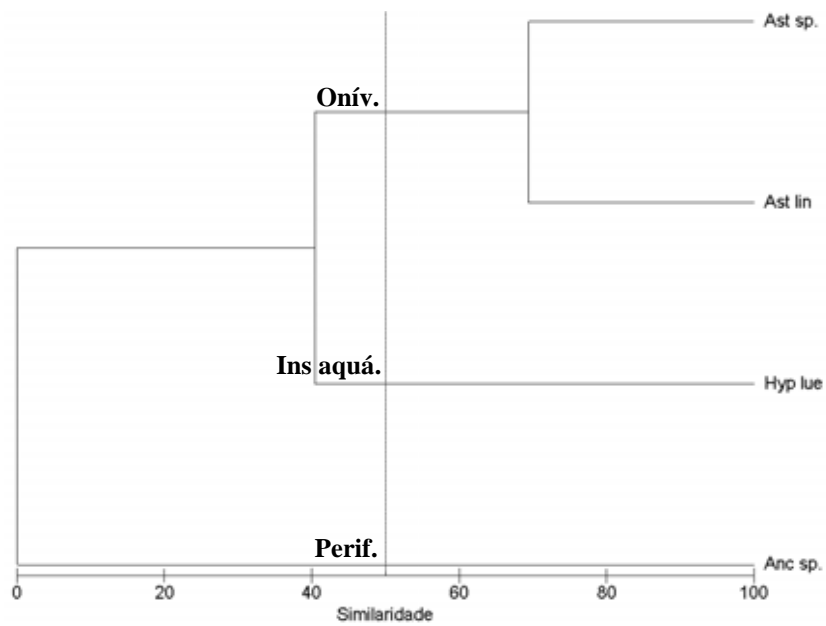


**PAR 1 (Santa Maria)**

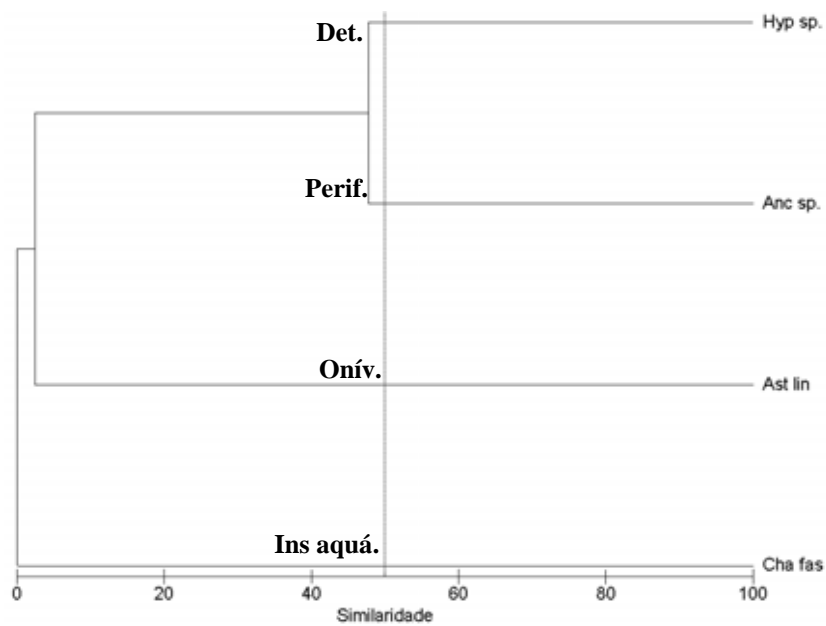


**PAR 2 (Azul)**

Continuação do Anexo 2-6. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto Paraguai, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.

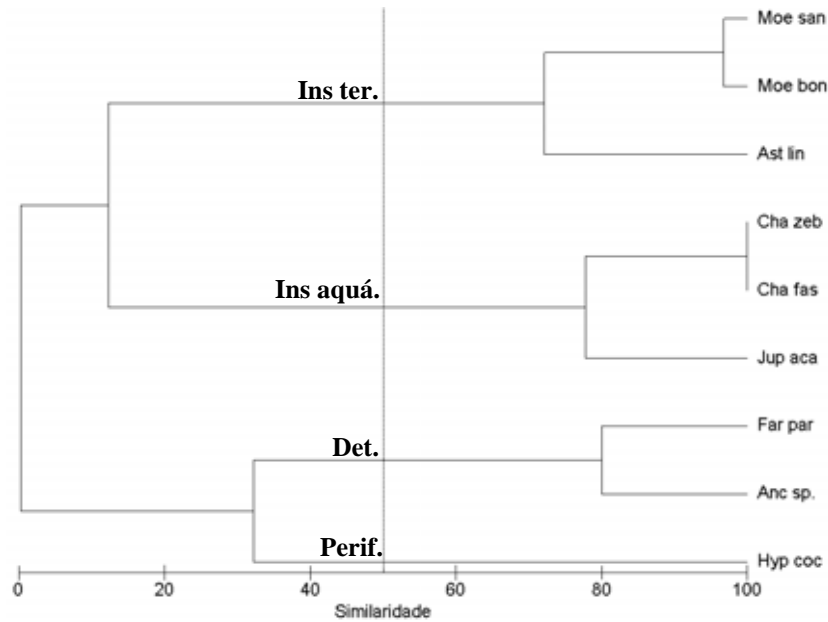


**PAR 3 (Olaria)**

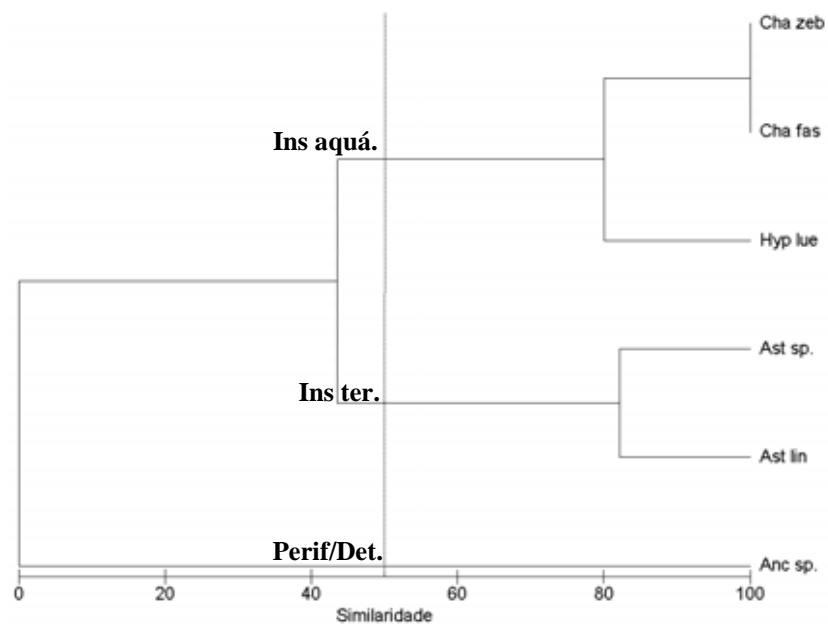


**PAR 4 (Taquaral)**

Continuação do Anexo 2-6. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto Paraguai, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.



**PAR 5 (Mutum)**



**PAR 6 (Seco)**

Anexo 2-7. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas em cada riacho da bacia do Alto Paraguai, Brasil. Em negrito os valores totais de cada guilda trófica.

Riacho	Guilda trófica	Composição	Abundância (n)	Biomassa (g)	
PAR 1	Detritívoro	<i>Hypostomus</i> sp.	17	141	
		Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	49	25,8
			<i>Characidium zebra</i>	19	12
				<b>68</b>	<b>37,8</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	131	221	
		Onívoro	<i>Astyanax asuncionensis</i>	47	137,1
	<i>Jupiaba acanthogaster</i>		104	75,1	
				<b>151</b>	<b>212,2</b>
	Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	286	388	
		<i>Hypostomus cochliodon</i>	12	117,1	
			<b>298</b>	<b>505,1</b>	
PAR 2	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	32	15,6	
		<i>Characidium zebra</i>	19	15	
		<i>Odontostilbe pequirá</i>	25	17,9	
					<b>76</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	161	256,5	
		<i>Moenkhausia bonita</i>	39	23,6	
					<b>200</b>
	Onívoro	<i>Jupiaba acanthogaster</i>	329	237,9	
	Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	31	51,7	
	PAR 3	Insetívoro-aquático	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	66	99,7
Onívoro			<i>Astyanax lineatus</i>	19	46,4
			<i>Astyanax</i> sp.	13	29,8
			<b>32</b>	<b>76,2</b>	
Perifitívoro		<i>Ancistrus</i> sp.	16	29	
PAR 4	Detritívoro	<i>Hypostomus</i> sp.	16	29,4	
	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	321	298,4	
		Onívoro	<i>Astyanax lineatus</i>	49	179,6
	Perifitívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	39	63,3	

Continua

Continuação Anexo 2-7

<b>PAR 5</b>	Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	19	29
		<i>Farlowella paraguayensis</i>	10	15,7
			<b>29</b>	<b>44,7</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	15	11,7
		<i>Characidium zebra</i>	14	14,1
		<i>Jupiaba acanthogaster</i>	336	245,8
			<b>365</b>	<b>271,6</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	30	45,4
		<i>Moenkhausia bonita</i>	103	50,1
		<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	30	46,5
		<b>163</b>	<b>142</b>	
Perifitívoro	<i>Hypostomus cochliodon</i>	<b>23</b>	<b>36,8</b>	
<b>PAR 6</b>	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	16	22
		<i>Characidium zebra</i>	21	17
		<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	18	22,1
			<b>55</b>	<b>61,1</b>
Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax lineatus</i>	29	33,2	
	<i>Astyanax</i> sp.	28	49,7	
		<b>57</b>	<b>82,9</b>	
Perifitívoro/Detritívoro	<i>Ancistrus</i> sp.	<b>84</b>	<b>138,1</b>	
			<b>Σ</b>	<b>2.616</b>
				<b>3.288,1</b>

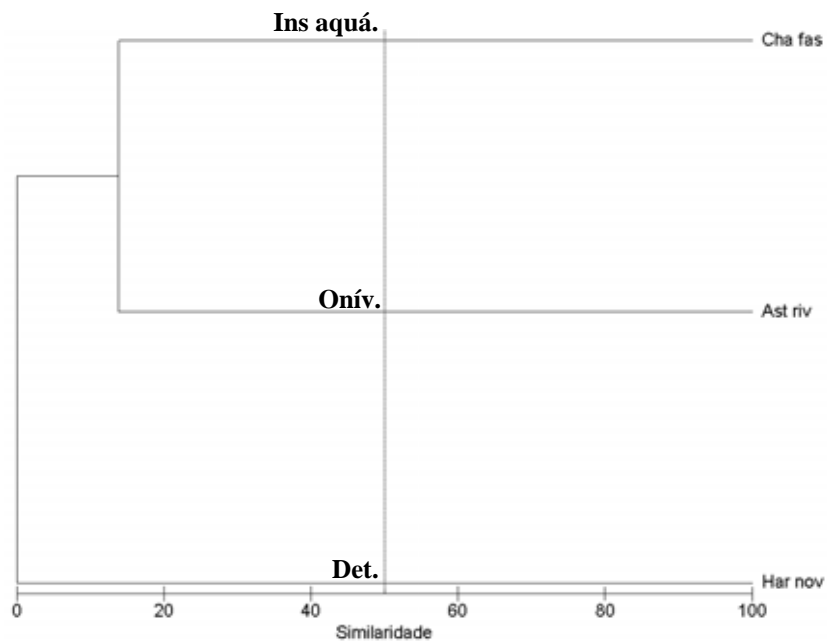
Anexo 2-8. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto São Francisco, Brasil.

Itens	Grande, MG			Lavra			Luciano			
	Ast riv	Cha fas	Har nov	Ast riv	Cre var	Har nov	Ast riv	Cha fas	Cre var	Har nov
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0,13793	1	0	0,13115	1	0	0,1791	1	1	0
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perifiton	0	0	0,1	0	0	0,52632	0	0	0	0,85106
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0,34483	0	0	0,06557	0	0	0	0	0	0
Insecta-terrestre	0,51724	0	0	0,78689	0	0	0,80597	0	0	0
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detrito	0	0	0,9	0	0	0,47368	0	0	0	0,14894
Origem indeterminada	0	0	0	0,01639	0	0	0,01493	0	0	0

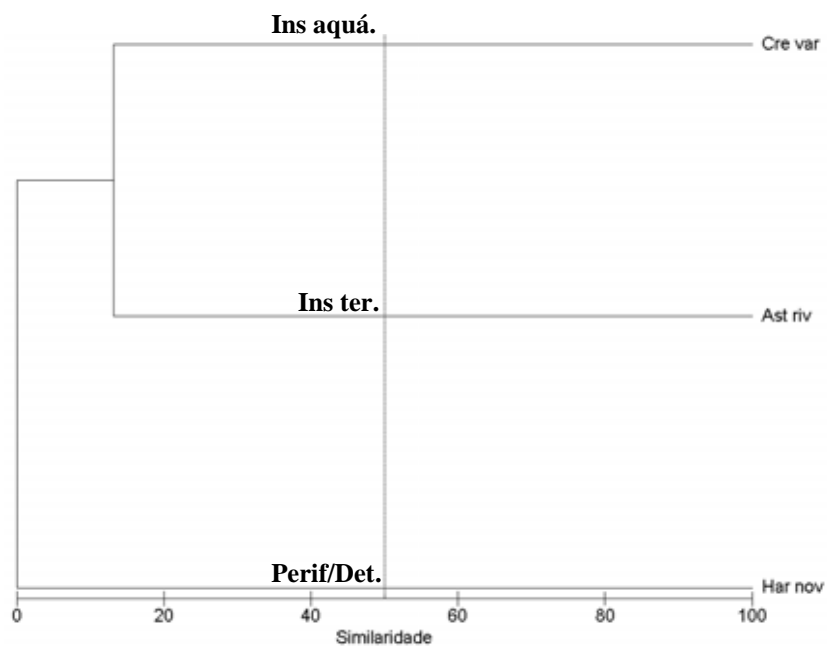
Continuação do Anexo 2-8. Valores do índice de importância alimentar (IAi) para as espécies dos trechos estudados na bacia do Alto São Francisco, Brasil.

Itens	Mandioca			Cachoeirinha			Cerrado				
	Ast riv	Har nov	Tri bra	Tri var	Ast riv	Cre var	Ast riv	Har nov	Mic lep	Pia arg	Tri bra
Peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Escamas de peixes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Insecta-aquático	0.08642	0	0.96552	0.97826	0.7619	1	0	0	0	0.47761	1
Algas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perifiton	0	0.85366	0	0	0	0	0	0.19672	0.92308	0	0
Protista	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida, Nematoda, etc	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01493	0
Acari-aquático	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vegetais superiores	0	0	0	0	0.15873	0	0.125	0	0	0.40299	0
Insecta-terrestre	0.88889	0	0.01724	0.02174	0.06349	0	0.42857	0	0	0.07463	0
Arachnida-terrestre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Detrito	0	0.14634	0	0	0	0	0	0.80328	0.07692	0	0
Origem indeterminada	0.02469	0	0.01724	0	0.01587	0	0.44643	0	0	0.02985	0

Anexo 2-9. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto São Francisco, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.

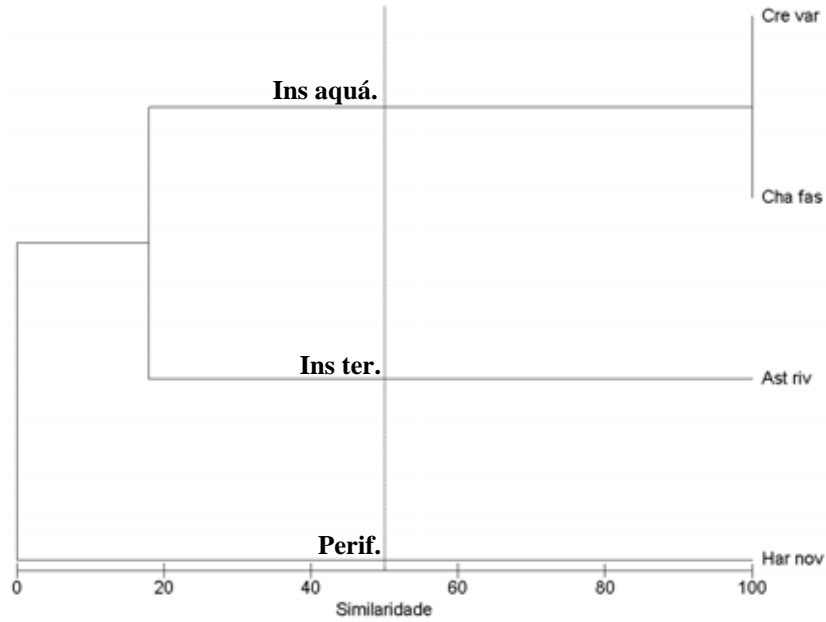


**SFR 1 (Grande)**

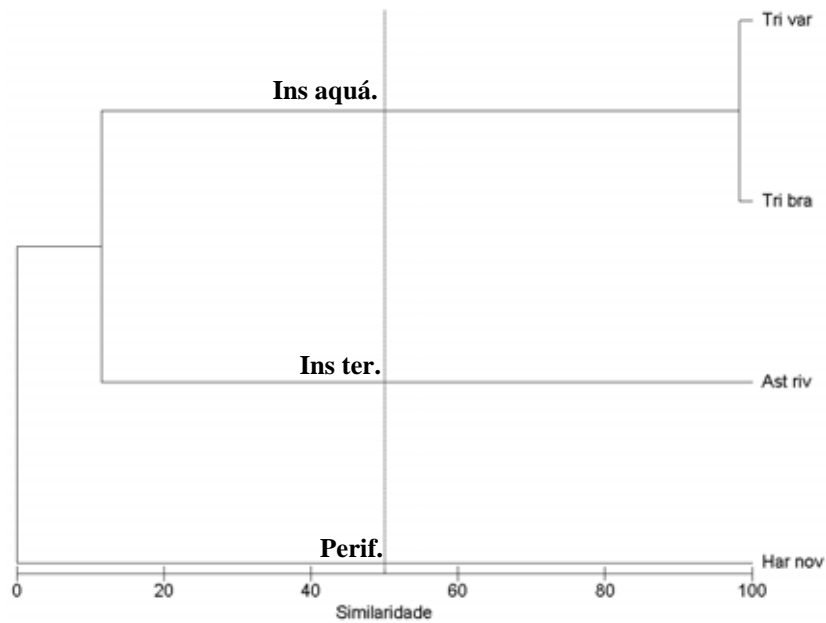


**SFR 2 (Lavra)**

Continuação do Anexo 2-9. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto São Francisco, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.

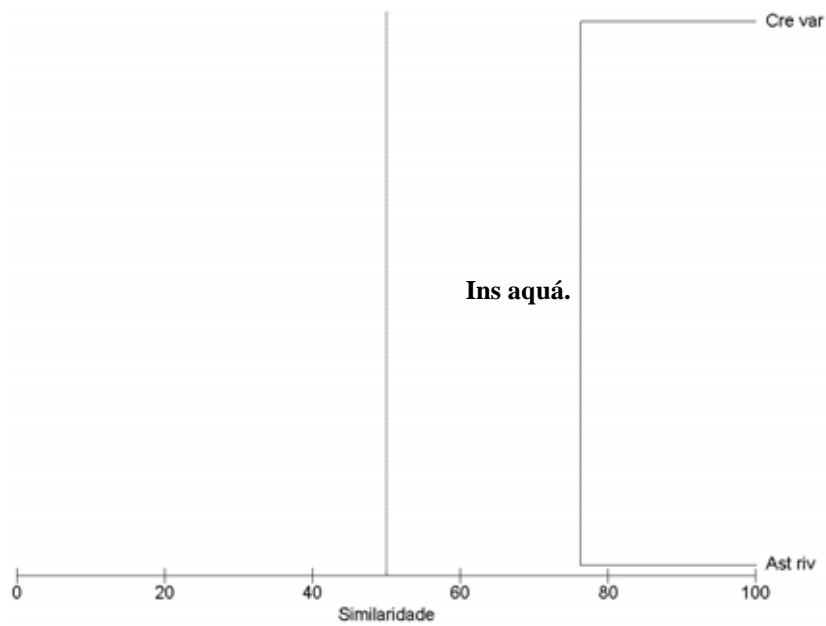


**SFR 3 (Luciano)**

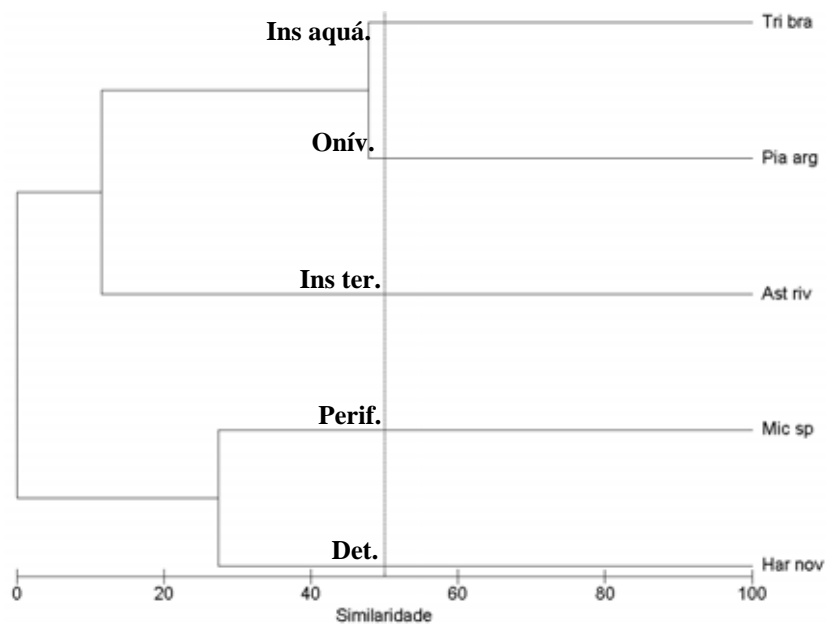


**SFR 4 (Mandioca)**

Continuação do Anexo 2-9. Dendrogramas indicando as guildas tróficas presentes nos riachos do Alto São Francisco, Brasil, determinadas a partir do IAI por meio do índice de similaridade de Bray-Curtis.



**SFR 5 (Cachoeirinha)**



**SFR 6 (Cerrado)**

**Anexo 2-10. Composição de espécies, abundância e biomassa das guildas tróficas em cada riacho da bacia do Alto São Francisco, Brasil. Em negrito os valores totais de cada guilda trófica.**

<b>Riacho</b>	<b>Guilda trófica</b>	<b>Composição</b>	<b>Abundância n</b>	<b>Biomassa (g)</b>
<b>SFR 1</b>	Detritívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	<b>19</b>	<b>45,1</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	<b>13</b>	<b>22,8</b>
	Onívoro	<i>Astyanax rivularis</i>	<b>15</b>	<b>47,5</b>
<b>SFR 2</b>	Insetívoro-aquático	<i>Creagrutus varii</i>	<b>60</b>	<b>48,2</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax rivularis</i>	<b>152</b>	<b>158,2</b>
	Perifitívoro/Detritívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	<b>52</b>	<b>45,7</b>
<b>SFR 3</b>	Insetívoro-aquático	<i>Characidium fasciatum</i>	10	16,7
		<i>Creagrutus varii</i>	30	31,7
			<b>40</b>	<b>48,4</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax rivularis</i>	<b>24</b>	<b>100,4</b>
	Perifitívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	<b>14</b>	<b>56,8</b>
<b>SFR 4</b>	Insetívoro-aquático	<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	14	29,1
		<i>Trichomycterus variegatus</i>	22	4,2
			<b>36</b>	<b>33,3</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax rivularis</i>	<b>89</b>	<b>118,5</b>
	Perifitívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	<b>43</b>	<b>32,4</b>
<b>SFR 5</b>	Insetívoro-aquático	<i>Astyanax rivularis</i>	74	190,7
		<i>Creagrutus varii</i>	66	86,8
			<b>140</b>	<b>277,5</b>
<b>SFR 6</b>	Detritívoro	<i>Harttia cf. novalimensis</i>	<b>24</b>	<b>20,2</b>
	Insetívoro-aquático	<i>Trichomycterus brasiliensis</i>	<b>16</b>	<b>17,8</b>
	Insetívoro-terrestre	<i>Astyanax rivularis</i>	<b>88</b>	<b>194,9</b>
	Onívoro	<i>Piabina argentea</i>	<b>11</b>	<b>19,9</b>
	Perifitívoro	<i>Microlepidogaster sp.</i>	<b>18</b>	<b>9,8</b>
		<b>Σ</b>	<b>854</b>	<b>1.297,4</b>

## ***APÊNDICES***

**Apêndice 1. Imagens dos trechos urbanos (URB) amostrados na bacia do Alto Paraguai, Brasil.  
Fotos: Renato M. Romero & Fabrício B. Teresa.**



**Restinga (URB 1)**



**Bonito T1 (URB 2)**



**Bonito T2 (URB 3)**

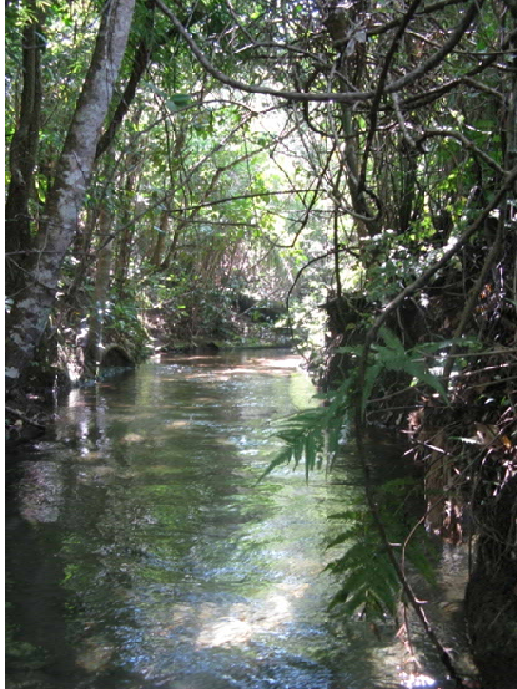
**Apêndice 2. Imagens dos trechos amostrados na bacia do Alto Paraguai, Brasil (REF = trechos referência utilizados para o capítulo 1). Fotos PAR 1-2: Camilo A. Roa-Fuentes; PAR 3-5: Daniel W. Xavier; PAR 6: Renato M. Romero & Fabrício B. Teresa.**



**Santa Maria ( REF 1)**



**Azul ( REF 2)**



**Olaria (REF 3)**



**Mutum**

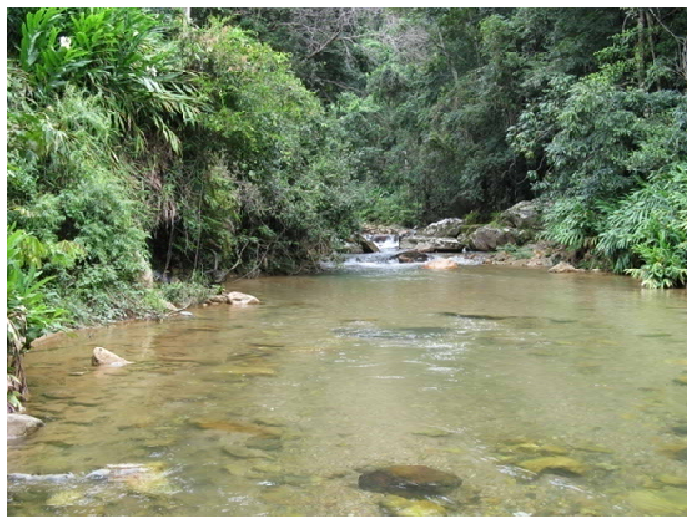


**Taquaral**

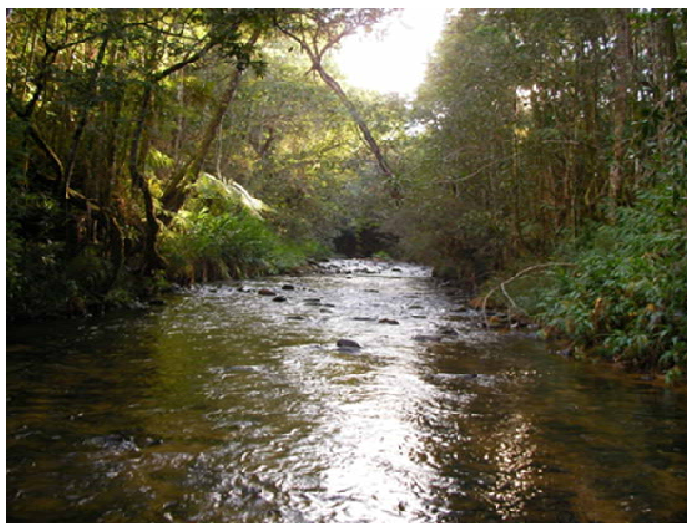


**Seco**

**Apêndice 3. Imagens dos trechos amostrados na bacia do Alto São Francisco, Brasil. (Fotos SFR 1, 3: Camilo A- Roa-Fuentes; SFR 2, 4-6: Renato M. Romero & Fabrício B. Teresa; SFR 4-6: Renato M. Romero).**



**Cachoeirinha**



**Luciano**



**Grande**



**Mandioca**



**Lavra**



**Cerrado**