**Universidade de São Paulo
Centro de Energia Nuclear na Agricultura
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Relações tróficas e isotópicas entre duas espécies de caracídeos e a
cobertura do solo em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP**

Anderson Ferreira

**Tese apresentada para obtenção do título de
Doutor em Ecologia Aplicada**

**Piracicaba
2008**

Anderson Ferreira
Biólogo

**Relações tróficas e isotópicas entre duas espécies de caracídeos e a
cobertura do solo em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP**

Orientador:
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO MARTINELLI**

**Tese apresentada para obtenção do título de
Doutor em Ecologia Aplicada**

Piracicaba
2008

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Lobo Júnior, Adalfredo Rocha

Suplementação de vitamina D₃ na dieta e exposição à luz solar alteram cor e fragmentação miofibrilar da carne de *Bos indicus* sem causar impacto no desempenho e maciez / Adalfredo Rocha Lobo Júnior. - - Piracicaba, 2008.

71 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
Bibliografia.

1. Cálcio 2. Carcaça 3. Carnes e Derivados 4. Dieta animal 5. Suplementação vitamínicas para animais 6. Vitamina D I. Título

CDD 636.2084
L122s

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

Dedico

*À minha mãe, **Cleide R. Pereira**, que sempre me incentivou e deu forças para continuar. Pelo grande exemplo de dedicação, força, humildade e educação. Mulher-guerreira que simplesmente é a pessoa mais importante da minha vida e responsável por todas as minhas conquistas e vitórias.*

Aos meus amados irmãos, pela eterna ajuda e por sempre acreditarem em mim

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli pela orientação, apoio e por me apresentar e ensinar a técnica isotópica.

Ao Prof. Dr. José Eurico Possebon Cyrino pela co-orientação, amizade e por disponibilizar toda estrutura física necessária para realização deste trabalho.

Ao Dr. Pedro Gerhard pela co-orientação, amizade, confiança e pelos ensinamentos sobre estatística e principalmente pelos ensinamentos em ecologia de riachos.

Aos técnicos Ismael Baldessin Junior e Sérgio Vanderlei Pena (Setor de Piscicultura-LZT/ESALQ) e Fabiana Fracassi (Laboratório de Ecologia Isotópica-CENA) pelas ajudas laboratoriais.

Ao Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz e do Biólogo Felipe Rossetti de Paula pela ajuda, orientação e discussões sobre os índices da paisagem e por colaborarem de forma efetiva na realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Claudio Gilberto Froehlich e ao Dr. Rodolfo Mariano Lopes da Silva (Laboratório de Entomologia Aquática- FFCLRP/USP) pelo auxílio na identificação dos insetos aquáticos, além Luiz Carlos de Pinho, Adolfo Ricardo Calor, Lucas Silveira Lecci, Ana Emilia Siegloch e Marcia Regina Spies.

Ao Prof. Dr. Francisco Langeani (IBILCE – UNESP) pela identificação dos exemplares estudados.

À Profa. Dra. Maria do Carmo Bittencourt-Oliveira (Laboratório de Cianobactérias-LCB/ESALQ) e a Bióloga Bruna Buch pela ajuda e ensinamento na identificação do fitoplâncton.

Ao Dr. Elio Cesar Guzzo pelo auxílio na identificação dos insetos terrestres.

Ao Prof. Dr. Vinícius Castro Souza (LCB-ESALQ/USP) e Neliton Ricardo Freitas de Lara pelo auxílio na identificação das plantas.

À Profa. Dra. Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui pela ajuda nas análises estatísticas, discussões, apoio, amizade e pela leitura e sugestões.

Aos Professores, Doutores e Pesquisadores Virginia Sanches Uieda, Fernando Pereira de Mendonça, Milza Abelha, Lilian Casatti, Alexandre Pereira pela leitura e sugestões neste manuscrito.

Ao Dr. Pedro Gerhard, Gabriel Loureiro Brejão, Felipe Rossetti de Paula, Neliton Ricardo Freitas de Lara, Gustavo Libarti, Naiane Sangaletti, Julio César Pereira, Fernando Defavari, Bruno Cavichioli, Bruna Buch e Cláudia Barros de Campos, pelo auxílio nas coletas.

Aos Doutores Álvaro José de Almeida Bicudo e Ricardo Sado pelos ensinamentos estatísticos, amizade e companheirismo nas horas alegres e difíceis.

Aos amigos do laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP) Fabiana Cristina Fracassi, Simoni Cristiane Grilo, Maria Antonia Peres, Tatiana Morgan, Francoise Yoko Ishida, Adelaine Michella, Eráclito Souza Rodrigues Neto, Grasielle Bueno, Elizabethe Campos Ravagnani, Daiana Correa, Fernanda Fischer Ballione, Gabriela B. Nardoto, Carlos Eduardo Beduschi, Sandra Nogueira Furlan, Luiz Felipe Salemi e Yuri Assano Marasco.

Aos companheiros do Setor de Piscicultura Ricardo Sado, Álvaro José de Almeida Bicudo, Daniel Padrão, Gustavo Sanches da Silva, Bruno da Silva Cerozzi, Fernando Sesso, Givanni Vitti Moro, Ricardo Borghesi e Jony Koji Dairiki.

Aos amigos Ana Paula Branco do Nascimento, Priscilla Villela, Elio Cesar Guzzo, Erik Cavalcanti Amazonas, Naine Sangaletti, Leandro Camilli, Raquel Pasinato, Daniel de Castro Rodrigues, Erika Cavalcante, Tatiane Oldoni, Cleverson Oldoni, Gabriela Oldoni, Erica Haller, Maurício (Prisioneiro), Claudia Barros do Campo, Aline Martins, João Paulo Bibian, Julio Cesar Costa, Otávio Augusto, Augusto Cesar Lima da Silva, Bruno Freitas de Conti, Otávio Piccoli, Adriana Takako, Alexandre Pereira, Nilza Bicudo, Henrique Sawakuchi, Juliana Marzinek, Rosa Maria Dias, Leandro Costa, Wesley Lilo Munis, Heitor Salomão, Izabel Viegas, Paulo Garcia, Rosiani Formigoni, Viviana Moreto, Caio Zeviani, Mauro Soave Junior.

A todos os integrantes da República Biosfera pelo apoio e amizade.

Um agradecimento especial para meus eternos amigos Ana Paula Branco do Nascimento, Elio Cesar Guzzo, Priscilla Villela, Naiane Sangaletti, Tatiane Oldoni, Ricardo Sado, Álvaro José Bicudo e Leandro Camilli, Pedro Gerhard e Julio Cesar Costa.

Aos ex e atuais moradores da República: Elio Cesar Guzzo, Erik Cavalcante Amazonas, Augusto Cesar Lima da Silva e Bruno Freitas de Conti.

Ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada (ESALQ/CENA-USP).

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pela concessão da bolsa e apoio logístico para realização deste trabalho.

“...nesse córguinho não tem peixe não... só tem lambari.”

(frase freqüentemente utilizada por alguns moradores das propriedades onde foram coletados os peixes)

Lambari: O Príncipe dos Córregos

Origem do nome *Astyanax*

Astíanax em grego arcaico significa “Príncipe da Cidade”

Na mitologia grega, Astíanax foi filho de Heitor (Príncipe de Tróia) e de Andrômaca. Seu nome real era Escamândrio, devido a uma alusão ao rio que passava perto de Tróia, mas por ser filho de Heitor, o povo chamou-o de Astíanax.

Na Ilíada, na cena da despedida de Heitor e Andrômaca, Astíanax encolhe-se a chorar assustado com a aparência do pai, cheio de bronze e com o penacho de crina de cavalo que despontava no seu elmo. Heitor o pega ao colo e pede aos deuses que aquela criança venha a governar Tróia e que venha a ser um guerreiro no mínimo igual ao seu pai.

As versões sobre o que aconteceu a Astíanax ao fim da Guerra de Tróia divergem entre si. A mais conhecida menciona que o príncipe foi atirado por Neoptólemo do cimo das muralhas da cidade, pois este tinha receio que Astíanax, sendo filho de Heitor, por um lado vingasse a morte do pai por outro se tornasse rei de Tróia. Outra versão mais recente defende que Astíanax não foi morto, mas fundou mais tarde, juntamente com o seu primo Ascânio, filho de Enéias, uma nova Tróia.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	14
LISTA DE QUADROS	16
1 INTRODUÇÃO	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1 Área de Estudo	32
3.2 Seleção e caracterização das microbacias estudadas	33
3.3 Localização dos pontos de amostragem e descrições das paisagens das microbacias	35
3.4 Coleta dos dados	49
3.5 Análises dos dados	56
4 RESULTADOS	59
4.1 Características ambientais	59
4.2 Composições das dietas	61
4.2.1 Dieta geral e hábitos alimentares	61
4.2.2 Variação espacial e temporal	63
4.2.3 Origem dos recursos	65
4.2.5 Variações espaciais – dietas por categoria de riachos	67
4.2.6 Variações nas dietas	69
4.3 Determinação isotópica das fontes alimentares e dos caracídeos <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i>	73
4.3.1 Contribuição de plantas C ₄ para <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i>	77
4.4 Relações das escalas espaciais com as variáveis bióticas e abióticas	78
5 DISCUSSÃO	81
6 CONCLUSÕES	97
REFERÊNCIAS	98

RESUMO

Os ecossistemas aquáticos, além de suas complexas relações internas, são intrinsecamente influenciados pelos ambientes terrestres. Baseando-se na hipótese de que a cobertura do solo influencia as dietas de caracídeos nectônicos de córregos, este trabalho teve o objetivo de investigar, através de conteúdos gástricos e da utilização de isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), como os padrões alimentares de duas espécies de caracídeos nectônicos (*Astyanax paranae* e *Bryconamericus iheringii*) são influenciados pela composição da cobertura de microbacias do rio Corumbataí (SP). Nove córregos desta bacia foram selecionados, através de diferentes proporções de floresta ripária para pastagem, em um trecho de 500m. Estes córregos foram separados em três categorias: Floresta Ripária (> que 90% de floresta ripária), Vegetação Mista (entre 30 e 60%) e Pastagem (< 29% de floresta ripária). As coletas foram realizadas em dois períodos distintos: seco e chuvoso. As espécies apresentaram dietas distintas entre si, mas não houve diferença entre as dietas nos períodos seco e chuvoso. Houve diferença espacial significativa entre as dietas nas diferentes categorias de córregos. A dieta de *A. paranae* foi baseada em recursos alóctones nos córregos de Floresta Ripária e Vegetação Mista e em recursos autóctones nos córregos de Pastagem. A dieta de *B. iheringii* foi constituída por recursos autóctones nos córregos de Floresta Ripária e por recursos mistos nos córregos de Vegetação Mista e Pastagem. As dietas foram correlacionadas com variáveis abióticas, principalmente estrutura dos canais e substrato e com as todas as escalas espaciais estudadas. As análises isotópicas indicaram fortes correlações dos sinais das fontes alimentares e dos caracídeos com as porcentagens de florestas nas escalas correspondentes às zonas ripárias (Trecho, Montante e Rede Hidrográfica). Apesar das maiores contribuições de $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C_4 para os caracídeos nos córregos com Vegetação Mista e Pastagem, os córregos com Floresta Ripária apresentaram valores expressivos de sinais isotópicos mais pesados, indicando também que a cobertura do solo em toda área da microbacia influencia as cadeias alimentares dos córregos. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos caracídeos e nas fontes alimentares nos córregos de Pastagem foram mais enriquecidos, demonstrando a influência das alterações da cobertura do solo das vertentes das microbacias. A perda de florestas ripárias ou mesmo a fragmentação destas áreas desestruturam as cadeias alimentares nos córregos. Desta forma, a recuperação e preservação das florestas ripárias e manejo do solo das microbacias são fundamentais para a manutenção da integridade e da qualidade ambiental desses ecossistemas.

Palavras-chave: Dieta; Isótopos estáveis; Caracídeos; Zonas ripárias; Cobertura do solo

ABSTRACT

Trophic and isotopic relationships between two species of Characidae and land cover in streams from the Corumbataí River basin, Brazil

Aquatic ecosystems not only comprise complex internal interactions but are inherently influenced by terrestrial environments. Based on the postulation that watershed soil cover influences diets of stream fish, this work aimed at investigating feeding patterns of two species of nektonic Characidae (*Astyanax paranae* and *Bryconamericus iheringii*) under influence of soil cover types in nine stream watersheds, during dry and wet seasons. Dietary patterns and stream food web chain links were assessed through analysis of fish gastric contents and stable isotopes signals ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). Nine streams in Corumbataí river basin (State of São Paulo) were chosen taking into account their proportions of riparian forest to pastures, measured along 500 m stretch, and assigned into three categories: Riparian Forest (>90% riparian forest), Mixed Vegetation (30 to 60%) and Pasture (< 29% riparian forest). For the analysis of interactions soil cover and stream fish diets, four spatial watershed portions were defined: 30 m wide riparian corridor along the 500 m sampling reach – SR; SR plus a 500 m upstream reach – UR; all watershed Riparian Corridor – RW, and all watershed area -AW. Diets of both species differed, but no difference was observed between dry and wet seasons. For each species and season, there were significant differences between fish diet among stream categories. Diet of *A. paranae* was based on allochthonous sources in streams of Riparian Forest and Mixed Vegetation and autochthonous sources in Pasture streams. Diet of *B. iheringii* consisted of autochthonous sources in streams of Riparian Forest and mixed sources (sediment/debris) in Mixed Vegetation and Pasture streams. Diets were correlated to abiotic variables related to channel structure and streambed substrate, and the percent of forest in all studied spatial scales. The isotopic analysis indicated strong correlations of the signals of food sources and fish with the percentages of forests in areas corresponding to the riparian scales (SR, UR and RW). Despite the major contributions of $\delta^{13}\text{C}$ of C_4 plants for diets of both species in Mixed Vegetation and Pasture streams, Riparian Forest streams showed heavier and significant isotopic signals, indicating that the soil cover throughout the watershed area (AW) influenced streams food webs. The values of $\delta^{15}\text{N}$ found in both species and the food sources in Pasture streams were more enriched, demonstrating the influence of watershed soil cover proportions (either forest or pasture cover). Riparian forests loss and fragmentation impacts stream food web in different ways. Thus, the recovery and preservation of riparian forests and proper soil management throughout any given watershed are essential for maintaining the integrity and the environmental quality of these lotic ecosystems.

Keywords: Diet; Stable isotope; Characidae, Riparian zone, Land cover

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Exemplar de <i>A. paranae</i> coletado no córrego Paredão na bacia do rio Corumbataí, SP.....	29
Figura 2 - Exemplar de <i>B. iheringii</i> coletado no córrego Paredão na bacia do rio Corumbataí, SP.....	30
Figura 3 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Estado de São Paulo e dos centros urbanos e da rede hidrográfica. Coordenadas na projeção UTM, fuso 23S, <i>datum</i> córrego Alegre.....	32
Figura 4 - Esquema dos polígonos usados de cobertura do solo nas quatro escalas espaciais estudadas. TR= zona ripária do Trecho de amostragem; MT= zona ripária do trecho à Montante; RH= zona ripária da Rede Hidrográfica; MB= Microbacia.....	34
Figura 5 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Estado de São Paulo e dos córregos amostrados.....	36
Figura 6 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S1, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	40
Figura 7 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S2, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	41
Figura 8 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S3, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	42
Figura 9 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S4, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	43
Figura 10 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S5, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	44

Figura 11 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S6, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	45
Figura 12 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S7, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	46
Figura 13 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S8, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	47
Figura 14 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S9, pertencente à bacia do rio Corumbataí, SP.....	48
Figura 15 - Dendograma de agrupamento separando os córregos em três categorias pela porcentagem de floresta ripária nos trechos amostrados (A) e médias ($\pm$ erro padrão) das porcentagens de floresta ripária nas microbacias estudadas separando as três categorias de córregos (B). I= córregos com floresta ripária, II= córregos com vegetação mista e III= córregos com pastagem. Médias seguidas por letras diferentes são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).....	49
Figura 16 - Escores derivados da Análise de Componentes Principais eixo 1 e eixo 2 envolvendo as variáveis das análises físico-químicas da água e de estruturação do canal para os riachos estudados (A) e valores médios dos escores derivados dos componentes CP1 e CP2 da Análise de Componentes Principais, por categoria de riachos. Barras representam $\pm$ um erro padrão (B).	60
Figura 17 - Dieta geral de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento.	63
Figura 18 - Percentual (IAi%) das dietas de <i>A. paranae</i> [seco (A) e chuvoso (B)] e <i>B. iheringii</i> [seco (C) e chuvoso (D)] nos córregos da bacia do rio	

Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento.	64
Figura 19 - Percentual (IAi%) das origens do recursos consumidos por <i>A. paranae</i> nos períodos seco (A) e chuvoso (B) e <i>B. iheringii</i> nas estações seca (C) e chuvosa (D) nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	66
Figura 20 - Percentual (IAi%) da dieta de <i>A. paranae</i> no período seco (A) e no período chuvoso (B) e da dieta de <i>B. iheringii</i> no período seco (C) período chuvoso (D) nas categorias de córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento.	68
Figura 21 - Percentual (IAi%) da origem do recursos alimentares de <i>A. paranae</i> no período seco (A) e período chuvoso (B) e da origem do recursos alimentares de <i>B. iheringii</i> no período seco (C) e período chuvoso (D) nas categorias de córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	69
Figura 22 - Ordenação das dietas de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> por local e períodos seco e chuvoso (A) e dos recursos alimentares ingeridos pelas espécies (B) nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	70
Figura 23 - Média ($\pm$ erro padrão) dos escores dos eixos 1 e 2 da DCA entre as dietas nos períodos seco e chuvoso (A) e das espécies <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> (B) nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	71
Figura 24 - Ordenação das dietas de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> (A) e média ($\pm$ erro padrão) dos escores dos eixos 1 e 2 da DCA entre as dietas (B) por categorias de riachos dos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	72
Figura 25 - Relação entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de músculos de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> e das possíveis fontes alimentares nos córregos com Floresta Ripária (A), Vegetação Mista (B) e Pastagem (C) ITR= insetos terrestres; IAQ= insetos aquáticos; SED= sedimento; MOP= matéria orgânica particulada; C ₃ = plantas com ciclo	

<p> fotossintético C₃; C₄= plantas com ciclo fotossintético C₄; ALG= algas e MAC= macrófitas..... </p>	76
<p> Figura 26 - Valores percentuais da contribuição de carbono de origem de plantas C₄ encontrados nas amostras de músculos de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> nas categorias de cobertura do solo dos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Médias seguidas por letras diferentes nas mesmas colunas são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey (p<0,05)..... </p>	77
<p> Figura 27 - Relação entre as porcentagens de floresta nas quatro escalas espaciais e os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos músculos de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i>. TR= zona ripária do Trecho de amostragem, MT= zona ripária do trecho à Montante, RH= zona ripária da Rede Hidrográfica, MB= Microbacia..... </p>	80
<p> Figura 28 - Esquema ilustrativo das táticas alimentares empregadas por <i>A. paranae</i> (<i>Ap</i>) e <i>B. iheringii</i> (<i>Bi</i>), inferidas através das análises das dietas das espécies nos riachos da bacia do rio Corumbataí, SP..... </p>	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Microbacias dos córregos amostrados na bacia do rio Corumbataí (SP). Coordenadas na projeção UTM, fuso 23S, datum Córrego Alegre. *= coordenadas do início do trecho amostrado.	36
Tabela 2 - Porcentagem das categorias da cobertura do solo nas microbacias e área total das microbacias (hectares) selecionadas na bacia do rio Corumbataí, SP.	37
Tabela 3 - Porcentagem das categorias de cobertura do solo na zona-tampão de 30 m ao redor do trecho de amostragem, do trecho de 500 m à montante do trecho de amostragem e da rede hidrográfica.	37
Tabela 4 - Larguras e profundidades médias, seguidas de desvio padrão e amplitude de variação mínimo e máximo (m) dos canais dos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso.	50
Tabela 5 - Composição percentual e diversidade dos tipos de substratos nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso. S= seco e C= chuvoso. D= diversidade de Simpson.	51
Tabela 6 - Análise química e física da água nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso. S= seco e C= chuvoso.	51
Tabela 7 - Componentes principais das variáveis abióticas (físico-químicas da água e estruturação do canal) de nove córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Valores em negrito representam valores maiores que 0,20.	59
Tabela 8 - Número de indivíduos capturados (N), número de estômagos analisados (n) e amplitude do comprimento padrão (cm) dos indivíduos analisados (valor do maior e do menor indivíduo), nos períodos seco e chuvoso.	61
Tabela 9 - Sobreposição alimentar das espécies por córrego e períodos seco e chuvoso nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Valores em negrito representam sobreposição alimentar biologicamente significativos (Zaret e Rand, 1971).	67
Tabela 10 - Coeficiente de correlação (<i>Pearson</i>) entre os eixos 1 e 2 da DCA aplicada para as dietas das espécies e os componentes 1 e 2 da PCA	

aplicados para as variáveis físico-químicas da água e estruturais dos canais. *= valores que apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$).	73
Tabela 11 - Valores médios e desvio padrão de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das possíveis fontes alimentares para <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> por categoria de cobertura do solo na zona ripária em córregos da bacia do rio Corumbataí-SP. Médias seguidas por letras diferentes na mesma linha são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).	74
Tabela 12 - Comprimento padrão (CP) e desvio padrão dos indivíduos de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> amostrados para as análises isotópicas e o número de amostras de músculos analisados (n).	74
Tabela 13 - Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de músculos de <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> por categoria de cobertura do solo na zona ripária em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Médias seguidas por letras diferentes na mesma linha são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ** diferença significativa na interação <i>A. paranae</i> x <i>B. iheringii</i> .	75
Tabela 14 - Análise de correlação de <i>Spearman</i> entre as quatro escalas de cobertura do solo (%) e os componentes da PCA (aplicadas nas variáveis físico-químicas da água e estruturais do canal) e os componentes da DCA (aplicadas nas dietas das espécies). *= valores que apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$). TR = zona ripária do trecho de amostragem; MT = Zona ripária do trecho à montante; RH = zona ripária da rede hidrográfica; MB = microbacia.	78

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Métricas da paisagem obtidas a partir dos mapas de cobertura do solo.....	35
Quadro 2 - Algas filamentosas e unicelulares encontradas nas amostras de matéria orgânica particulada (MOP) nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.....	53
Quadro 3 - Amostras de plantas C ₃ e C ₄ coletadas nos corredores ripários dos córregos na bacia do rio Corumbataí (SP), utilizadas para as análises isotópicas. *espécies de plantas C ₄	54
Quadro 4 - Itens alimentares consumidos por <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> , nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	62
Quadro 5 - Principais itens alimentares consumidos por <i>A. paranae</i> e <i>B. iheringii</i> nos períodos seco e chuvoso em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP.	65

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são ambientes lóticos de pequeno porte, caracterizados por suas formas lineares, fluxo d'água contínuo e unidirecional, alternância de habitats e leitos instáveis (UIEDA; CASTRO, 1999; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006). Os riachos apresentam variações abióticas e bióticas no sentido nascente-foz (VANNOTTE, 1980), e tais variações estão estritamente ligadas ao ambiente terrestre de suas áreas de drenagem (microbacias), influenciadas principalmente pelas zonas ripárias.

As zonas ripárias são áreas de transição ou interação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, regularmente influenciadas pelo sistema lótico (NAIMAN; DÉCAMP; McCLAIN, 2005). As florestas ripárias influenciam diretamente os ambientes aquáticos, tanto na regulação da produção primária, quanto no fornecimento de recursos alóctones, que são à base das cadeias alimentares em riachos. Alterações nos ecossistemas ripários acarretam em modificações das cadeias tróficas dos organismos aquáticos e levam à desestruturação dos canais, que também proporcionam tais efeitos deletérios. Mas não são apenas as alterações nas zonas ripárias que podem afetar a estrutura e a biota dos riachos. Modificações naturais ou antrópicas nas vertentes das microbacias também podem acarretar distúrbios nos ecossistemas aquáticos. Há vários estudos sobre as alterações da cobertura do solo sobre comunidades de macroinvertebrados e peixes em riachos das regiões temperadas, mas são escassos os trabalhos que abordam tal tema em riachos tropicais, principalmente sobre as assembléias de peixes (OMETTO et al., 2000).

Em riachos tropicais, a família mais representativa é a Characidae (BUCKUP, 1999; CASTRO et al., 2003) que possui 12 subfamílias, 88 gêneros de posição taxonômica incerta (*incertae sedis*) e pelo menos 1.300 espécies (REIS; KULLANDER; FERRARIS JUNIOR, 2003). Os caracídeos nectônicos são espécies de peixes de pequeno porte, que se orientam visualmente, explorando toda a coluna d'água e utilizando diversas táticas e hábitos alimentares (CASATTI; CASTRO, 2006). O conhecimento sobre a ecologia destas espécies é restrito, principalmente sobre como os impactos antropogênicos podem influenciar a utilização de recursos alimentares e a sobrevivência dessas espécies (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI, 2007).

As análises de conteúdos gástricos trazem informações básicas sobre as dietas dos peixes. Possíveis alterações na alimentação das espécies podem estar interligadas com mudanças ambientais, tanto naturais quanto antrópicas. Destacam-se entre esses fatores, as mudanças na cobertura do solo, que interferem nas cadeias tróficas dos córregos, levando à simplificação destas

redes alimentares. Nos últimos anos, o uso de isótopos estáveis em estudos de ecologia de riachos tem se tornado mais comum (HERSHEY et al., 2007), podendo ser usado como subsídio para o conhecimento das interações entre a zona ripária e os córregos (MINSHALL; RUGENSKI, 2007). As informações oriundas dos sinais isotópicos podem determinar padrões, comparar processos das zonas ripárias em diferentes regiões e identificar os efeitos das alterações antrópicas, como práticas de agricultura ou desmatamentos, nas interações entre a cobertura do solo e os corpos d'água (MINSHALL; RUGENSKI, 2007).

A bacia do rio Corumbataí está localizada no sudeste do Brasil, no Estado de São Paulo e pertence à bacia do rio Tietê. Possui um longo histórico de ocupação e alterações antropogênicas. Atualmente encontra-se em elevado grau de fragmentação, apresentando paisagem dominada por pastagens e culturas de cana-de-açúcar (KOFFLER, 1993; VALENTE; VETORAZZI, 2003). Tal alteração inclui a floresta ripária, que foi substituída por outro tipo de vegetação (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001). Como em quase todo o Estado de São Paulo, a paisagem ripária tem sofrido freqüentemente alterações decorrentes de atividades agrícolas e industriais, criação de animais e desenvolvimento urbano (SILVA et al., 2007a).

Gerhard (2005), estudando as relações de uso e cobertura do solo com comunidades de peixes de riachos, constatou a dominância numérica da família Characidae. As espécies nectônicas *Astyanax paranae* e *Bryconamericus iheringii* estavam entre aquelas com maior número de ocorrência nos riachos da bacia do rio Corumbataí (SP). Sendo assim, o conhecimento sobre ecologia alimentar desta família é de suma importância para a compreensão entre estes organismos e o ambiente, em especial das espécies aqui consideradas devido a sua contribuição numérica.

Em se tratando, de que, os ecossistemas aquáticos não podem ser considerados ambientes fechados, pois além de apresentarem complexas relações internas, são influenciados pelos ambientes terrestres. Assim, este trabalho basea-se na seguinte hipótese: *A cobertura do solo influencia as dietas de caracídeos nectônicos em córregos da bacia do rio Corumbataí (SP).*

Através da utilização de isótopos estáveis, este trabalho teve como objetivo, investigar se os padrões alimentares das duas espécies de caracídeos são influenciados pela composição da cobertura vegetal de microbacias com diferentes coberturas do solo. Visando atingir tal objetivo, procurou-se responder às questões: *i.* Existem diferenças espaço-temporais nas dietas das espécies estudadas? *ii.* As variáveis abióticas (físico-químicas e estruturais dos canais) influenciam as

dietas das espécies? *iii.* Além das variáveis abióticas, a cobertura vegetal do solo apresenta influência sobre as dietas das espécies? *iv.* Em relação às florestas ripárias, quais escalas espaciais ao longo da rede de drenagem apresentam ligações com as dietas das espécies?

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os riachos e os rios contêm uma pequena proporção da água mundial (0,006%), mas uma quantidade enorme de água doce que pode ser utilizada pelos seres humanos. Este fato levou esses ambientes a serem canalizados, represados, desviados, dragados e poluídos desde os primórdios da civilização (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006).

Os riachos e os rios são caracterizados por sua forma linear, fluxo unidirecional, escoamento oscilante e leitos instáveis. (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2006). Os ecossistemas de riachos são espacialmente heterogêneos, tanto na diversidade de habitats quanto pela velocidade do fluxo, profundidade, substratos e condições de temperatura (FRISSELL; LONZARICH, 1996). Estes fatores estão estreitamente relacionados com a composição vegetativa das áreas em interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (GREGORY et al., 1991). Segundo o Conceito do Rio Contínuo, em riachos de cabeceiras, as florestas ripárias possuem uma grande influência na regulação do fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes (VANNOTE et al., 1980). A presença da floresta ripária influencia na produção primária (que é regulada pelo sombreamento e pela entrada de detritos vegetais), nos grupos tróficos dos macroinvertebrados e dos peixes (VANNOTE et al., 1980; GREGORY et al., 1991; JOHNSON; COVICH, 1997).

A cobertura do solo nas zonas ripárias em riachos está fortemente relacionada com as características físico-químicas da água (OMETTO et al., 2000; SUTHERLAND; MEYER; GARDINER, 2002; MEADOR; GOLDSTEIN, 2003; DIANA; ALLAN; INFANTE, 2006) e com as características do substrato (WATERS, 1995; SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001; ALLAN, 2004; FERREIRA; CASATTI, 2006). A ausência de florestas ripárias pode acarretar na maior transferência de sedimentos para os corpos d'água, aumentando a turbidez e a perda de habitats através dos processos de assoreamento (FERREIRA; CASATTI, 2006; SILVA et al., 2007a; KASANGAKI; CHAPMAN; BALIRWA, 2008).

Estas alterações no substrato influenciam diretamente na composição das comunidades de macroinvertebrados (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001; RIOS; BAILEY, 2006), que são uma importante fonte alimentar para peixes de riachos (WATERS, 1995; RUSSO; FERREIRA; DIAS, 2002). Alguns trabalhos vêm enfocando como as alterações no uso e cobertura do solo, principalmente nas zonas ripárias, interfere na comunidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos (RICHARDS; JOHNSON; POST, 1996; ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; QUINN et al., 1997; SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001;

TOWNSEND et al., 2004; CORBI; TRIVINO-STRIXINO, 2006; RIOS; BAILEY, 2006; BONADA et al., 2008; KASANGAKI; CHAPMAN; BALIRWA, 2008). Sponseller; Benfield e Valett (2001) e Rios e Bailey (2006) encontraram maior riqueza e diversidade de macroinvertebrados aquáticos em riachos com maior cobertura florestal nas zonas ripárias.

A manutenção da biodiversidade aquática depende, em parte, das funções ecológicas desempenhadas pelas matas, principalmente no fornecimento de uma variedade de alimentos terrestres de origem vegetal e animal que caem na água (BARRELA; PETRERE JUNIOR, 2001). As ações antropogênicas sobre os ecossistemas aquáticos podem influenciar a sobrevivência de muitas espécies de peixes através da diminuição dos recursos diretamente disponíveis ou, indiretamente, afetando outros elos da cadeia trófica (ESTEVES; ARANHA, 1999). Mesmo quando os peixes se alimentam de recursos autóctones, a fonte primária destes alimentos tem origem alóctone, que é dependente dos nutrientes da matéria orgânica oriunda da vegetação ripária, considerada a base da cadeia trófica em riachos (GREGORY et al., 1991; BRETSCHKO; WAIDBACHER, 2001; SABINO; DEUS E SILVA, 2004).

Em muitas regiões, as fontes alóctones de alimento para os peixes de riachos estão sendo destruídas antes mesmo que se tenha um conhecimento melhor da interação entre o ambiente e a ictiofauna. As informações disponíveis sobre a alimentação de peixes em riachos no Brasil são insuficientes, quando comparadas à quantidade de estudos existentes sobre o tema em grandes rios e represas e, principalmente quando se considera o grande número de riachos existentes no país (ESTEVES; ARANHA, 1999).

As mudanças na cobertura do solo, por acarretar alterações nas características abióticas e nos diversos elos nas cadeias alimentares em riachos, afetam diretamente a ictiofauna destes ecossistemas. Bojsen e Barriga (2002) enfatizam que são poucas as informações sobre os impactos dos desmatamentos na ictiofauna de riachos neotropias e nos parâmetros que influenciam a diversidade e estrutura das comunidades dos peixes.

Stauffer; Goldstein e Newman (2000) investigando a composição das comunidades de peixes em riachos da bacia do rio Minnesota (EUA), indicaram diferenças significativas na composição de peixes de riachos quando compararam riachos com e sem cobertura florestal. Estes autores encontraram maior índice de integridade biótica, riqueza de espécies, diversidade e porcentagem de peixes herbívoros e insetívoros bentônicos nos riachos florestados.

O trabalho de Bojsen e Barriga (2002) em riachos amazônicos enfatizam que a estrutura das comunidades de peixes foi fortemente influenciada pelos desmatamentos, enfocando que a porcentagem de espécies raras foi correlacionada com as maiores porcentagens de florestas. Neste estudo ainda foram encontradas mudanças na dominância de caracíformes onívoros e insetívoros nos locais florestados por loricarídeos perifitívoros nos riachos desmatados.

Rowe et al. (1999) e Grown et al. (2003) encontraram diferenças nas composições das assembléias de peixes em trechos com vegetações ripárias formadas por gramíneas e florestas. As diferenças observadas por Grown et al. (2003) na distribuição das espécies de peixes foram relacionadas com a maior abundância de macrófitas aquáticas nos locais com menores porcentagens de sombreamento.

Roy, Freeman e Freeman (2007) avaliaram a influência da cobertura do solo em múltiplas escalas na integridade de assembléias de peixes, e se as florestas ripárias podem mitigar os efeitos negativos da urbanização das bacias hidrográficas para os peixes de riachos. Os resultados deste trabalho mostraram que as florestas ripárias podem moderar os distúrbios causados pelos baixos níveis de urbanização e auxiliar na sustentação da integridade das assembléias de peixes. Estes autores ainda concluem que as florestas ripárias são importantes, mas não o suficiente para proteger os ecossistemas de riachos dos impactos dos altos níveis de urbanização.

A bacia do alto rio Paraná drena uma área com grandes centros urbanos, industriais e agrícolas e se constitui na região mais intensivamente explorada do país (AGOSTINHO; JULIO JUNIOR, 1999). No Estado de São Paulo, esse ambiente rico e complexo tem sido brutalmente alterado, restando de 8% a 9% da vegetação original que se concentra basicamente na Serra do Mar, enquanto que no interior do Estado, os riachos correm em meio a extensas plantações, pastagens e cidades onde recebem detritos domésticos e uma ampla gama de pesticidas (CASTRO, 2000).

A bacia do rio Corumbataí, apresenta um elevado nível de fragmentação de sua cobertura florestal original, devido a um processo desordenado de uso e ocupação do solo de mais de um século, além da retirada excessiva de água para abastecimento humano e agrícola (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001; VALENTE; VETTORAZZI, 2003). A bacia do rio Corumbataí possui uma matriz de uso e cobertura do solo predominantemente agrícola, pois cerca de 70% da sua área é ocupada por pastagem e cana-de-açúcar. Primordialmente a bacia era recoberta por floresta semidecidual e pequenas áreas de cerrado (KOFFLER, 1993). Atualmente apenas 11% da sua

área são compostas por florestas nativas e 1,25% de cerrado, sendo sua vegetação remanescente quase que restrita a terrenos muito declivosos e trechos isolados de florestas ripárias (VALENTE, 2001). O conhecimento entre as interações da diversidade biológica e a degradação ambiental decorrente de atividades antrópicas ainda é muito desconhecida, principalmente sobre a ictiofauna de pequenas bacias hidrográficas brasileiras (GERHARD, 2005).

No trabalho de Rodrigues (1999) é descrito características fitogeográficas na região de Piracicaba, designada Folha de Piracicaba, onde abrange municípios pertencentes à bacia do rio Corumbataí. Este autor discursa que nesta região, como em todo o Estado de São Paulo, restam apenas pequenos fragmentos de vegetação natural, e que mesmo assim, se encontram em estágio avançado de perturbação, já tendo sofrido interferência antrópicas. A maior parte das formações florestais na bacia do rio Corumbataí é composta por Floresta Estacional Semidecidual, sendo o termo Estacional expressa exatamente às transformações de aspecto ou comportamento da comunidade conforme as estações do ano. Nesta região, esta formação foi a que mais sofreu intervenções antrópicas, estando restritas hoje a pequenos fragmentos remanescentes encravados em áreas de difícil acesso, consideradas inaptas para práticas agrícolas ou protegida por ação institucional e até de alguns proprietários rurais. A retirada de madeira dessa formação no século passado foi muito intensa, sendo hoje praticamente inexistente algum fragmento não tenha sofrido fortes pressões antrópicas no passado.

A formação florestal que ocorrem nas margens dos cursos d'água já recebeu várias designações de acordo com as características locais de relevo, solo, declividade e extensão. O termo floresta ou mata ciliar tem sido substituído por floresta ou mata ripária, reservando o termo floresta ou mata ciliar para a legislação atual e para designações mais genéricas e de uso popular. A vegetação florestal ribeirinha se apresenta ao longo dos cursos d'água, com características florísticas e estruturais próprias. Para a Folha de Piracicaba, as formações florestais das margens dos cursos d'água são na maioria florestas estacionais semidecíduais ribeirinhas, pela dominância no interflúvio das outras formas de floresta estacional semidecidual (RODRIGUES, 1999).

A maneira como o uso e a cobertura do solo foram conduzidos e manejados em áreas como a bacia do rio Corumbataí, produziu e produz efeitos variados na abundância, diversidade e estrutura de comunidades de peixes de riachos (GERHARD, 2005). Mesmo que a maior parte destas áreas encontra-se altamente alterada, como todo o interior do Estado de São Paulo, ainda é de suma importância a compreensão da ecologia da ictiofauna em riachos nestas regiões. Além de

ampliar o conhecimento das interações ecológicas entre os peixes de riachos e as diversas coberturas vegetativas do solo tanto das microbacias quanto dos corredores ripários.

Nos últimos anos, o uso de isótopos estáveis em estudos em ambientes aquáticos tem sido comumente utilizado, como em ecossistemas de riachos (BUNN; DAVIES; KELLAWAY, 1997; MacLEOD; BARTON, 1998; FINLAY, 2001; MANTELATTO; CHRISTOFOLETTI; CAMARGO, 2002; CLAPCOTT; BUNN, 2003; ENGLAND; ROSEMOND, 2004; HERSHEY et al., 2007; RYBCZYNSKI et al., 2008), em ambientes lênticos (GU; SCHELSKE; HOYER, 1997; BEAUDOIN et al., 1999; VANDER ZANDER et al., 2000; POST, 2002; KELLY; JONES; GRAY, 2004; CLARKE; VIDERGAR; BENNETT, 2005; OLIVEIRA et al., 2006), em rios e reservatórios (FORSBERG et al., 1993; VAZ et al., 1999; JUNIOR et al., 2001; MANETTA; BENEDITO-CECILIO; MARTINELLI, 2003; LOPES et al., 2006; LOPES; BENEDITO-CECILIO; MARTINELLI, 2007; PEREIRA; BENEDITO; SAKURAGUI, 2007).

Isótopos são átomos que apresentam o mesmo número de prótons (número atômico= Z) e diferentes números de nêutrons (N). Desta forma, esses elementos possuem massas atômicas diferentes ($A = Z + N$) e são chamados estáveis quando não emitem radiação. Os isótopos mais leves são normalmente mais abundantes, enquanto que os elementos com massa atômica maior são mais raros (OMETTO et al., 2005). A composição isotópica de um determinado elemento é designada pela relação entre o isótopo raro (pesado) sobre o mais abundante (leve), em relação a um padrão. Estas razões são medidas através de um espectrofotômetro de massas e expressas pela notação δ . Como os valores destas razões são numericamente pequenos, os resultados dessa expressão são multiplicados por 1.000, passando ser denominados como partes por mil ou ‰. Os padrões são variáveis para cada elemento, por exemplo, o padrão do carbono é o PDB (Pee dee Belamite), um fóssil de *Belemnitella* da formação Peedee da Carolina do Sul (EUA), e para o nitrogênio, utiliza-se o nitrogênio atmosférico (N_2) (OMETTO et al., 2005).

Uma das principais vantagens da utilização desta técnica em estudos ambientais é de que a composição isotópica varia de forma previsível conforme o elemento cicla na natureza. (OMETTO et al., 2005). Os produtores primários são à base das estruturas tróficas nos ecossistemas, pois utilizam de substâncias orgânicas simples como alimento, disponibilizando os nutrientes para os demais níveis da cadeia alimentar (LOPES; BENEDITO-CECÍLIO, 2002). A vegetação terrestre é classificada através dos diferentes processos fotossintéticos (ciclo C_3 , C_4 e CAM), que é a chave para a discriminação isotópica do carbono (OMETTO et al., 2005). As

plantas C_3 reduzem o CO_2 para fosfoglicerato (um composto de três carbonos) através da enzima RuBP carboxilase. Esta enzima discrimina o $^{13}CO_2$, resultando em valores de $\delta^{13}C$ relativamente mais leve (mais negativos), entre -32 e -20‰ , com média de -27‰ . As plantas C_4 reduzem o CO_2 a ácido aspártico ou ácido málico, ambos compostos com quatro carbonos, através da enzima PEP carboxilase. Tal enzima não discrimina o ^{13}C como RuBP carboxilase. Assim, plantas C_4 têm valores de $\delta^{13}C$ relativamente mais pesado (mais positivos). Esses valores variam entre -17 e -9‰ , com média de -12‰ (BOUTTON, 1991). Nas plantas CAM, as enzimas de carboxilação são as mesmas utilizadas no ciclo C_4 , porém a atividade enzimática é dependente da luminosidade. À noite, o CO_2 é capturado pela PEP-carboxilase, e o malato formado pela carboxilação do oxaloacetato é armazenado no vacúolo, e durante o dia, o malato armazenado é transportado ao citoplasma, sendo descarboxilado, e o CO_2 é fixado por meio do ciclo C_3 . Desta forma, as plantas CAM apresentam valores isotópicos intermediários entre as plantas C_3 e C_4 (FARQUHAR; EHLERINGER; HUBICK, 1989; OMETTO et al., 2005). Desta forma, as plantas C_3 e C_4 apresentam valores isotópicos de $\delta^{13}C$ distintos, que é uma das condições básicas para o uso de isótopos estáveis em estudos alimentares.

Isótopos estáveis pesados de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N) são especialmente usados para compreender as transferências de carbono e nitrogênio de produtores primários para consumidores primários e secundários. Em muitos ecossistemas, a matéria orgânica possui diferentes razões de $^{13}C:^{12}C$ e $^{15}N:^{14}N$. As dietas de animais podem ser inferidas pelas razões isotópicas de seus tecidos, pois o argumento utilizado para explicar isto é simplesmente que: “você é o que você come”. Os organismos que compõem as cadeias alimentares refletem os sinais de $\delta^{13}C$ das suas fontes de energia, somando a cada nível trófico de $0,2$ a 1‰ (POST, 2002).

O $\delta^{15}N$ vem sendo utilizado comumente na caracterização da posição trófica dos organismos nas cadeias alimentares, principalmente nos ecossistemas aquáticos (PETERSON; FRY, 1987; VANDER ZANDER; CABANA; RASMUSSEN, 1997; VANDER ZANDER et al., 2000; POST, 2002; ANDERSON; CABANA, 2007; RYBCZYNSKI et al., 2008). Minagawa e Wada (1984) verificaram um enriquecimento de ^{15}N na cadeia alimentar, onde $\delta^{15}N$ dos consumidores foram mais pesados comparados a dieta em $1,3$ a $5,3\text{‰}$, com média de $3,4\text{‰}$ por nível trófico. Por exemplo, se algas com $\delta^{13}C = -30\text{‰}$ e $\delta^{15}N = 0\text{‰}$ for a única fonte alimentar de um animal, a composição isotópica do animal será em torno de $\delta^{13}C = -30$ a -29‰ e $\delta^{15}N = 2,5$ a $3,5\text{‰}$ (HERSHEY et al., 2007).

Isótopos estáveis podem ser usados para favorecer o entendimento de processos e interações das zonas ripárias com os riachos, além da compreensão de questões complexas sobre interações tróficas (MINSHALL; RUGENSKI, 2007). Esta técnica também pode estabelecer a relativa importância dos recursos energéticos aquáticos e terrestres na manutenção das cadeias alimentares de riachos, onde os recursos basais possuem assinaturas isotópicas diferentes (FINLAY, 2001; ENGLAND; ROSEMOND, 2004). Estas informações podem ser usadas para determinar padrões, comparar processos das zonas ripárias de diferentes regiões, e determinar os efeitos de alterações, como desmatamentos e práticas de agricultura, nas interações riachos-zonas ripárias (MINSHALL; RUGENSKI, 2007).

Alguns trabalhos utilizam as técnicas isotópicas para verificar as interferências que as alterações do uso e cobertura do solo, podem proporcionar no ecossistema aquático (ROSENFELD; ROFF, 1992; BUNN; DAVIES; KELLAWAY, 1997; HICKS, 1997; CLAPCOTT; BUNN, 2003; ENGLAND; ROSEMOND, 2004; VIEIRA, 2005).

Em muitas regiões da Austrália, Bunn, Davies e Kellaway (1997) enfatizam que a cobertura florestal em muitas bacias hidrográficas foi substituída pelo cultivo de cana-de-açúcar, acarretando na ausência de sombreamento nos corpos d'água e obstrução dos canais dos riachos por macrófitas aquáticas e semi-aquáticas. Estes autores observaram através de dados isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ que a transferência para a rede alimentar aquática de cana-de-açúcar e outras plantas C_4 como fontes primárias foram baixas. Com uma ausência significativa da entrada de C_3 oriundas das zonas ripárias, o aumento da produção primária interna nos riachos que sustentou a comunidade de invertebrados aquáticos. Estes sugerem que apenas com o restabelecimento das florestas ripárias ocorrerá a redução da produção primária excessiva no interior dos riachos e o abastecimento do estoque de detritos para a manutenção das redes alimentares aquáticas.

England e Rosemond (2004) avaliaram os impactos da redução de florestas nas cadeias alimentares de riachos em diversas escalas. Estes autores encontraram uma diminuição no consumo de recursos alóctones pelos consumidores (camarões e peixes insetívoros), e que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ destes foram maiores nos riachos com menores porcentagens de floresta. As mudanças nas cadeias alimentares foram mais associadas à cobertura de floresta na rede hidrográfica e em toda a microbacia, do que as escalas locais. Desta forma, os autores sugerem a importância da cobertura florestal em múltiplas escalas para as cadeias alimentares em riachos de

cabeceiras, e que relativamente baixos níveis de alterações ao longo das zonas ripárias dos riachos podem conduzir a reduções na dependência de recursos terrestres nas redes alimentares.

Vieira (2005) investigou os efeitos das mudanças do uso do solo na utilização das fontes de carbono em três bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. Na bacia do Alto Paranapanema observou que as espécies de *Astyanax* coletados no ribeirão do Carmo (microbacia com cobertura florestada), os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ foram em média $-25,8\text{‰}$, diferentemente das espécies de *Astyanax* no ribeirão Grande (microbacia com maior cobertura de pastagem), cuja a média de $\delta^{13}\text{C}$ foi de $-19,6\text{‰}$. Estes dados demonstram que as alterações da cobertura do solo estariam influenciando a cadeia alimentar destas espécies normalmente classificadas como onívoras.

Dentro da ordem Characiformes, Characidae é a família que apresenta o maior número de espécies, com 165 gêneros, aproximadamente 952 espécies descritas e 400 espécies não descritas, totalizando 1.352 espécies (REIS; KULLANDER; FERRARIS JUNIOR, 2003). Apresentam uma ampla distribuição geográfica, desde a fronteira dos Estados Unidos com o México, América Central e do Sul, sendo na bacia Amazônica onde se concentra a maior quantidade de espécies desta família (BRITSKI, 1972; WEITZMAN; FINK, 1983). Os representantes desta família possuem porte de pequeno (p. ex. espécies dos gêneros *Hemigrammus* e *Cheirodon*, com comprimento padrão médio de dois a quatro cm) a grande (p. ex. *Salminus brasiliensis*, com comprimento máximo de 100 cm). Além da variação no porte das espécies, os caracídeos também apresentam uma grande variedade de hábitos alimentares, estratégia reprodutivas, padrões comportamentais, preferências de habitats, padrões de colorido e variações osteológicas, anatômicas e morfológicas, o que a caracteriza como a família mais heterogênea dentro dos peixes neotropicais (GRAÇA; PAVANELLI, 2007). Devido à heterogeneidade desta família, as espécies foram agrupadas em subfamílias que apresentam evidências monofiléticas, deixando grande parte das espécies listadas como *incertae sedis*, que eram anteriormente incluídos na subfamília Tetragonopterinae (LIMA et al., 2003). O trabalho mais recente separando o grupo dos caracídeos em um cladograma foi realizado por Malabarba e Weitzman (2003), onde as características que estariam unindo o clado Characidae são: a presença de espinhos ósseos nos raios das nadadeiras anal e pélvica dos machos (algumas vezes presentes na caudal e raramente na dorsal e peitoral) e ausência do osso supraorbital. Segundo estes autores, as características que estariam separando o clado A, que incluem os Glandulocaudinae e a maioria das espécies de Characidae com boca

ventral são: nadadeira dorsal com dois raios não ramificados e oito ramificados, e a presença de quatro dentes na série interna da pré-maxila.

Atualmente na bacia do alto rio Paraná são encontradas 11 famílias de Characiformes e nove subfamílias dentro a família Characidae (LANGEANI et al., 2007). Dentre estas subfamílias estão identificadas 32 espécies, sendo que apenas o grupo *incertae sedis* apresenta 38 espécies identificadas (LANGEANI et al., 2007). As informações geradas sobre a biologia e ecologia deste grupo, podem auxiliar diversos estudos e levar a melhor compreensão do modo de vida e da adaptabilidade destas espécies. Em consequência de análises morfológicas mais refinadas e séries amostrais maiores e mais completas, novas espécies estão sendo propostas para complexos de espécies consideradas como polifiléticas ou de ampla distribuição (LANGEANI et al., 2007). Estes mesmos autores estimam a existência de cerca de 50 novas espécies para o Alto Paraná e os riachos, são os ambientes onde deva ocorrer maior parte destas novas espécies.

Gerhard (2005) realizou coletas em 60 riachos na bacia do rio Corumbataí e obteve 14 famílias e 51 espécies. A família Characidae foi que apresentou o maior número de indivíduos e biomassa e, dentre as espécies de maior ocorrência estão *Astyanax paranae* e *Bryconamericus* sp1 (= *Bryconamericus iheringii*). As espécies pertencentes a estes dois gêneros são muito comuns em riachos e são conhecidas vulgarmente como lambaris, piquiras ou piabas (GODOY, 1975; BUCKUP, 1999). Devido a sua sistemática mal definida e por pertencerem a um grupo polifilético, fazem parte da grande assembléia de gêneros *incertae sedis* em Characidae (LIMA et al., 2003). Uma das principais razões para que os gêneros *Astyanax* e *Bryconamericus* não serem claramente posicionados filogeneticamente, é a nítida falta de óbvias características informativas morfológicas, como encontradas em outros Characiformes (CASATTI; CASTRO, 2006). Estes dois gêneros apresentam características de peixes que nadam ativamente em várias partes da coluna d'água, possuindo corpo comprimido lateralmente, posição lateral dos olhos, pequena nadadeira dorsal, nadadeira peitoral pequena e relativamente alongadas e extensas nadadeiras anais (CASATTI, 1996; CASATTI; CASTRO, 2006).

Astyanax Baird; Girard, 1854 é um gênero especioso de caracídeos neotropicais que possui aproximadamente quase uma centena de espécies válidas, ocorrendo do sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina (LIMA et al., 2003; LIMA; ZUANON, 2004). Além de possuírem uma ampla distribuição, as espécies deste gênero habitam todos os corpos d'água lênticos e lóticos de água doce. Garutti e Britski (2000) relatam que Eigenmann entre 1921 e 1927, e Gèry em 1977,

validaram dezenas de espécies e subespécies do gênero *Astyanax*. Recentemente Lima et al. (2003) elevou todas as subespécies deste gênero ao nível de espécie. Atualmente na bacia do alto rio Paraná possui nove espécies válidas de *Astyanax* (LANGEANI et al., 2007).

Astyanax paranae Eigenmann, 1914 (Figura 1) é considerada uma das espécies mais comuns na bacia do alto rio Paraná, e normalmente habitam riachos e ribeirões (GARUTTI; BRITSKI, 2000; SHIBATTA; GEALH; BENNEMANN, 2007) que são ambientes de grandes oscilações hidrológicas. Nos riachos da bacia do rio Corumbataí (SP), Gerhard (2005) verificou que *A. paranae* estava entre as espécies com maior número de ocorrência, de indivíduos e biomassa total. De acordo Luiz et al. (2005), a espécie também está presente em ambientes lênticos, como constatados pelos autores em reservatórios na bacia do rio Piquiri no Estado do Paraná. A localidade-tipo de *A. paranae* é no município de Castro (PR), nas cabeceiras do rio Tibagi, afluente do rio Paranapanema (GARUTTI; BRITSKI, 2000). Até recentemente esta espécie era classificada como *Astyanax scabripinnis paranae*, fazendo parte de um grande grupo denominado por Moreira-Filho e Bertollo (1991) como “complexo *scabripinnis*”. Roque et al (2003) e Veregue e Orsi (2003) detectaram em riachos que a espécie apresenta desova parcelada entre setembro a março. A alimentação de *A. paranae*, comumente está associada com a utilização de recursos alóctones, principalmente invertebrados e vegetais terrestres (CASTRO; CASATTI, 1997; ROQUE et al., 2003; FERREIRA, 2004; ARRUDA, 2007).

Figura 1 - Exemplar de *A. paranae* coletado no córrego Paredão na bacia do rio Corumbataí, SP

Bryconamericus (in EIGENMANN; McATEE; WARD, 1907) é um dos gêneros mais numerosos de Characidae (Figura 2) e conta com 68 espécies válidas (LIMA et al., 2003;

TATSUMI, 2006). Este gênero inclui espécies de pequeno porte, não excedendo 10 cm de comprimento, habitam diferentes ambientes (rios, ribeirões, riachos e lagoas) e estão distribuídos na América Central e do Sul, desde a Costa Rica até a Argentina (BRITSKI; SATO; ROSA, 1988; FROESE; PAULY, 2008). Na bacia do alto rio Paraná é descrita quatro espécies de *Bryconamericus* válidas (LANGEANI et al., 2007).

Bryconamericus iheringii (Boulenger, 1887), possui uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo em diversos ambientes da bacia do rio Uruguai e Paraná, e no sistema da Laguna dos Patos (GRAÇA; PAVANELLI, 2007). Esta é uma das espécies de ampla distribuição citadas por Langeani et al. (2007) e Graça e Pavanelli (2007) para o alto rio Paraná que provavelmente seja uma espécie nova.

Figura 2 - Exemplar de *B. iheringii* coletado no córrego Paredão na bacia do rio Corumbataí, SP

Tatsumi (2006) realizou a revisão de *B. iheringii* e verificou diferenças morfológicas como altura do corpo, diâmetro do olho e presença de ganchos ósseos nos ramos anteriores dos raios ramificados da nadadeira anal nas populações de *B. iheringii* no alto rio Paraná em relação às outras localidades. Este autor validou *B. iheringii* para o sistema da Laguna dos Patos (localidade-tipo), bacias do rio Uruguai e rio Iguaçu (baixo Paraná), e classificou as populações do alto rio Paraná (localidade-tipo: córrego Barro-Frio, bacia do rio Corumbataí, SP) como *Bryconamericus* sp. n. 1. De acordo com Langeani¹ (informação pessoal), como a espécie ainda não foi publicada, ainda deve-se referir à espécie como *B. iheringii*. Esta espécie habita diversos ambientes, principalmente riachos (GERHARD, 2005; PINTO; UIEDA, 2007) e ribeirões (SHIBATTA;

¹ Langeani, F. Universidade Estadual Paulista (UNSEP – IBILCE – São José do Rio Preto).

CHEIDA, 2003), além de áreas marginais de um reservatório como constatado por Castro (2003). O período reprodutivo da espécie ocorre entre setembro e janeiro, ocorrendo à presença de dimorfismo sexual através de ganchos nas nadadeiras ventrais e anal dos machos (LAMPERT; AZEVEDO; FIALHO, 2004). Oricolli e Bennemann (2006) determinaram o hábito alimentar da espécie como onívoras e detritívoras, enquanto Pinto e Uieda (2007) verificaram o elevado consumo de insetos aquáticos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do rio Corumbataí está localizada a margem direita do rio Piracicaba na região centro-leste do Estado de São Paulo, aproximadamente entre os paralelos $22^{\circ}04'46''\text{S}$ e $22^{\circ}41'28''\text{S}$ e os meridianos $47^{\circ}26'23''\text{W}$ e $47^{\circ}56'15''\text{W}$ (Figura 3).

Figura 3 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Estado de São Paulo e dos centros urbanos e da rede hidrográfica. Coordenadas na projeção UTM, fuso 23S, datum córrego Alegre

Esta bacia possui área de 170.775,6 hectares e pode ser dividida em cinco sub-bacias: Alto Corumbataí, com 31.801,7 ha (18,6%); Passa-Cinco, com 52.757,6 ha (30,9%); Médio Corumbataí, com 29.316,6 ha (17,2%); Ribeirão Claro, com 28.174,9 ha (16,5%); e Baixo Corumbataí, com 28.724,8 ha (16,8%). Os municípios delimitados dentro da bacia do rio Corumbataí são Analândia, Charqueada, Corumbataí, Ipeúna, Itirapina, Piracicaba, Rio Claro e Santa Gertrudes (KOFFLER, 1993; PROJETO CORUMBATAÍ, 2001).

Esta bacia é um exemplo de bacia hidrográfica desenvolvida a partir do Cenozóico, com cabeceiras nas cuestas da Serra Geral, em litologias típicas da bacia sedimentar do rio Paraná. A altimetria varia entre 1058 m na Serra do Cuscuzeiro, próximo da cidade de Analândia e 470 m na

desembocadura do rio Piracicaba, no bairro Santa Terezinha (município de Piracicaba) (KOFFLER, 1993). Segundo a classificação de Köppen, o clima da região onde se encontra a bacia do rio Corumbataí é do tipo CWa, ou seja, um clima subtropical com verão chuvoso e inverno seco. Entre os meses de outubro a fevereiro, está concentrada mais de 70% da precipitação anual (período chuvoso) e o período seco, entre março e setembro. Entre os meses de dezembro e março ocorrem às temperaturas médias mais altas e nos meses de junho e julho as temperaturas mais baixas, com média de 17 °C (KOFFLER, 1993; ZAVATINI e CANO, 1993; SALATI, 1996).

Atualmente a bacia encontra-se fragmentada devido a ações antropogênicas (KOFFLER, 1993). A paisagem da bacia, descrita por seu uso e cobertura do solo, apresenta um predomínio de pastagens (43,7%) e canaviais (25,6%), seguido de fragmentos de vegetação nativa (11,1%) e florestas plantadas (7,3%) (VALENTE; VETRORAZZI, 2003). A porcentagem de vegetação nativa está em desacordo com a legislação vigente sobre áreas protegidas e áreas de preservação permanentes, segundo a qual tal formação vegetal deveria somar 35% de toda a área da bacia. Outros 15% da área da bacia deveriam ser destinados ao reflorestamento, devido a limitações às práticas agropecuárias impostas por alguns tipos de solos presentes na bacia (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001).

3.2 Seleção e caracterização das microbacias estudadas

Para realização deste trabalho, foram selecionados nove córregos na bacia do rio Corumbataí, de modo que suas microbacias apresentassem diferentes coberturas de solo em suas zonas ripárias. A partir do trabalho de Gerhard (2005), foram selecionados oito córregos amostrados pelo autor que apresentavam diferentes composições de cobertura do solo na zona ripária e ocorrência de pelo menos quatro espécies de caracídeos. Para atender as características citadas acima, houve a necessidade de selecionar mais um córrego para completar a seleção dos nove sítios amostrais.

A cobertura do solo das microbacias selecionadas é dominada por pastagens e canaviais, diferenciando-se apenas na cobertura do solo nas zonas ripárias. Foram classificados os corredores ripários em uma zona-tampão de 30 m ao longo de cada margem em um trecho de 500 m, onde foram realizadas as coletas de peixes e demais variáveis bióticas e abióticas. Esse valor de 30 m foi escolhido devido à legislação brasileira que trata das APPs (Área de Preservação

Permanente) através da Lei Federal n.º 4.771 de 1965, que determina uma faixa desta amplitude para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura.

Para a caracterização detalhada da cobertura do solo das microbacias e das zonas ripárias, foram utilizadas fotografias aéreas na forma de mosaicos ortorretificados (ano 2000, escala 1:30.000) e cartas topográficas (escala 1:10.000, ano 1979, Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC/SP) no formato digital e os softwares ArcView 3.3 e ArcGIS versão 9.1 (Environmental Systems Research Institute) para o trabalho de geoprocessamento. Estes recursos permitem o georeferenciamento das fotografias aéreas, a digitalização dos limites das microbacias e da rede hidrográfica, a classificação dos polígonos de cobertura do solo e os cálculos das métricas da paisagem. Portanto, a caracterização da paisagem das microbacias foi realizada considerando-se quatro escalas de trabalho (Figura 4).

Figura 4 - Esquema dos polígonos usados de cobertura do solo nas quatro escalas espaciais estudadas. TR= zona ripária do Trecho de amostragem; MT= zona ripária do trecho à Montante; RH= zona ripária da Rede Hidrográfica; MB= Microbacia.

Para isto, foram calculadas métricas de composição, ou seja, índices que quantificam cada categoria de uso presente na paisagem das microbacias (Quadro 1). Estas métricas foram obtidas a partir dos mapas categóricos de uso do solo obtidos por fotointerpretação.

Escala	Código	Descrição da variável
Microbacia	MB	inclui toda área definida pelo limite topográfico das microbacias
Zona ripária da rede hidrográfica	RH	inclui toda área da zona ripária definida por uma zona tampão de 30m (<i>buffers</i>) ao redor da rede hidrográfica
Zona ripária do trecho à montante	MT	inclui toda área da zona ripária definida por uma zona tampão de 30m ao redor do trecho do canal amostrado mais um trecho de 500 m à montante do trecho de amostragem
Zona ripária do trecho de amostragem	TR	inclui toda área da zona ripária definida por uma zona tampão de 30m ao redor do trecho de canal amostrado

Quadro 1 - Métricas da paisagem obtidas a partir dos mapas de cobertura do solo

Para verificar se houve algum erro de classificação no uso do solo durante a fotointerpretação ou mudanças no uso do solo desde a data de obtenção das fotografias aéreas, foram realizadas vistorias de campo em cada microbacia. A caracterização da paisagem das microbacias foi realizada de maneira mais detalhada apenas para a categoria de cobertura de floresta (métricas de composição).

3.3 Localização dos pontos de amostragem e descrições das paisagens das microbacias

A Figura 5 mostra a localização dos pontos de amostragem na bacia do rio Corumbataí e a Tabela 1 apresenta o código, o nome dos córregos pertencentes a cada microbacia e as coordenadas à jusante dos trechos amostrados.

Figura 5 - Localização da bacia do rio Corumbataí no Estado de São Paulo e dos córregos amostrados

Tabela 1 - Microbacias dos córregos amostrados na bacia do rio Corumbataí (SP). Coordenadas na projeção UTM, fuso 23S, datum Córrego Alegre. *= coordenadas do início do trecho amostrado

Código	Nome	Município	Altitude (m)	Coordenadas*	
				x	y
S1	Córrego Tamandupá	Piracicaba	585	227.346	7.500.575
S2	Córrego Paredão	Itirapina	585	213.780	7.523.554
S3	Córrego Barro-Frio	Piracicaba	529	226.971	7.505.548
S4	Afluente do Córrego do Jacú	Corumbataí	650	240.713	7.538.579
S5	Córrego da Lapa	Ipeúna	698	212.406	7.517.643
S6	Afluente do Córrego do Jacú	Corumbataí	648	240.907	7.538.304
S7	Córrego do Anzol	Itirapina	674	202.183	7.524.105
S8	Afluente do rio Corumbataí	Corumbataí	500	228.240	7.541.731
S9	Córrego do Rochedo	Ipeúna	578	215.151	7.521.401

Índices da paisagem: Composição

A Tabela 2 apresenta as áreas de cada microbacia e as porcentagens de cada cobertura do solo calculadas a partir dos mapas de uso e cobertura do solo, obtidos pela fotointerpretação das imagens referentes às áreas estudadas. As principais coberturas do solo detectadas nas microbacias estudadas foram pastagem, canavial e fragmentos de floresta. Apenas estas três coberturas estão presentes nas zonas-riparárias do trecho de 500 m de amostragem, no trecho à montante do trecho de amostragem e na rede hidrográfica de cada microbacia (Tabela 3).

Tabela 2 - Porcentagem das categorias da cobertura do solo nas microbacias e área total das microbacias (MB) selecionadas na bacia do rio Corumbataí

	Floresta	Pastagem	Cana	Outras	Área microbacia (ha)
S1	26,4	14,4	56,0	3,2	256,2
S2	40,1	59,0	0,0	0,9	229,7
S3	43,0	19,5	37,5	0,0	586,7
S4	25,3	73,2	1,5	0,0	98,9
S5	37,8	43,6	17,2	1,4	1086,1
S6	19,7	57,1	22,3	0,9	299,1
S7	22,5	68,9	8,1	0,5	289,0
S8	8,5	89,2	0,0	2,3	216,0
S9	23,0	68,0	4,6	4,4	694,4

Tabela 3 - Porcentagem das categorias de cobertura do solo na zona-tampão de 30 m ao redor do trecho de amostragem (TR), do trecho de 500 m à montante do trecho de amostragem (MT) e da rede hidrográfica (RH)

	Trecho			Montante			Rede		
	Floresta	Pastagem	Cana	Floresta	Pastagem	Cana	Floresta	Pastagem	Cana
S1	100,0	0	0	100,0	0,0	0	88,0	11,0	0
S2	99,0	1,0	0	96,6	3,4	0	84,0	14,0	0
S3	95,1	0	4,9	94,6	0,0	5,6	78,0	14,0	8,0
S4	94,4	5,6	0	95,5	4,5	0	70,0	30,0	0
S5	52,1	47,9	0	74,5	25,5	0	65,0	34,0	1,0
S6	43,4	56,6	0	57,4	42,6	0	60,0	39,0	1,0
S7	34,4	65,6	0	65,2	34,8	0	68,0	12,0	19,0
S8	21,1	78,9	0	12,4	87,6	0	25,0	75,0	0
S9	0	100,0	0	6,6	93,4	0	44,0	56,0	0

Os mapas de cobertura do solo das microbacias e dos trechos de amostragem estão representados nas Figuras de 6 a 14. A seguir uma breve descrição de cada microbacia, trecho de amostragem, trecho à montante e rede hidrográfica baseadas nas Tabelas 2 e 3.

A microbacia do córrego S1 possui um predomínio de cana-de-açúcar e um único fragmento de mata ao redor da rede hidrográfica que compreende 26% da cobertura do solo da microbacia. O trecho amostrado e o trecho à montante são recobertos por floresta ripária. A microbacia do córrego S2 apresenta predomínio de pastagem e de floresta, apresentando um único fragmento de floresta que quase recobre toda a rede hidrográfica e um grande fragmento à montante da microbacia. O trecho amostrado e o trecho à montante são recobertos basicamente por floresta ripária. Na microbacia do córrego S3, cana-de-açúcar e pastagem apresentam o predomínio da cobertura do solo e também uma alta porcentagem de floresta. No trecho amostral, no trecho à montante e na rede hidrográfica predomina a floresta ripária, mas aparece uma pequena porcentagem de cana-de-açúcar. Na microbacia do córrego S4, o predomínio é de pastagem, mas há um fragmento contínuo de floresta ripária ao longo do trecho amostral, do trecho à montante e da rede hidrográfica.

O predomínio da cobertura do solo na microbacia do córrego S5 é de pastagem, mas há um grande fragmento de floresta na porção central da microbacia. O trecho amostral e a rede hidrográfica são compostos por floresta ripária e pastagem, enquanto o trecho à montante do trecho amostral é composto apenas por floresta ripária. A microbacia do córrego S6 e o trecho de amostragem apresentam predomínio de pastagem. A cobertura do solo no trecho à montante e na rede hidrográfica é de floresta ripária, mas com grandes proporções de pastagens. O predomínio da cobertura do solo na microbacia do córrego S7 é de cana-de-açúcar. Na sua rede hidrográfica, a cobertura é composta por floresta ripária e menores proporções de cana-de-açúcar e pastagem. À montante do trecho amostrado há basicamente floresta ripária, ao contrário do trecho amostrado que é recoberto por floresta e pastagem.

A principal cobertura do solo na microbacia do córrego S8 é pastagem, que possui pequenos fragmentos de floresta correspondendo a apenas 9% da cobertura da microbacia. Assim, seu trecho amostral, seu trecho à montante e sua rede hidrográfica também apresentam predomínio de pastagem em suas zonas ripárias. A microbacia do córrego S9 possui o predomínio de pastagem e um grande fragmento de floresta que se concentra à montante da microbacia, encosta escarpada de um vale típico de uma região de Cuestas. As zonas-tampão do trecho

amostrado e do trecho à montante são compostas basicamente por pastagem. A rede hidrográfica possui cobertura de pastagem e floresta, pois a maior parte de floresta da bacia encontra-se próxima aos cursos d'água.

Figura 6 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S1, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 7 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S2, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 8 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S3, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 9 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S4, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 10 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S5, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 11 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S6, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 12 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S7, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 13 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S8, pertencente à bacia do rio Corumbataí

Figura 14 - Fotografia aérea (A) e mapa da cobertura do solo da microbacia (B) e do trecho amostrado (C) do córrego S9, pertencente à bacia do rio Corumbataí

A análise de agrupamento UPGMA (Unweighted Pair-Group Average) foi utilizada para verificar possíveis tendências de grupos entre os córregos estudados (Figura 15A). Para este procedimento, foram utilizadas as porcentagens de floresta ripária presente no trecho amostral (TR). A análise reuniu os córregos em três grupos: Floresta Ripária (entre 90 e 100%), Vegetação Mista (30 e 60%) e Pastagem (0 e 20%). Esta classificação foi testada através de uma análise de variância (ANOVA unifatorial), que detectou diferenças entre as categorias de córregos ($F=83,53$; $p<0,001$). De acordo com o teste de Tukey, todas as categorias apresentam diferenças significativas entre si ($p<0,005$) (Figura 15B).

Figura 15 - Dendograma de agrupamento separando os córregos em três categorias pela porcentagem de floresta ripária nos trechos amostrados (A) e médias ($\pm$ erro padrão) das porcentagens de floresta ripária nas microbacias estudadas separando as três categorias de córregos (B). I= córregos com floresta ripária, II= córregos com vegetação mista e III= córregos com pastagem. Médias seguidas por letras diferentes são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p<0,05$)

Este padrão de agrupamento foi utilizado como variável categórica nas análises exploratórias e estatísticas.

3.4 Coleta dos dados

Coleta de dados das características ambientais

Os métodos utilizados para as coletas dos dados para a caracterização física dos canais nos trechos de amostragem (TR) foram baseados no trabalho de Fitzpatrick et al. (1988) e Gerhard (2005). Cada trecho foi marcado a cada 25 m, onde foram realizadas as medidas da largura do canal. Nestes pontos, foram tomadas, a intervalos regulares, medidas da profundidade

do canal (Tabela 4) e do tipo de substrato em seu leito, a partir de uma adaptação da escala de Wentworth (CUMMINS, 1962) (Tabela 5).

Tabela 4 - Larguras e profundidades médias, seguidas de desvio padrão e amplitude de variação mínimo e máximo (m) dos canais dos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso

Córregos	Largura (m)				Profundidade (m)			
	Seco		Chuvoso		Seco		Chuvoso	
	média	amplitude	média	amplitude	média	amplitude	média	amplitude
S1	1,83 ± 0,51	0,95 - 2,90	1,54 ± 0,49	0,95 - 2,85	0,08 ± 0,05	0,00 - 0,26	0,08 ± 0,07	0,01 - 0,30
S2	2,09 ± 0,75	0,85 - 3,55	2,34 ± 0,88	0,95 - 3,95	0,10 ± 0,09	0,00 - 0,41	0,12 ± 0,13	0,00 - 0,58
S3	2,07 ± 0,58	1,00 - 3,25	2,22 ± 0,71	1,05 - 4,00	0,12 ± 0,10	0,01 - 0,50	0,11 ± 0,92	0,00 - 0,48
S4	2,43 ± 1,49	0,80 - 7,40	2,37 ± 1,42	1,10 - 7,50	0,08 ± 0,10	0,00 - 0,52	0,06 ± 0,08	0,00 - 0,53
S5	2,42 ± 0,87	0,80 - 4,45	2,32 ± 0,83	0,20 - 4,15	0,13 ± 0,11	0,00 - 0,73	0,13 ± 0,10	0,00 - 0,46
S6	2,39 ± 1,58	0,15 - 6,20	2,47 ± 1,50	0,90 - 5,50	0,09 ± 0,14	0,00 - 0,75	0,16 ± 0,19	0,01 - 0,85
S7	3,11 ± 1,73	0,85 - 7,30	3,15 ± 1,45	1,15 - 6,95	0,08 ± 0,08	0,00 - 0,32	0,10 ± 0,08	0,00 - 0,37
S8	2,32 ± 1,14	1,10 - 5,90	2,57 ± 1,53	0,70 - 6,70	0,19 ± 0,19	0,00 - 0,93	0,19 ± 0,19	0,01 - 1,00
S9	1,80 ± 1,00	0,30 - 4,40	2,06 ± 0,70	1,10 - 3,50	0,32 ± 0,21	0,01 - 0,77	0,29 ± 0,27	0,01 - 1,10

No trecho amostral (TR), obtiveram-se cinco medidas de oxigênio dissolvido, saturação e temperatura da água, com o auxílio de um oxímetro da marca YSI, modelo 95. Coletou-se uma amostra de um litro de água, que foi acondicionada em gelo e levada para análises laboratoriais. A partir desta amostra de água foram medidos os seguintes parâmetros: acidez, alcalinidade, [CO₂], pH, sólidos suspensos totais, cor aparente, turbidez e condutividade (Tabela 6).

Tabela 5 - Composição percentual dos tipos de substratos nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso. S= seco e C= chuvoso

Categorias de substrato	S1		S2		S3		S4		S5		S6		S7		S8		S9	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Rocha matriz	1.0	3.3	6.0	3.0	4.7	6.6	34.7	26.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0	11.5	7.3	4.4	4.0
Bloco	13.7	5.5	12.0	17.0	0.9	0.0	0.0	1.1	4.3	5.7	1.1	0.0	26.0	27.5	0.0	2.1	0.0	2.0
Matacão	7.8	11.0	27.0	23.0	8.4	4.7	6.9	7.4	41.7	38.1	1.1	3.2	42.7	26.5	1.9	2.1	2.2	8.0
Seixo	22.5	19.8	13.0	20.0	28.0	31.1	13.9	9.5	28.7	40.0	9.5	8.4	12.5	20.6	1.9	4.2	2.2	0.0
Cascalho	26.5	28.6	3.0	7.0	6.5	14.2	1.4	9.5	2.6	2.9	2.1	12.6	4.2	3.9	1.9	3.1	7.7	6.0
Areia	19.6	29.7	28.0	28.0	34.6	37.7	34.7	45.3	5.2	2.9	62.1	63.2	3.1	11.8	41.3	39.6	67.0	39.0
Silte	0.0	2.2	1.0	0.0	0.0	2.8	6.9	0.0	7.0	3.8	8.4	1.1	7.3	3.9	2.9	3.1	0.0	0.0
Matéria vegetal	8.8	0.0	10.0	1.0	15.0	2.8	0.0	0.0	3.5	4.8	14.7	10.5	3.1	0.0	28.8	33.3	13.2	40.0
Tronco	0.0	0.0	0.0	1.0	0.9	0.0	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Argila	0.0	0.0	0.0	0.0	0.9	0.0	0.0	1.1	7.0	1.9	1.1	0.0	0.0	3.9	9.6	5.2	3.3	1.0

Tabela 6 - Análise química e física da água nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP, nos períodos seco e chuvoso. S= seco e C= chuvoso

	S1		S2		S3		S4		S5		S6		S7		S8		S9	
	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C	S	C
Temperatura(°C)	17.2	20.7	15.6	20.1	14.0	19.9	17.9	19.7	19.5	22.0	17.2	23.2	16.4	20.4	18.8	22.5	14.7	21.5
OD (mg.L ⁻¹)	8.6	7.9	9.1	7.9	9.2	7.6	7.6	8.3	9.5	8.4	9.1	8.2	9.0	8.6	8.5	5.6	9.0	6.9
Saturação	89.9	87.0	91.4	87.4	89.1	83.3	79.8	90.4	85.1	95.8	94.7	96.0	91.4	94.9	90.6	64.0	88.4	78.3
pH	7.9	7.8	7	7.1	8.1	8.1	8	7.5	7.3	7.6	8.1	8.2	6.9	7.4	7.3	7.3	6.9	6.9
CO ₂ (mg.L ⁻¹)	0.8	1.1	1.7	0.2	3.4	1.6	1.2	1.6	1.3	0.8	1.2	1.1	2	1.2	3.2	3.6	2.1	0.5
Acidez (mg.L ⁻¹)	3.5	1.0	6.5	1.9	2	3.8	2.5	1.9	1.5	0.5	1	1.0	2	1.0	3.5	2.4	2.5	1.0
Cond. (Ms.CM ⁻¹)	0.18	0.19	0.07	66	0.5	0.4	0.15	0.09	0.06	0.06	0.16	0.19	0.05	0.05	0.09	0.13	0.07	64
Alc. (mg.L ⁻¹)	33.8	44.4	9.4	1.1	236	142	67.6	36	16.6	17.8	101.8	104.8	9.2	17	44	49.6	11	1.3
Turbidez (FTU)	2	5	5	8	6	20	16	142	4	10	5	6	2	21	12	13	18	9
Cor (PtCo)	2	27	16	34	24	92	58	620	15	10	19	23	17	21	27	68	76	40
SST (mg.L ⁻¹)	11.7	20.3	3.3	0.1	10	27.3	29.3	112.7	10.7	19.7	9.7	14.7	25	5.7	16.7	11	35.7	0.1

OD= oxigênio dissolvido, Cond.= condutividade, Alc.= alcalinidade, Cor= cor aparente e SST.= sólidos suspensos totais.

Coleta dos peixes

A família Characidae foi a que teve o maior número de indivíduos nas microbacias selecionadas (GERHARD, 2005). Nesta família, os caracídeos nectônicos selecionados para o presente estudo foram *A. paranae* e *B. iheringii*, tais espécies foram as duas com maior número de ocorrência nos córregos desta bacia.

Os peixes foram capturados nos trechos amostrais durante os meses de julho e agosto de 2005 (período seco) e entre janeiro e fevereiro de 2006 (período chuvoso). As coletas foram realizadas utilizando-se métodos combinados de redes de arrasto, peneiras e armadilhas. Os espécimes capturados foram acondicionados em sacos plásticos e conservados em gelo. No laboratório, os espécimes foram identificados com base em artigos e chaves taxonômicas (BRITSKI, 1972; BRITSKI; SATO; ROSA, 1988; LANGEANI, 1989). As espécies foram comparadas com lotes coletados na mesma região e depositados no Museu de Ictiologia do Instituto de Biologia, Letras e Ciências Exatas - IBILCE (UNESP – São José do Rio Preto). Os espécimes foram eviscerados e os estômagos preservados em formol 4% e posteriormente transferidos para álcool 70%. Foram analisados os estômagos com grau de repleção (GR) entre 2 (parcialmente cheios) e 3 (cheios) (HAHN et al., 1997). Nos locais onde não se atingiu pelo menos 20 estômagos com GR2 e 3, foram utilizados estômagos GR1. Para minimizar os efeitos da variação na dieta devido à ontogenia, foram selecionados apenas os maiores indivíduos de cada espécie por córrego.

Análise da dieta

As análises dos conteúdos gástricos dos peixes foram realizadas sob microscópio estereoscópico e óptico. Os itens alimentares foram identificados até menor nível taxonômico possível com o auxílio de bibliografia especializada (BORROR; DELONG, 1969; McCAFFERTY, 1981; STEHR, 1987; PENNACK, 1989; HOEK; MANNJAHNS, 1995; PES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005). Estes foram analisados de acordo com os métodos de frequência de ocorrência e volumétrico (HYSLOP, 1980). O volume dos itens foi obtido através da compressão do material com lâmina de vidro sobre placa milimetrada, até uma altura conhecida (1 mm), sendo o resultado convertido em mililitros ($1 \text{ mm}^3 = 0,001 \text{ ml}$) (HELLAWELL; ABEL, 1971).

Para caracterizar a dieta foi calculado o Índice Alimentar (IAi%) (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980):

$$IA_i = \frac{F_i \times V_i}{\sum F_i \times V_i} \times 100$$

onde F_i é a frequência relativa de ocorrência do item i (%) e V_i é o volume relativo do item i (% total).

Os itens foram agrupados em categorias alimentares amplas de acordo com sua origem: alóctone, autóctone e mista (itens indeterminados quanto sua origem).

Coleta e preparo das amostras para determinação dos sinais isotópicos

Amostras de matéria orgânica particulada (MOP) em suspensão foram coletadas através de uma rede de plâncton, com malha de 25 μm . A rede foi arrastada na coluna d'água ao longo do trecho amostrado recolhendo-se material concentrado em seu copo coletor. Verificou-se que as amostras de MOP eram compostas por fitoplâncton (Quadro 2), sólidos inorgânicos e detritos. O preparo destas amostras para as análises isotópicas foi através do método de liofilização do material.

Classe	Ordem	Gênero	Córregos								
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9
Dinophyceae					X						
Cyanonophyceae	Oscillatoriales		X							X	
Zygnematophyceae	Desmidiiales	<i>Closterium</i>							X	X	X
		<i>Cosmarium</i>		X				X	X	X	X
		<i>Desmidium</i>			X	X					
		<i>Euastrum</i>							X		
		<i>Micrasterias</i>							X		
		<i>Staurodesmus</i>		X					X		
	Zygnematales	<i>Mougeotia</i>							X		
		<i>Penium</i>							X		
		<i>Netrium</i>									X
	Oedogoniales	<i>Oedogonium</i>	X								
Euglenophyceae	Euglenales	<i>Trachelomonas</i>			X						
Bacillariophyceae	Centrales	<i>Melosira</i>					X			X	X
	Pennales	<i>Pinnularia</i>		X		X	X			X	X
		<i>Nitzschia</i>	X	X			X	X	X	X	X
		<i>Navícula</i>	X				X	X	X		X
		<i>Amphipleura</i>	X				X		X		
		<i>Surirella</i>					X				X
		<i>Cymbella</i>	X								
		<i>Gomphonema</i>	X				X				

Quadro 2 - Algas filamentosas e unicelulares encontradas nas amostras de matéria orgânica particulada (MOP) nos córregos da bacia do rio Corumbataí

As amostras de algas foram coletadas manualmente, quando possível, nos córregos S1, S6 e S8. No laboratório as amostras foram lavadas com água destilada e separada as algas filamentosas. As algas analisadas pertenciam aos gêneros *Oedogonium* (córrego S1), *Oedogonium* e *Zygnema* (córrego S6) e *Nitella* (córrego S8). Estas amostras foram secas em estufa a 50°C, posteriormente maceradas e utilizado o pó fino.

Amostras do sedimento superficial do leito foram coletadas manualmente ao longo do trecho amostral com o auxílio de um copo coletor. No laboratório, as amostras foram triadas (retirando pedaços de material vegetal e pedras) e secas em estufa a 50°C. As amostras foram homogeneizadas e peneiradas, utilizando apenas o pó fino para a pesagem.

Através de um transecto longitudinal ao longo da vegetação ripária próxima ao canal, foram coletadas amostras de folhas e ramos de árvores, arbustos e folhas de gramíneas. Para as análises isotópicas utilizaram-se amostras de folhas das árvores (C₃) mais abundantes (3 a 7 amostras) e folhas de gramíneas (C₄) (Quadro 3). Todas as amostras foram secas em estufa a 50 °C e passadas em moinho de facas com peneira de 1 mm, para obtenção de pó fino.

Córregos	Gêneros/Espécies
S1	<i>Croton urucurana</i> , <i>Guarea guidonia</i> , <i>Inga marginata</i> , <i>Saccharum officinarum</i> *, <i>Tabernaemontona catharinensis</i> , <i>Tecoma stans</i> , <i>Trichilia castigra</i> ,
S2	<i>Acacia plumosa</i> , <i>Chusquea</i> sp, <i>Inga vera</i> , <i>Matayaba elaeagnoides</i> , <i>Metrodorea nigra</i> , <i>Tabernaemontona catharinensis</i>
S3	<i>Allophylus edulis</i> , <i>Eugenia florida</i> , <i>Galipea multiflora</i> , <i>Inga marginata</i> , <i>Saccharum officinarum</i> *
S4	<i>Acacia</i> sp, <i>Galipea multiflora</i> , <i>Inga vera</i> , <i>Inga marginata</i> , <i>Melinis minutiflora</i> *
S5	<i>Acacia polyphylla</i> , <i>Celtis iguanae</i> , <i>Pera glabrata</i> , <i>Solanum</i> sp
S6	<i>Bauchinia forticate</i> , <i>Croton floribundus</i> , <i>Inga vera</i> , <i>Melinis minutiflora</i> *, <i>Metrodorea nigra</i>
S7	<i>Bauchinia forticate</i> , <i>Glochnatia polymorpha</i> , <i>Metrodorea nigra</i> , <i>Paspalum notatum</i> *, <i>Pleophoyum dubium</i>
S8	<i>Acacia plumosa</i> , <i>Melinis minutiflora</i> *, <i>Piper</i> sp, <i>Serjania</i> sp
S9	<i>Acacia plumosa</i> , <i>Croton urucurana</i> , <i>Paspalum notatum</i> *

Quadro 3 - Amostras de plantas C₃ e C₄ coletadas nos corredores ripários dos córregos na bacia do rio Corumbataí (SP), utilizadas para as análises isotópicas. *espécies de plantas C₄

Também foram amostrados macroinvertebrados de origem autóctone e alóctone passíveis de serem consumidos pelas duas espécies de caracídeos. A entrada de material de origem alóctone nos córregos foi amostrada por 20 bandejas plásticas de retenção (área total de 1,8 m²), pintadas

na cor marrom e instaladas por um período de 48 horas. Duas bandejas foram distribuídas a cada 50 m do trecho de amostragem. Para as análises isotópicas das amostras de macroinvertebrados terrestres, foram processadas as ordens/famílias mais abundantes por local (Araneae, Hymenoptera, Formicidae, Diptera, Hemiptera-Auchenorrhyncha, Coleoptera, Lepidoptera e Orthoptera).

Os organismos bentônicos foram coletados através de um amostrador tipo *Surber* com malha de 125 μm e área de 0,09 m^2 . Foram coletadas sete amostras aleatórias em trechos cuja profundidade era o suficiente para a utilização do aparelho e o fundo revolvido por um período de três minutos. Estas amostras foram fixadas no campo em álcool 80% e, no laboratório, triadas, identificadas e contadas. Para as análises isotópicas foram analisadas as seguintes famílias: Simuliidae, Chironomidae, Elmidae, Psephenidae, Libellulidae, Empididae, Hydropsychidae e Leptohyphidae e Caenidae. As amostras dos macroinvertebrados terrestres e aquáticos foram secas em estufa a 50°C e, quando estes apresentavam tamanhos reduzidos, foram utilizados organismos inteiros para a pesagem. Para os indivíduos maiores, procurou-se retirar pequenos pedaços de cada indivíduo, evitando-se a utilização das cabeças, asas e patas.

Foram retiradas amostras da musculatura (sem pele e escamas) e próxima à base da nadadeira dorsal de 10 indivíduos adultos de cada espécie dos caracídeos. Estas amostras de músculos foram etiquetadas e congeladas, juntamente com o espécime, para o caso de haver necessidade da retirada de outras amostras de músculos do mesmo indivíduo. As amostras foram secas em estufa a 50°C e posteriormente maceradas. Foram utilizadas amostras de 5 indivíduos para a análise isotópica.

Todas as amostras para as análises isotópicas foram pesadas em cápsula de estanho: MOP (1,2 a 1,5 mg), sedimento (50 a 100 mg), plantas (1,8 a 2,0 mg), macroinvertebrados terrestres e aquáticos (0,8 a 1,1 mg) e músculos dos caracídeos (1,2 a 1,5 mg).

Análise isotópica

As composições isotópicas em carbono e em nitrogênio das amostras foram determinadas a partir da tomada de uma alíquota de aproximadamente um miligrama de amostra, através da combustão das amostras sob fluxo contínuo de hélio, em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN - 1110) acoplado a um espectrômetro de massa Thermo Finnigan Delta Plus. Os gases CO_2 e N_2 foram liberados e purificados de outros subprodutos da combustão e separados por cromatografia gasosa antes de serem injetados no espectrômetro de massa.

As razões isotópicas dos elementos carbono e nitrogênio são expressas pela relação entre o isótopo mais pesado sob o mais leve, ou seja, $^{13}\text{C}: ^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}: ^{14}\text{N}$. Os resultados são expressos pela notação delta (δ) em partes por mil (‰) e calculados por meio da fórmula:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{ou}} \delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

onde $R = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$, fornecendo o valor de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da amostra em relação ao padrão. O padrão utilizado para o carbono foi o PDB e para o nitrogênio, o N_2 atmosférico.

3.5 Análises dos dados

Os dados limnológicos (físico-químicos) e estruturais dos córregos (geomorfológicos), bem como o período de estudo (seco e chuvoso) foram ordenados utilizando a análise de componentes principais (PCA; PEARSON, 1901; GAUCH JUNIOR, 1986). Para determinar quais eixos dos componentes principais (CP) seriam retidos, os autovalores dos eixos foram comparados com o autovalor gerado dentro da hipótese de aleatoriedade obtido do modelo de “broken-stick” (JACKSON, 1993), e somente os CPs com autovalores maiores foram utilizados para interpretação.

A fim de encontrar padrões espaciais (córregos) e temporais (seca e cheia) na dieta das espécies, os dados sobre a ecologia alimentar foram tabulados, explorados e analisados em tabelas e gráficos. E a análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA; GAUCH JUNIOR, 1986; JONGMAN, BRAAK; VAN TONGEREN, 1995) foi utilizada para sumarizar os dados da dieta das espécies. Esta análise foi realizada com os valores dos volumes dos itens alimentares consumidos pelas espécies nos córregos amostrados e períodos. Todos os cálculos das análises de ordenação foram efetuados através do programa PC-ORD 4 (MACCUNE; MEFFORD, 1997).

Os padrões de sobreposição alimentar entre as espécies foram obtidos de acordo com Índice de Pianka (KREBS, 1999):

$$O_{jk} = \frac{\sum_i^n p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n p_{ij}^2 \sum_{i=1}^n p_{ik}^2}}$$

onde O_{jk} = sobreposição de alimentar de Pianka entre espécies j e espécie k ; p_{ij} = proporção do recurso i no total de recursos utilizados pela espécie j ; p_{ik} = proporção do recurso i no total de recursos utilizados pela espécie k ; n = número total de recursos.

Este índice varia de 0 a 1, com o valor 1 indicando sobreposição completa. O critério utilizado para aferir a relevância da sobreposição alimentar foi o mesmo preconizado por Zaret e Rand (1971), onde valores maiores ou iguais a 0,6 indicam sobreposição alimentar biologicamente significativa.

Para verificar a importância relativa do carbono de plantas de ciclo fotossintético C_4 para cada espécie de peixe, utilizou-se a equação adaptada de Forsberg et al. (1993):

$$\%C_4 = \left[1 - \frac{\delta^{13}C_{peixe} - \delta^{13}C_4}{\delta^{13}C_{padrão} - \delta^{13}C_4} \right] \times 100$$

onde $\%C_4$ = contribuição das plantas C_4 ; $\delta^{13}C_{peixe}$ = valor médio $\delta^{13}C$ das espécies de peixes amostrados; $\delta^{13}C_{padrão}$ = valor médio $\delta^{13}C$ de uma espécie de *Astyanax* de um local referência; $\delta^{13}C_4$ = valor médio das plantas C_4 .

Como as amostras dos músculos dos peixes são oriundas de microbacias alteradas, utilizamos como padrão os valores de $\delta^{13}C$ de uma espécie de *Astyanax* do ribeirão do Carmo no Parque do Morro do Diabo, que drena uma microbacia recoberta de floresta estacional semidecidual (VIEIRA, 2005). Para se obter o valor de $\delta^{13}C_{padrão}$, foi realizada a média do $\delta^{13}C$ do menor valor encontrado para *A. paranae* e *B. iheringii* nos córregos amostrados e o valor médio de $\delta^{13}C$ da amostra do ribeirão do Carmo.

Análises Estatísticas

Para investigar se os escores gerados pelas ordenações (PCA e DCA) apresentaram padrões diferenciados, foram realizadas análises de variâncias multivariadas (MANOVAs) entre os escores da PCA em relação aos dados físico-químicos, como também para DCA baseada na dieta das espécies. Para isso, utilizaram-se como fatores os períodos (seco e chuvoso) e as categorias de córregos (Floresta Ripária, Vegetação Mista e Pastagem) para os eixos da PCA. Já para os eixos da DCA, foram os fatores períodos (seco e chuvoso) e espécie. Sendo que, o fator categorias de córregos (Floresta Ripária, Vegetação Mista e Pastagem) para os eixos da DCA foi testado pela ANOVA unifatorial. Para testar as diferenças evidenciadas pelas análises de

variâncias multivariadas e unifatorial, foi aplicado o teste de Tukey para identificar quais médias dos escores foram diferentes.

Para comparar os sinais isotópicos das fontes e dos caracídeos por categoria de córrego, foi aplicada uma análise de variância (ANOVA unifatorial) e utilizado o teste de Tukey para a comparação das médias. Para identificar quais variáveis abióticas e quais escalas da paisagem estariam influenciando a dieta das espécies, foram realizadas correlações entre os eixos da PCA e os da DCA. Assim como, entre as porcentagens das coberturas do solo com os escores da PCA, da DCA e dos sinais isotópicos.

Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados e o nível de significância estatística adotada foi $p < 0,05$. Para executar estas análises foi utilizado o “software” Statistica™ (2005).

4 RESULTADOS

4.1 Características ambientais

Os eixos CP1 e CP2 da PCA foram retidos para análises, que juntos explicaram 37,4% da variabilidade total dos dados (CP1 20,5% e CP2 16,9%). Os autovalores gerados para os dois primeiros eixos estão apresentados na Tabela 7 e aqueles superiores a 0,200 foram considerados influentes na ordenação.

Tabela 7 - Componentes principais das variáveis abióticas (físico-químicas da água e estrutura do canal) de nove córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Valores em negrito representam valores maiores que 0,200

Variáveis abióticas	CP1	CP2
Areia (%)	0,357	-0,053
Material vegetal (%)	0,283	0,338
Profundidade (m)	0,242	0,331
Rocha matriz (%)	0,200	-0,257
Cor aparente (PtCo)	0,192	-0,339
CO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,190	0,043
Turbidez (FTU)	0,169	-0,341
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	0,158	-0,382
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	0,095	-0,182
Argila (%)	0,077	0,202
Acidez (mg.L ⁻¹)	0,057	-0,005
Temperatura (°C)	0,042	0,076
Condutividade (ms.cm ⁻¹)	0,038	0,226
pH	0,016	-0,285
Cascalho (%)	0,015	-0,151
Tronco (%)	-0,067	-0,086
Largura (m)	-0,182	0,031
Silte (%)	-0,194	0,012
Saturação	-0,237	-0,181
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	-0,242	-0,140
Seixo (%)	-0,298	-0,150
Bloco (%)	-0,342	0,075
Matacão (%)	-0,388	0,071

As variáveis Areia, Material Vegetal (compostas por gramíneas), Profundidade e Rocha Matriz foram correlacionadas positivamente com o CP1, e as variáveis Oxigênio Dissolvido, Seixo, Bloco e Matacão foram negativamente correlacionadas com este eixo (Figura 16A). O CP2 separou positivamente as variáveis Profundidade, Material Vegetal, Argila e Condutividade, e negativamente as variáveis Turbidez, Cor aparente, Sedimento, Rocha Matriz e pH. O gráfico de ordenação, através dos componentes CP1 e CP2, separou nitidamente os córregos por suas categorias (ver Figura 15), sendo que o córrego S6 aproximou-se espacialmente aos de categoria de Pastagem, por apresentar elevada quantidade de Areia em seu leito.

Figura 16 - Escores derivados da Análise de Componentes Principais eixo 1 e eixo 2 envolvendo as variáveis das análises físico-químicas da água e de estrutura do canal para os riachos estudados (A) e valores médios dos escores de cada córrego, associados aos componentes CP1 e CP2 da Análise de Componentes Principais, por categoria de riachos. Barras representam $\pm$ um erro padrão (B)

Os eixos CP1 e CP2 da PCA também evidenciaram o córrego de Floresta Ripária S4 dos demais por apresentar maiores valores de Rocha Matriz, Areia, Turbidez, Cor Aparente e Sólidos Suspensos Totais. A análise de variância multivariada (MANOVA) mostrou diferença significativa entre as médias apresentadas pelas variáveis abióticas em relação às categorias de córregos ($F= 14,76$; $p< 0,001$) (Figura 16B). Porém, a MANOVA não mostrou diferenças significativas entre as variáveis relativas ao fator período (seco e chuvoso) para ambos os eixos. Assim, de acordo com o teste de Tukey, apenas os córrego de Pastagem foram diferentes dos córregos de Vegetação Mista.

4.2 Composições das dietas

4.2.1 Dieta geral e hábitos alimentares

Foram capturados 871 e 572 indivíduos de *A. paranae*, nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, e 1.676 e 1.742 indivíduos de *B. iheringii* nos mesmos períodos (Tabela 8). A tabela abaixo também mostra o número de estômagos analisados, a amplitude do comprimento padrão dos indivíduos das duas espécies e períodos.

Tabela 8 - Número de indivíduos capturados (N), número de estômagos analisados (n) e amplitude do comprimento padrão máximo e mínimo (cm) dos indivíduos analisados, nos períodos seco e chuvoso

Córregos	<i>A. paranae</i>						<i>B. iheringii</i>					
	Seco			Chuvoso			Seco			Chuvoso		
	N	n	Amplitude	N	n	Amplitude	N	n	Amplitude	N	n	Amplitude
S1	164	20	5,02 – 6,56	134	20	4,19 – 6,45	74	20	4,06 – 5,13	153	20	4,17 – 5,55
S2	77	20	4,18 – 6,80	71	20	3,83 – 5,46	63	20	3,70 – 5,13	84	20	4,05 – 5,48
S3	04	04	3,14 – 4,53	02	02	4,55 – 5,19	185	20	3,72 – 4,94	138	20	3,62 – 4,89
S4	214	20	4,08 – 6,69	157	20	4,59 – 7,09	272	20	4,08 – 5,17	193	20	4,11 – 5,03
S5	79	20	4,17 – 6,60	48	20	4,39 – 8,09	135	20	3,80 – 5,44	113	20	4,01 – 5,43
S6	130	20	3,20 – 5,06	71	20	4,25 – 6,40	390	20	4,22 – 5,29	444	20	4,17 – 5,12
S7	103	20	5,15 – 7,61	63	20	4,20 – 6,31	61	20	4,38 – 5,91	173	20	4,39 – 5,58
S8	60	20	2,60 – 4,93	11	11	2,22 – 4,06	420	20	4,00 – 4,97	388	20	4,02 – 4,92
S9	40	20	3,02 – 4,48	15	15	2,85 – 4,29	76	20	3,03 – 4,59	56	20	3,11 – 4,23
Total	871	164		572	148		1.676	180		1.742	180	

Foram analisados um total de 312 estômagos de *A. paranae* e 360 de *B. iheringii*. Das amostras coletadas os maiores indivíduos de ambas as espécies foram preferencialmente escolhidos para análise, para evitar a influência ontogenética na análise da dieta.

A dieta geral das espécies foi reunida em oito grupos alimentares e identificada quanto a sua origem (Quadro 4). Através da análise da dieta, verificou-se que as espécies utilizaram uma ampla gama de itens alimentares (58 itens) nos córregos amostrados, distribuídos entre as espécies e locais.

Recursos	Origem	Descrição
Inseto Aquático	Autóctone	Trichoptera, Coleoptera (Elmidae, Psephenidae), Coleoptera adulto, (Elmidae), Megaloptera, Plecoptera, Hemiptera, Odonata, Ephemeroptera, Diptera (Chironomidae, Simuliidae, Ceratopogonidae, Empididae, Stratiomyidae, Psychodidae, Dolichopodidae e Dixidae)
Inseto Terrestre	Alóctone	Hymenoptera, Formicidae, Hemiptera (Auchenorrhyncha e Heteroptera), Diptera, Orthoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Thysanoptera, Dermaptera, Coleoptera (larva e adulto), Lepidoptera (larva e adulto)
Invertebrado Aquático	Autóctone	Tecameba, Hydracarina, Ostracoda, Nematoda
Invertebrado Terrestre	Alóctone	Acari, Aranae, Collembola
Peixe	Autóctone	Escama
Vegetal Terrestre	Alóctone	folhas, sementes, frutos e flores de plantas C ₃ e folhas e sementes de plantas C ₄
Algas	Autóctone	<i>Zygnema</i> , <i>Oedogonium</i> , <i>Spirogyra</i> , <i>Batrachospermum</i> , <i>Cyanobacteria</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Closterium</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Pennales</i> e <i>Centrales</i>
Detrito/Sedimento	Mista	matéria orgânica particulada em diferentes estágios de decomposição com participação variável de partículas minerais

Quadro 4 - Itens alimentares consumidos por *A. paranae* e *B. iheringii* nos córregos da bacia do rio Corumbataí

A dieta de *A. paranae* foi caracterizada pelo elevado consumo de insetos terrestres e uma menor proporção de vegetais terrestres e insetos aquáticos, determinando o hábito alimentar insetívoro terrestre (Figura 17). Dentre os insetos terrestres destacaram-se formicídeos, coleópteros e hemípteros. Os vegetais terrestres foram representados principalmente por fragmentos de folhas e sementes de plantas C₃. Dentre os insetos aquáticos, quironomídeos, tricópteros e efemerópteros foram os mais registrados. As categorias Detrito/Sedimento e Algas foram poucas expressivas na dieta.

O caracídeo *B. iheringii* consumiu preferencialmente insetos aquáticos (Figura 17), principalmente as formas imaturas de efemerópteros, tricópteros, simulídeos e quironomídeos, demonstrando um hábito insetívoro aquático. Houve um consumo considerável de detritos e

sedimentos pela espécie (IAi = 25%). Os insetos terrestres foram poucos representados na dieta, sendo representados principalmente por fragmentos de insetos.

Figura 17 - Dieta geral de *A. paranae* e *B. iheringii* nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento

4.2.2 Variação espacial e temporal das dietas de *A. paranae* e *B. iheringii*

A dieta de *A. paranae* foi variada entre os córregos em relação aos períodos de coleta (Figura 18A e 18B). Para esta espécie, nos córregos S1 e S4 houve maior consumo de vegetais terrestres no período seco e uma substituição por insetos terrestres no período chuvoso. Nos córregos S2 e S3 a dieta foi semelhante entre os dois períodos, sendo que a espécie consumiu principalmente insetos terrestres. Nestes locais no período chuvoso, houve ainda um acréscimo no consumo de vegetais terrestres (principalmente fragmentos de folhas e sementes) (Quadro 5). No córrego S5, a espécie consumiu principalmente insetos terrestres no período seco, insetos e vegetais terrestres no período chuvoso. Apesar da dieta da espécie ser composta por insetos terrestres em ambos os períodos no córrego S7, houve um incremento de detritos e algas filamentosas (*Zygnema*) no período chuvoso. Nos demais locais (córregos S6, S8 e S9), a espécie apresentou mudanças marcantes na dieta com relação aos períodos e aos outros córregos. No córrego S6, a dieta de *A. paranae* apresentou uma grande variação entre os períodos, por consumir principalmente detritos e sedimentos no período seco, além de fragmentos de insetos aquáticos e de folhas e formicídeos no período chuvoso. No córrego S8, a preferência foi para algas

filamentosas (*Zygnema* e *Oedogonium*) e detritos no período seco. Enquanto que no período chuvoso, a espécie consumiu principalmente insetos aquáticos e menores proporções de detritos e algas. Já para o córrego S9, a espécie alimentou-se de insetos aquáticos e terrestres no período seco e de detritos, insetos aquáticos e algas filamentosas (*Spirogyra*) no período chuvoso.

Figura 18 - Percentual (IAi%) das dietas de *A. paranae* [seco (A) e chuvoso (B)] e *B. iheringii* [seco (C) e chuvoso (D)] nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento

A dieta de *B. iheringii* (Figura 18C e 18D) na maioria dos córregos (S1 a S5) tanto no período seco quanto no chuvoso foi baseada em insetos aquáticos. Entretanto, os grupos taxonômicos de insetos aquáticos variaram entre riachos (Quadro 5). No córrego S4 houve um incremento de detritos na dieta da espécie no período seco e no córrego S5 um aumento no consumo de detritos no período chuvoso. Nota-se que nos córregos S1 a S4, houve um aumento na ingestão de insetos terrestres no período chuvoso em relação ao período seco. No córrego S7, *B. iheringii* alimentou-se de insetos aquáticos (principalmente efemerópteros, tricópteros e quironomídeos) no período seco e grande proporção de detritos e sedimentos no período chuvoso. Nos córregos S6 e S8 a espécie consumiu preferencialmente sedimentos e detritos em ambos os períodos. Detritos, sedimentos e insetos aquáticos foram os itens principais na dieta de *B. iheringii* no córrego S9 nos dois períodos, com menor proporção de insetos aquáticos no período chuvoso.

Córregos	<i>A. paranae</i>		<i>B. iheringii</i>	
	Seca	Chuvosa	Seca	Chuvosa
S1	Fragmentos de folhas (plantas C ₃)	Formicídeos e sementes (plantas C ₃)	Simulídeos e efemerópteros	Fragmentos de insetos aquáticos, efemerópteros e simulídeos
S2	Formicídeos, himenópteros e coleópteros	Coleópteros, formicídeos e fragmentos de folhas e sementes (C ₃)	Tricópteros	Tricópteros, fragmentos de insetos aquáticos e efemerópteros
S3	Hemípteros, fragmentos de insetos terrestres e formicídeos	Fragmentos de insetos terrestres e folhas (C ₃) e formicídeos	Efemerópteros e fragmentos de insetos aquáticos	Efemerópteros e fragmentos de insetos aquáticos
S4	Fragmentos de folhas e sementes C ₃ , formicídeos e efemerópteros	Formicídeos e himenópteros	Fragmentos de insetos aquáticos, efemerópteros e detritos	Fragmentos de insetos aquáticos e terrestres, simulídeos, formicídeos e psefenídeos
S5	Formicídeos e hemípteros	Fragmentos de insetos terrestres e folhas (C ₃) e efemerópteros	Efemerópteros, detritos e tricópteros	Tricópteros, fragmentos de insetos aquáticos e sedimento
S6	Detritos e sedimentos	Fragmentos de insetos aquáticos, folhas (C ₃) e formicídeos	Sedimentos e detritos	Sedimentos e detritos
S7	Hemípteros, formicídeos e coleópteros	Himenópteros, detritos e Algas filamentosas (<i>Zygnema</i>)	Efemerópetos, tricópteros e quironomídeos	Detritos e sedimentos
S8	Algas filamentosas (<i>Zygnema</i> , <i>Oedogonium</i>) e detritos	Fragmentos de insetos aquáticos e detritos	Sedimentos, detritos e fragmento de folhas (C ₄)	Sedimentos e detritos
S9	Simulídeos, formicídeos, tricópteros e detritos	Detritos, algas filamentosas (<i>Spirogyra</i>) e pupas de dípteros	Sedimentos, detritos, tricópteros, fragmentos de insetos aquáticos e simulídeos	Detritos e sedimentos

Quadro 5 - Principais itens alimentares consumidos por *A. paranae* e *B. iheringii* nos períodos seco e chuvoso em córregos da bacia do rio Corumbataí

4.2.3 Origem dos recursos

Os recursos de origem alóctone foram os mais consumidos por *A. paranae* na maioria dos córregos tanto no período seco (Figura 19A) como no chuvoso (Figura 19B). No córrego S6, houve uma inversão no uso de recursos: a espécie consumiu itens de origem indeterminada (detritos e sedimentos) na estação seca e recursos alóctones (principalmente insetos terrestres) na estação chuvosa. Nos córregos S8 e S9, os recursos principais foram os itens de origem autóctone nas duas estações. Na estação chuvosa no córrego S9, a espécie consumiu tanto recursos de origem autóctone, quanto de origens alóctone e mista.

Figura 19 - Percentual (IAi%) das origens do recursos consumidos por *A. paranae* nos períodos seco (A) e chuvoso (B) e *B. iheringii* nas estações seca (C) e chuvosa (D) nos córregos da bacia do rio Corumbataí

A origem dos recursos alimentares consumidos por *B. iheringii* nos córregos S1 a S5 foi basicamente autóctone no período seco (Figura 19C). Nestes mesmos córregos, no período chuvoso, além do grande consumo de recursos autóctones pela espécie, houve um aumento na ingestão de recursos alóctones, principalmente no córrego S4 (Figura 19D). No córrego S7, *B. iheringii* consumiu preferencialmente itens autóctones no período seco e recursos mistos na estação chuvosa. A espécie ingeriu recursos de origem mista nos córregos S6 e S8 nas duas estações. No córrego S9, *B. iheringii* consumiu proporcionalmente itens de origem autóctone e mista em ambas as estações, com um incremento maior de itens mistos nos períodos seco e chuvoso.

4.2.4 Sobreposição alimentar

A sobreposição alimentar entre as espécies na maioria dos córregos foi irrisória (Tabela 9). No entanto, o córrego S6 apresentou alta sobreposição apenas no período seco, devido ao elevado consumo de detritos e sedimentos. Já para o córrego S9 a sobreposição alimentar foi elevada nos dois períodos, sendo que as dietas se assemelharam devido ao maior consumo de insetos aquáticos

(principalmente tricópteros e simulídeos) no período seco e pela maior ingestão de detritos, no chuvoso.

Tabela 9 - Sobreposição alimentar das espécies por córrego e períodos seco e chuvoso nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Valores em negrito representam sobreposição alimentar biologicamente significativos de acordo com Zaret e Rand (1971)

Córregos	Seco	Chuvoso
S1	0,21	0,44
S2	0,06	0,33
S3	0,19	0,24
S4	0,47	0,53
S5	0,10	0,21
S6	0,94	0,04
S7	0,24	0,28
S8	0,32	0,27
S9	0,62	0,82

4.2.5 Variações nas dietas por categoria de riachos

Nos córregos de Floresta Ripária, *A. paranae* consumiu principalmente Insetos Terrestres nos períodos seco e chuvoso, havendo um incremento de Vegetal Terrestre no período seco. Uma maior proporção de Insetos Terrestres também foi consumida pela espécie nos córregos de Vegetação Mista em ambos os períodos, apresentando um incremento na dieta de Vegetal Terrestre e Inseto Aquático no período chuvoso. Nos córregos de Pastagem, a espécie apresentou uma maior variedade de itens alimentares consumidos, onde o recurso principal foi Inseto Aquático nos dois períodos, além de menores proporções de Inseto Terrestre e Algas. No período chuvoso houve ainda a ingestão de Detrito/Sedimento em grande proporção. A categoria Algas não foi registrada nos córregos de Floresta e foi pouco expressiva nos de Vegetação Mista nos dois períodos estudados (Figura 20A e B). Os itens de origem alóctone foram os mais consumidos por *A. paranae* nos córregos de Floresta Ripária e de Vegetação Mista em ambos os períodos. Diferentemente destas categorias de córregos, a espécie consumiu principalmente recursos de origem autóctone nos córregos de Pastagem em ambos os períodos, cabe destacar o acréscimo de recursos mistos e alóctones no período chuvoso (Figura 21A e B) para essa categoria de córrego.

Houve alterações marcantes na dieta de *B. iheringii* de acordo com as categorias de córregos. Insetos aquáticos foram predominantes na dieta desta espécie nos córregos de Floresta Ripária em ambos os períodos, com um aumento no consumo de Inseto Terrestre no período chuvoso. Nos córregos de Vegetação Mista, *B. iheringii* consumiu maiores proporções de Inseto

Aquático seguido de Detrito/Sedimento no período seco, e o inverso ocorreu no período chuvoso. Nos córregos de pastagem houve o predomínio de Detrito/Sedimento em ambos os períodos (Figura 20C e D). Com relação à origem dos recursos consumidos, houve uma inversão no consumo de recursos autóctones nos córregos de Floresta Ripária para recursos mistos nos de Pastagem, tanto no período seco quanto no chuvoso (Figura 21C e D).

Figura 20 - Percentual (IAi%) da dieta de *A. paranae* no período seco (A) e no período chuvoso (B) e da dieta de *B. iheringii* no período seco (C) período chuvoso (D) nas categorias de córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. IAQ= insetos aquáticos, ITR= insetos terrestres, IVA= invertebrados aquáticos, IVT= invertebrados terrestres, PEI= peixes, VTR= vegetal terrestre, ALG= algas, DET= detrito/sedimento

Figura 21 - Percentual (IAi%) da origem do recursos alimentares de *A. paranae* no período seco (A) e período chuvoso (B) e da origem do recursos alimentares de *B. iheringii* no período seco (C) e período chuvoso (D) nas categorias de córregos da bacia do rio Corumbataí

4.2.6 Variações nas dietas

Os padrões nas composições das dietas das espécies nos períodos seco e chuvoso e as variações espaciais por categoria de córregos, já discutidos e apresentados graficamente (ver Figuras 18, 19, 20 e 21) foram sumarizados pela análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA). Os eixos retidos para a interpretação dos escores gerados pela DCA foram os eixos 1 (autovalor = 0,51) e 2 (autovalor = 0,18) que juntos concentram a maior variação dos dados (Figuras 22, 23 e 24). De acordo com os escores dos eixos plotados da DCA, não há um padrão temporal definido (Figura 22A) em relação a dietas das espécies, porém o eixo 1 mostra nitidamente que as espécies possuem preferências alimentares distintas. Os itens alimentares que foram responsáveis pela distribuição de *A. paranae* foram insetos terrestres e vegetais terrestres (Figura 22B). Por outro lado a distribuição de *B. iheringii* em relação ao eixo 1 (Figura 22A) foi tendenciada pelos itens alimentares insetos aquáticos e detrito/sedimento (Figura 22B). Esse padrão seguiu as proporções do IAi (ver Figura 17) referentes aos itens na dieta de cada espécie.

Figura 22 - Ordenação das dietas de *A. paranae* e *B. iheringii* por local e períodos seco e chuvoso (A) e dos recursos alimentares ingeridos pelas espécies (B) nos córregos da bacia do rio Corumbataí

A análise de variância multivariada (MANOVA) aplicada sobre os escores dos eixos 1 e 2 da DCA, utilizando como fatores categóricos as espécies e os períodos amostrados, não identificou distinção na dieta em relação aos períodos seco e chuvoso, ou seja, as espécies não apresentaram diferenças temporais significativas ($F= 1,08$; $p= 0,35$) no consumo de recursos alimentares (Figura 23A). Contudo, há diferenças significativas entre as dietas de ambas ($F= 60,18$; $p< 0,001$) (Figura 23B), pois os itens preferenciais não são os mesmos (Figura 22B).

Figura 23 - Média e erro padrão dos escores dos eixos 1 e 2 da DCA entre as dietas nos períodos seco e chuvoso (A) e das espécies *A. paranae* e *B. iheringii* (B) nos córregos da bacia do rio Corumbataí

As diferenças entre as dietas das espécies estudadas também foi distinta em relação às categorias de córregos, tanto para o eixo 1 ($F= 22,11$; $p< 0,001$) quanto para o eixo 2 ($F= 4,56$; $p< 0,02$) (Figura 24A e B).

Figura 24 - Ordenação das dietas de *A. paranae* e *B. iheringii* (A) e média ($\pm$ erro padrão) dos escores dos eixos 1 e 2 da DCA entre as dietas (B) por categorias de riachos dos córregos da bacia do rio Corumbataí

O teste de Tukey distinguiu as dietas de *A. paranae* e *B. iheringii* nas distintas categorias de córregos, em que a categoria Floresta Ripária diferiu das demais categorias tanto para o eixo 1, quanto para o eixo 2. Aparentemente as diferenças encontradas nas dietas de *A. paranae* e *B. iheringii* nas categorias de córregos foram influenciadas por alguns fatores locais (variáveis abióticas), pois o eixo 1 da DCA foi significativamente correlacionado com o CP2 da PCA, realizada com as variáveis físico-químicas da água e estruturais dos canais dos córregos (Tabela 10).

Tabela 10 - Coeficiente de correlação (*Pearson*) entre os eixos 1 e 2 da DCA aplicada para as dietas das espécies e os componentes 1 e 2 da PCA aplicados para as variáveis físico-químicas da água e estruturais dos canais. Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram marcadas com *

Eixos	CP1	CP2
DCA1	0,24	0,33*
DCA2	0,24	0,21

4.3 Determinação isotópica das fontes alimentares e dos caracídeos *A. paranae* e *B. iheringii*

Na Tabela 11 encontram-se os valores médios das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das possíveis fontes alimentares potenciais para as espécies de caracídeos estudadas. Nota-se variação dos sinais isotópicos na maioria das fontes em relação às categorias de córregos. A maior parte dos sinais de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais leves nos córregos de Floresta Ripária e mais pesados nos córregos de Vegetação Mista e Pastagem (Figura 25). Uma das exceções foi com relação aos insetos aquáticos, que apresentaram sinais mais leves tanto nos córregos de Floresta Ripária quanto nos de Pastagem, não apresentando diferenças entre si. Neste caso, os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ dos córregos de Vegetação Mista foram que apresentaram maiores valores, diferindo das demais categorias de córregos. Os sinais de $\delta^{15}\text{N}$ nos córregos de Floresta Ripária foram menores do que nas demais categorias. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das amostras de C_3 e Matéria Orgânica Particulada (MOP), e de $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de plantas C_3 e C_4 , sedimentos, MOP e aranhas não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,005$) entre as categorias de riachos. Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ de insetos terrestres e algas, e de $\delta^{15}\text{N}$ dos insetos aquáticos e algas apresentaram diferenças significativas ($p < 0,005$) entre todas as categorias de riachos. As médias das demais fontes apresentaram diferenças significativas em pelo menos uma das categorias de córregos.

Tabela 11 - Valores médios e desvio padrão de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das possíveis fontes alimentares para *A. paranae* e *B. iheringii* por categoria de cobertura do solo na zona ripária em córregos da bacia do rio Corumbataí-SP. Médias seguidas por letras diferentes na mesma linha são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)

Fontes	Sinais Isotópicos	Floresta Ripária	Vegetação Mista	Pastagem
Plantas C_3	$\delta^{15}\text{N}$	$1,9 \pm 3,3$ a	$1,2 \pm 1,5$ a	$3,5 \pm 2,4$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-31,0 \pm 1,7$ a	$-28,5 \pm 1,3$ b	$-28,0 \pm 1,00$ b
Plantas C_4	$\delta^{15}\text{N}$	$3,3 \pm 1,9$ a	$3,0 \pm 0,7$ a	$2,1 \pm 0,1$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-12,2 \pm 0,7$ a	$-12,30 \pm 0,6$ a	$-12,7 \pm 0,4$ a
Macrófitas	$\delta^{15}\text{N}$	-	-	$7,8 \pm 1,6$
	$\delta^{13}\text{C}$	-	-	$-29,6 \pm 0,9$
Algas	$\delta^{15}\text{N}$	$7,7 \pm 0,1$ a	$1,8 \pm 0,03$ c	$4,3$ ab
	$\delta^{13}\text{C}$	$-32,2 \pm 0,43$ b	$-40,6 \pm 0,09$ a	$-25,0$ c
MOP	$\delta^{15}\text{N}$	$4,9 \pm 1,0$ a	$5,0 \pm 0,3$ a	$5,7 \pm 1,0$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-25,5 \pm 1,1$ a	$-24,0 \pm 1,6$ a	$-23,4 \pm 0,4$ a
Sedimento	$\delta^{15}\text{N}$	$3,7 \pm 1,2$ a	$3,5 \pm 0,49$ a	$2,9 \pm 1,0$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-25,2 \pm 2,4$ a	$-24,4 \pm 2,2$ ab	$-20,7 \pm 1,5$ b
Insetos Aquáticos	$\delta^{15}\text{N}$	$4,2 \pm 1,7$ c	$5,8 \pm 1,4$ b	$7,3 \pm 1,2$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-26,4 \pm 1,6$ a	$-21,2 \pm 4,8$ b	$-26,8 \pm 1,4$ a
Insetos Terrestres	$\delta^{15}\text{N}$	$4,3 \pm 2,3$ b	$5,5 \pm 2,2$ b	$7,8 \pm 1,5$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-24,6 \pm 2,5$ a	$-20,5 \pm 3,1$ b	$-17,7 \pm 3,6$ c
Collembola	$\delta^{15}\text{N}$	$0,4 \pm 0,8$ b	$2,3 \pm 1,3$ ab	$6,0 \pm 2,7$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-26,8 \pm 1,5$ a	$-22,9 \pm 0,45$ b	$-20,0 \pm 0,6$ b
Aranae	$\delta^{15}\text{N}$	$7,52 \pm 2,2$ a	$7,6 \pm 0,9$ a	$10,5 \pm 0,2$ a
	$\delta^{13}\text{C}$	$-25,2 \pm 1,30$ a	$-22,8 \pm 0,7$ ab	$-20,9 \pm 1,4$ b

Foram analisadas 82 amostras de músculos de *A. paranae* ($n = 37$) e *B. iheringii* ($n = 45$) nas três categorias de córregos. Apenas indivíduos adultos e de comprimento padrão semelhante foram utilizados nas análises isotópicas (Tabela 12), a fim de eliminar efeitos de ontogenia.

Tabela 12 - Comprimento padrão (CP) e desvio padrão dos indivíduos de *A. paranae* e *B. iheringii* amostrados para as análises isotópicas e o número de amostras de músculos analisados (n)

Categorias de córregos	<i>A. paranae</i>		<i>B. iheringii</i>	
	CP	n	CP	n
Floresta Ripária	$5,78 \pm 0,84$	17	$4,58 \pm 0,19$	20
Vegetação Mista	$5,70 \pm 1,00$	15	$5,18 \pm 0,27$	15
Pastagem	$4,16 \pm 0,33$	10	$4,47 \pm 0,28$	10
Total		37		45

Os sinais isotópicos médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos músculos de *A. paranae* e *B. iheringii* apresentaram diferenças significativas em pelo menos uma das categorias de córregos (Tabela 13). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ para ambas as espécies foram mais leves nos córregos de Floresta Ripária e mais pesados nos córregos de Vegetação Mista (Figura 25). A média dos sinais de $\delta^{13}\text{C}$ de *A. paranae* nos córregos de Floresta Ripária apresentou diferença significativa para as demais categorias. Os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ de *B. iheringii* apresentaram diferenças entre todas as categorias. Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ para ambas as espécies foram mais deplecionados nos córregos de Floresta Ripária e mais enriquecidos nos córregos de Vegetação Mista e Pastagem. As médias dos sinais de $\delta^{15}\text{N}$ de *A. paranae* diferiram entre todas as categorias e, para *B. iheringii*, os valores isotópicos nos córregos de Floresta Ripária foram diferentes dos demais.

Tabela 13 - Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de músculos de *A. paranae* e *B. iheringii* por categoria de cobertura do solo na zona ripária em córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Médias seguidas por letras diferentes na mesma linha são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). ** diferença significativa na interação *A. paranae* x *B. iheringii*

	Sinais Isotópicos	Floresta Ripária	Vegetação Mista	Pastagem
<i>A. paranae</i>	$\delta^{13}\text{C}$	$-23,8 \pm 0,8$ a	$-21,0 \pm 2,2$ b**	$-21,4 \pm 2,0$ b
<i>B. iheringii</i>	$\delta^{13}\text{C}$	$-23,5 \pm 2,2$ a	$-18,0 \pm 2,4$ c**	$-21,2 \pm 1,9$ b
<i>A. paranae</i>	$\delta^{15}\text{N}$	$9,3 \pm 0,9$ c	$10,5 \pm 1,2$ b	$11,5 \pm 0,6$ a
<i>B. iheringii</i>	$\delta^{15}\text{N}$	$9,9 \pm 1,1$ b	$11,2 \pm 0,5$ a	$12,0 \pm 0,6$ a

Figura 25 - Relação entre os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das amostras de músculos de *A. paranae* e *B. iheringii* e das possíveis fontes alimentares nos córregos com Floresta Ripária (A), Vegetação Mista (B) e Pastagem (C) ITR= insetos terrestres; IAQ= insetos aquáticos; SED= sedimento; MOP= matéria orgânica particulada; C₃= plantas com ciclo fotossintético C₃; C₄= plantas com ciclo fotossintético C₄; ALG= algas e MAC= macrófitas

4.3.1 Contribuição de plantas C₄ para *A. paranae* e *B. iheringii*

Como esperado, houve maior contribuição percentual de carbono de plantas C₄ para *A. paranae* nos córregos de Vegetação Mista (42%) e de Pastagem (39%), e menor contribuição nos córregos de Floresta Ripária (20%) (Figura 26). A análise de variância (ANOVA unifatorial) identificou diferenças significativas entre as médias de contribuição percentual de C₄ para *A. paranae* entre as categorias de córregos ($F= 8,87$; $p= 0,02$). A média de contribuição dos córregos de Floresta Ripária diferiu significativamente das categorias de Vegetação Mista e Pastagem, sendo que estas não diferiram entre si.

Figura 26 - Valores percentuais da contribuição de carbono de origem de plantas C₄ encontrados nas amostras de músculos de *A. paranae* e *B. iheringii* nas categorias de cobertura do solo dos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. Médias seguidas por letras diferentes nas mesmas colunas são estatisticamente diferentes pelo teste de Tukey ($p<0,05$)

A contribuição percentual de C₄ nos músculos de *B. iheringii* foi semelhante a *A. paranae*, sendo maior nos córregos de Vegetação Mista (60%) e de Pastagem (38%) e menor nos córregos de Floresta Ripária (22%) (Figura 26). A ANOVA unifatorial também revelou diferenças significativas entre as médias da contribuição percentual de C₄ para *B. iheringii* ($F= 4,95$; $p= 0,05$), em que as médias diferenciadas foram para os córregos de Vegetação Mista em relação aos de Floresta Ripária, porém os córregos de Pastagem não diferiram dos demais.

4.4 Relações das escalas espaciais com as variáveis abióticas e bióticas

As variáveis físico-químicas da água e estruturais dos leitos foram fortemente correlacionadas com as coberturas do solo nas três escalas correspondentes à zona ripária dos canais (Tabela 14). O CP1, representado pelas variáveis de substratos rochosos e maiores valores de OD, foi correlacionado com a porcentagem de floresta na categoria RH (zona ripária da Rede Hidrográfica), enquanto as variáveis que formaram o CP2 foram correlacionadas com as escalas TR (zona ripária do Trecho de amostragem), MT (zona ripária do trecho à Montante) e RH. Apenas a escala MB (Microbacia) não apresentou correlação com os componentes da PCA.

Tabela 14 - Análise de correlação de *Spearman* entre as quatro escalas de cobertura do solo (%) e os componentes da PCA (aplicadas nas variáveis físico-químicas da água e estruturais do canal) e os componentes da DCA (aplicadas nas dietas das espécies). Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram marcadas com *. TR = zona ripária do trecho de amostragem; MT = Zona ripária do trecho à montante; RH = zona ripária da rede hidrográfica; MB = microbacia

Eixos	TR	MT	RH	MB
CP1	-0,34	-0,40	-0,51*	-0,34
CP2	-0,61*	-0,60*	-0,51*	-0,38
DCA1	-0,55*	-0,56*	-0,59*	-0,59*
DCA2	-0,35*	-0,38*	-0,43*	-0,46*

Os dois eixos da DCA foram correlacionados com as quatro escalas de cobertura do solo (Tabela 14). Isto demonstra que as dietas das espécies são influenciadas não apenas pelo entorno dos canais, mas que a cobertura do solo nos demais trechos da rede de drenagem das microbacias interfere nas cadeias alimentares dos córregos.

Os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ dos insetos terrestres, colêmbolos, aracnídeos e de sedimentos apresentaram correlação inversa com as escalas TR e RH (Tabela 15). Apenas os insetos terrestres apresentaram correlação com a MB, e dentre as espécies de caracídeos, somente *A. paranae* apresentou correlação significativa com a escala TR. No geral, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram mais correlacionados com as três escalas das zonas ripárias do que com a MB. Com relação aos sinais isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ das fontes e dos caracídeos, as amostras de plantas C_3 e colêmbolos apresentaram correlação inversa com TR e RH, sendo apenas as plantas C_3 e os insetos terrestres que possuíram correlação com MB. Os insetos aquáticos apresentaram fortes tendências (acima de 0,55) de correlações positivas com todas as escalas, sendo apenas a correlação com RH significativa. O caracídeo *B. iheringii* apresentou correlação dos sinais de $\delta^{15}\text{N}$ com a escala TR.

Tabela 15 - Análise de correlação de *Spearman* entre as variáveis porcentagens da cobertura do solo e os sinais isotópicos das possíveis fontes alimentares e dos músculos de *A. paranae* e *B. iheringii* nos córregos da bacia do rio Corumbataí, SP. MOP= matéria orgânica particulada. Diferenças significativas ($p < 0,05$) foram marcadas com *

	$\delta^{13}\text{C}$				$\delta^{15}\text{N}$			
	TR	MT	RH	MB	TR	MT	RH	MB
<i>Fontes</i>								
C ₃	-0,77*	-0,36	-0,63	-0,40	-0,88*	-0,44	-0,80*	-0,73*
C ₄	-0,13	0,64	-0,02	-0,32	-0,68*	-0,16	-0,48	-0,38
Insetos terrestres	-0,72*	-0,34	-0,75*	-0,78*	-0,42	-0,11	-0,45	-0,72*
Insetos aquáticos	0,21	-0,05	0,29	0,33	0,63	0,58	0,75*	0,62
Collembola	-0,92*	-0,44	-0,82*	-0,55	-0,87*	-0,43	-0,75*	-0,43
Aranae	-0,73*	-0,46	-0,70*	-0,63	-0,38	-0,34	-0,38	-0,30
Sedimento	-0,78*	-0,69	-0,78*	-0,50	0,10	0,08	0,18	0,20
MOP	-0,70*	-0,03	-0,58	-0,53	-0,15	-0,14	-0,07	0,00
<i>Consumidores</i>								
<i>A. paranae</i>	-0,70*	0,08	-0,58	-0,57	-0,50	-0,61	-0,48	-0,25
<i>B. iheringii</i>	-0,43	0,38	-0,28	-0,43	-0,67*	-0,29	-0,57	-0,60

Observa-se que grande parte dos valores dos sinais de $\delta^{15}\text{N}$ das amostras dos córregos de Pastagem são mais enriquecidos (ver Tabelas 11 e 13). Como exemplo, utilizamos a relação entre as porcentagens de floresta nas diferentes escalas espaciais e os valores de $\delta^{15}\text{N}$ das duas espécies de caracídeos (Figura 27). As linhas nas figuras representam uma tendência para os valores de $\delta^{15}\text{N}$, que aumentam conforme diminui a porcentagem de floresta, principalmente nas escalas correspondentes à zona ripária. A escala MB apresenta menor relação entre os sinais de $\delta^{15}\text{N}$ das espécies, principalmente para *A. paranae*.

Figura 27 - Relação entre as porcentagens de floresta nas quatro escalas espaciais e os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos músculos de *A. paranae* e *B. iheringii*. TR= zona ripária do Trecho de amostragem, MT= zona ripária do trecho à Montante, RH= zona ripária da Rede Hidrográfica, MB= Microbacia

5 DISCUSSÃO

Dietas das espécies

As espécies estudadas apresentaram dietas diferenciadas, não compartilhando dos mesmos recursos alimentares, pois a dieta de *A. paranae* foi baseada em insetos terrestres e a de *B. iheringii* em insetos aquáticos. Apesar de consumirem principalmente estes dois recursos, as espécies demonstraram flexibilidade alimentar ao consumirem outros itens alimentares. Desta forma, neste trabalho classificou-se *A. paranae* como classificada como insetívora terrestre e *B. iheringii* como insetívora aquática. Alguns autores definiram a dieta de *A. paranae* como onívora (VILELLA; BECKER; HARTZ, 2002; BENNEMANN et al., 2005), insetívora (UIEDA; BUZZATO; KIKUCHI, 1997), onívora com tendência à insetivoria (CASTRO; CASATTI, 1997; ROQUE et al., 2003; FERREIRA, 2004; FERREIRA, 2007) e detritívora com tendência a herbivoria (ABELHA et al., 2006). A dieta de *B. iheringii* foi classificada como onívora e detritívora (CASTRO, 2003; ORICOLLI; BENNEMANN, 2006), onívora e bentófoga (CARZOLA; DURÁN; TEJERA, 2003) e insetívora (PINTO; UIEDA, 2007).

O conhecimento dos itens alimentares consumidos pelas espécies de peixes indica com quais ambientes as cadeias alimentares se interligam (SABINO; DEUS E SILVA, 2004). De acordo com as dietas, há uma segregação espacial entre as espécies, ou seja, estão utilizando compartimentos diferentes da coluna d'água dos córregos para obtenção de seus alimentos (distribuição vertical). Através da observação comportamental de peixes em diversos tipos de ambientes aquáticos, Lowe-McConnell (1999) indicou um mundo tridimensional, onde certas espécies utilizam compartimentos diferentes na coluna d'água (superfície, meio e fundo). Segundo esta autora, os peixes utilizam a forma e coloração do corpo para ajustar-se ao modo de vida e à posição na coluna d'água. Hahn e Loureiro-Crippa (2006), ao estudarem a dieta de duas espécies simpátricas de caracídeos em bancos de macrófitas de lagoas na planície de inundação do rio Paraná, constataram que as mesmas exploravam recursos alimentares diferentes, sugerindo haver segregação na dimensão de nicho trófico entre elas. As mesmas autoras consideram que estas duas espécies apresentam especialização no uso de recursos alimentares, que pode ser um processo evolutivo relacionado à especialização trófica e ao uso do ambiente. A coexistência sugerida neste trabalho não implica em competição ou partilha de recursos pelas espécies estudadas. Connell (1980) define a coevolução como um processo que permitiu que muitas espécies coexistissem. Segundo este autor, quando duas espécies coexistem, a competição pode

ser difusa, fraca ou nem mesmo existir. A ausência de competição pode ocorrer por diversos motivos, dentre os quais o passado evolutivo é o menos provável (CONNELL, 1980). Quando as espécies apresentam um histórico evolutivo diferenciado, não implica que sua co-ocorrência atual seja fruto de uma co-ocorrência de milhares de anos, mas sim resultado de um passado de adaptações a diferentes condições ambientais.

Aparentemente, as espécies estão utilizando diferentes táticas alimentares para obtenção dos alimentos. De acordo com Casatti e Castro (2006), as espécies de caracídeos nectônicos apresentam características típicas de peixes que nadam ativamente na coluna d'água, como corpo comprimido, posição lateral dos olhos, nadadeiras peitorais laterais e extensas nadadeiras anais. A maior parte da origem dos recursos ingeridos por *A. paranae* são alóctones, sugerindo que a espécie obtém seus alimentos na superfície ou itens arrastados pela corrente (Figura 28).

Figura 28 - Esquema ilustrativo das táticas alimentares empregadas por *A. paranae* e *B. iheringii*, inferidas através das análises das dietas das espécies nos córregos da bacia do rio Corumbataí

Sabino e Castro (1990) verificaram que a tática alimentar mais comum para os caracídeos *Hollandichthys multifasciatus* e *Mimagoniates microlepis* foi a cata na superfície da água, podendo capturar também os itens arrastados pela corrente. A mesma tática foi observada por Sabino e Zuanon (1998) para os caracídeos *Hemigrammus strictus*, *Moenkausia collettii* e *Bryconops giacopinni*.

A maioria dos recursos utilizados por *B. iheringii* foi de origem autóctone e mista, o que sugere que a espécie obtenha seus alimentos junto ao substrato e itens arrastados pela corrente (Figura 28). Castro (2003) através de análises ecomorfológicas e de conteúdos estomacais em afluente de reservatório no Alto Paranapanema indicou que *B. iheringii* ocupava preferencialmente a coluna intermediária da água e o substrato. Casatti (1996) verificou que indivíduos de *Bryconamericus* sp em um trecho de corredeira no curso superior do rio São Francisco (sudeste do Brasil) apresentaram diversas táticas na captura dos alimentos. A predominante foi a cata de itens arrastados pela corrente e a poda de raízes submersas da vegetação ripária, de macrófitas aquáticas e na superfície de rochas. Segundo a autora, esta espécie também foi observada acompanhando grupos de *Apareiodon* e aproveitando os restos de epílton removidos por esta espécie. O mesmo comportamento foi observado para *Astyanax bimaculatus* que seguiam “fuçadores de substratos” e consumiam insetos, crustáceos, detritos e algas revolvidos do substrato (SAZIMA, 1986). Segundo Gerhard² (informação verbal), indivíduos de *Bryconamericus microcephalus* do rio Betari na bacia do rio Ribeira de Iguape, foram observados realizando especulação de substrato inconsolidado, como areia, e cata de itens arrastados pela correnteza. Outros caracídeos nectônicos possuem o comportamento de busca pelo alimento em toda a coluna d’água e a cata de itens juntos ao substrato, como *Deuterodon iguape* (SABINO; CASTRO, 1990; SABINO; DEUS E SILVA, 2004; BARRETO; ARANHA, 2006) e *Knodus moenkhausi* (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI, 2007).

Tais inferências sobre o comportamento alimentar de *A. paranae* e *B. iheringii* foram baseadas nas dietas das mesmas nos diversos córregos aqui estudados. Mas, de acordo com Ferreira et al. (em preparação), através de análises ecomorfológicas e das dietas destas espécies, indicaram que indivíduos de *A. paranae* são peixes comprimidos lateralmente associados aos remansos, ocupando e forrageando na coluna d’água, da sua região intermediária à superfície. Já indivíduos de *B. iheringii* nadam ativa e continuamente associados a ambientes de maior fluxo,

² Gerhard, P. Embrapa Amazônia Oriental - Centro de Pesquisas Agropecuárias do Trópico Úmido (CPATU).

ocupando a coluna d'água da sua região intermediária ao fundo, realizando a especulação do substrato.

O espectro alimentar nas dietas dos peixes pode ser influenciado tanto pelas condições ambientais quanto pela biologia de cada espécie (DEUS; PETRERE-JÚNIOR, 2003; ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). As dietas diferenciadas e a segregação espacial entre *A. paranae* e *B. iheringii* podem estar relacionadas com a morfologia da boca destas espécies. Neste trabalho foi observado que a posição da boca de *A. paranae* é terminal e sua dieta foi baseada em insetos terrestres, enquanto *B. iheringii* apresenta boca sub-terminal e dieta baseada em insetos aquáticos. De maneira geral, diferenças nas dietas dos peixes correspondem a adaptações morfológicas nos aparatos alimentares (HERDER; FREYHOF, 2006). De acordo com Cassemiro; Hahn e Rangel (2003), a posição e a morfologia da boca podem indicar o espaço tridimensional onde o peixe se alimenta. Russo; Hahn e Pavanelli (2004) ao analisarem a dieta e morfologia trófica de duas espécies de *Bryconamericus* na bacia do rio Iguaçu (região Sul do Brasil), detectaram que uma das espécies apresentava boca terminal e se alimentava de insetos terrestres e a outra espécie possuía boca sub-terminal e se alimentava de insetos aquáticos. Em um riacho tropical no Vietnã, Herder e Freyhof (2006) constataram que espécies com a posição da boca superior e terminal se alimentaram de insetos terrestres e itens arrastados pela corrente, e as espécies com boca sub-terminal e inferior se alimentaram de detritos, fragmentos de plantas vasculares ou invertebrados no substrato. De acordo com Labropoulou e Eleftheriou (1997), diferentes dietas podem ser devidas a diferenças nas morfologias dos aparatos tróficos das espécies e na forma de forrageamento. Borges et al. (2006) verificaram que a boca das larvas de *B. aff. iheringii* num reservatório do rio Piquiri (Estado do Paraná), são subterminais durante todo o desenvolvimento da espécie, o que apresentaria vantagens para a captura de algas e zooplâncton, que foram os principais itens alimentares consumidos pelas larvas desta espécie.

Os insetos aquáticos foram muito consumidos por *B. iheringii*, mas também tiveram participação como item alimentar de *A. paranae*, principalmente nos córregos cuja zona ripária é dominada por pastagem. Além de algumas espécies de peixes tomarem este alimento no leito dos corpos d'água, os macroinvertebrados possuem o mecanismo de deslocamento através da coluna d'água. Apesar da maioria dos invertebrados que ocorrem em rios e riachos serem bentônicos, estes organismos possuem o hábito da deriva, que é uma atividade pela qual eles entram na coluna d'água e são transportados pelo riacho através da correnteza (SMOCK, 2007). Grande parte dos

macroinvertebrados que utilizam a deriva como mecanismo de dispersão realiza esta atividade no período noturno ou crepuscular (SMOCK, 2007), mas também ocorre deriva desses organismos durante o dia, tanto por eventos naturais (dispersão ativa ou chuvas intensas) ou artificiais (entrada e pisoteio de gado nos leitos dos corpos d'água). Não apenas os insetos aquáticos fazem parte do conjunto de indivíduos que compõem a deriva, mas também os insetos adultos terrestres das áreas ripárias podem ser transportados pela corrente (ROQUE et al., 2003).

Os peixes podem sofrer alterações nas dietas através de modificações espaciais e sazonais do habitat, pois locais e períodos distintos apresentam diferentes condições abióticas e de ofertas de recursos alimentares (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). Neste trabalho, as duas espécies de caracídeos não apresentaram diferenças temporais significativas em suas dietas. Outras variáveis foram mais determinantes na diferenciação das dietas, como a estrutura dos canais e a cobertura do solo nos corredores ripários (ver adiante) do que pelos períodos hidrológicos. Neste estudo apenas podemos fazer inferências sobre a sazonalidade das dietas das espécies, pois estas foram coletadas em um período chuvoso e num período seco. Para estudos sazonais, o ideal seria um programa de coletas em várias estações por alguns anos, para poder detectar efetivamente padrões temporais nas dietas. Características distintas entre os períodos seco e chuvoso podem determinar ofertas diferenciadas de recursos para as espécies. Por exemplo, revoadas de insetos no início do período chuvoso e aumento das precipitações, e conseqüentemente dos níveis das águas, resultarão em um aumento no carreamento de recursos externos para os corpos d'água. Lowe-McConnell (1999) verificou que as dietas são mais especializadas durante a estação chuvosa quando há maior abundância de recursos do que na estação seca, onde as espécies compartilham a baixa disponibilidade de recursos. Mazzoni e Rezende (2003) encontraram diferenças sazonais na dieta do caracídeo *Deuterodon* sp com relação ao maior consumo de itens animais na estação cheia e itens vegetais na estação seca. Rezende e Mazzoni (2003) verificaram que *Bryconamericus microcephalus* apresentou variação sazonal na dieta em um córrego de Mata Atlântica primária onde, na estação seca, houve o predomínio de itens alóctones e, na estação chuvosa, consumo semelhante de artrópodes de origem terrestre e aquática. No presente estudo, *A. paranae* só apresentou mudanças temporais marcantes no córrego S6, pois houve uma inversão no consumo de recursos alóctones no período chuvoso para misto no período seco. Já *B. iheringii* apresentou mudanças temporais no consumo nos córregos S4 e S7. O córrego S4 apresentou alta turbidez da água e sedimentos em suspensão

em ambos os períodos e o córrego S7 apresentou um aumento na porcentagem de areia no substrato no período chuvoso. Tais características dificultam a obtenção de insetos aquáticos e a espécie aproveitaria a disponibilidade de outras categorias alimentares como Inseto Terrestre (córrego S4) e Detrito/Sedimento (córrego S7) no período chuvoso. Ortaz (2001) e Ceneviva-Bastos e Casatti (2007) também verificaram a redução no consumo de insetos aquáticos de alguns caracídeos em córregos durante o período chuvoso.

Os baixos valores de sobreposição alimentar ($<0,60$) nos dois períodos estudados confirmam a separação das espécies pelos recursos alimentares utilizados. Segundo Zaret e Rand (1971) sobreposição é o uso simultâneo por mais de uma espécie pelos mesmos recursos, independente da abundância dos mesmos. Os peixes que utilizam o mesmo habitat ou microhabitat tendem a mostrar baixas sobreposições alimentares (LOWE-McCONNELL, 1999), o que pode ser inferido para as espécies estudadas. Estas características, que determinam uma baixa sobreposição entre as dietas das espécies em riachos, também foram encontradas por Zaret e Rand (1971); Sabino e Castro (1990) e Uieda; Buzzato e Kikuchi (1997). Uieda; Buzzato e Kikuchi (1997), estudando o hábito alimentar dos peixes de um riacho de serra no sudeste do Brasil, observaram que, na maioria dos casos de sobreposição ocorridos, as espécies apresentaram diferenças na distribuição espacial. Zaret e Rand (1971) em um riacho no Panamá observaram maior sobreposição de nicho na estação seca, atribuindo tal fato a escassez de recursos alimentares. Deus e Petrere-Júnior (2003) encontraram maiores valores de sobreposição alimentar no verão (estação chuvosa) para a maioria das espécies em um riacho de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. Estes autores enfatizaram que a diferença de sobreposição entre o verão e o inverno indica uma variação na disponibilidade alimentar. No córrego C6, que é um córrego com pouca cobertura florestal e assoreado, na estação seca houve sobreposição nas dietas das espécies devido ao consumo elevado de detritos e sedimentos. Isto é, as espécies estariam em busca de alimentos neste compartimento do córrego. A presença de macrófitas no córrego S9 pode ser a razão da sobreposição na dieta entre as espécies nas duas estações, pois ocorre uma maior disponibilidade de insetos aquáticos nestes locais, que é confirmada pelo alto consumo deste recurso. Segundo Bowden; Glime e Riis (2007) a presença de macrófitas em riachos afeta a composição do substrato e modifica os padrões do fluxo da água. Estes autores inferem que nestes locais os peixes tendem ser mais abundantes porque há mais alimento e abrigo. Gerhard (2005) constatou que o córrego do Rochedo (córrego S9) foi um dos riachos da bacia do rio Corumbataí

com maior abundância e diversidade de espécies. Neste córrego, nos trechos onde o substrato não é recoberto por macrófitas ou gramíneas, a maior parte é composta por areia, o que poderia responder o grande consumo de detritos e sedimentos pelas espécies. De acordo com Gerking (1994) e Uieda; Buzzato e Kikuchi (1997), invertebrados aquáticos, detritos e sedimentos, normalmente não são recursos limitados em riachos.

Influência da cobertura do solo das zonas ripárias nas dietas das espécies

Houve diferenças espaciais marcantes entre as dietas das espécies em relação às categorias de córregos estudadas, demonstrando que há influência da cobertura do solo das zonas ripárias nas dietas das espécies nestes ecossistemas. Alterações na cobertura do solo, além de alterar a composição e abundância das espécies de riachos (STAUFFER; GOLDSTEIN; NEWMAN, 2000; GROWNS et al., 2003; GERHARD, 2005), possuem diversas implicações para as dietas das espécies (HICKS, 1997; ROWE et al., 1999; FERREIRA, 2004).

As principais categorias alimentares consumidas por *A. paranae* alteraram de Insetos Terrestres nos córregos de Floresta Ripária e Vegetação Mista, para uma maior variedade de categorias consumidas nos córregos de Pastagem, principalmente Insetos Aquáticos, Detrito/Sedimento, Insetos Terrestres e Algas. Muitos autores encontraram para *A. paranae* uma dieta baseada por recursos alóctones (UIEDA et al., 1987; ROQUE et al., 2003; FERREIRA, 2004; ARRUDA, 2007; FERREIRA, 2007) e outros por recursos autóctones (UIEDA; BUZZATO; KIKUCHI, 1997; VILELLA; BECKER; HARTZ, 2002). Modificações também foram observadas em *B. iheringii*, que apresentou uma dieta baseada em Insetos Aquáticos nos córregos de Floresta Ripária e de Detrito/Sedimento nos córregos de Pastagem. Nos córregos de Vegetação Mista, esta espécie consumiu em proporções similares estas duas categorias. Pinto e Uieda (2007) verificaram a dieta de *B. iheringii* em trechos de um riacho que apresentava tanto a presença quanto a ausência de mata ripária e encontraram a uma dieta baseada em recursos autóctones em ambas as situações. Oricolli e Bennemann (2006) detectaram que os recursos mistos e autóctones foram os principais consumidos por *B. iheringii* em quatro córregos com diferentes graus de antropização (agrícola e urbano) na bacia do rio Tibagi (Sul do Brasil). Castro (2003) verificou que apenas recursos mistos foram consumidos por esta espécie em um córrego afluente de reservatório.

Os alimentos utilizados por peixes de riachos florestados podem ser provenientes do ambiente aquático ou da floresta marginal. Nestes ambientes, mesmo quando os peixes se alimentam de recursos autóctones, a fonte primária destes alimentos tem origem alóctone, que são dependentes dos nutrientes da matéria orgânica oriunda da vegetação ripária, considerada a base da cadeia trófica em riachos florestados (GREGORY et al., 1991; BRETSCHKO; WAIDBACHER, 2001; SABINO; DEUS E SILVA, 2004). Esteves e Lóbon-Cerviá (2001) verificaram, em um riacho de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil, que a maioria das espécies consumiu recursos autóctones e apenas 35% ingeriram itens alóctones. Porém estes autores mostraram que as espécies que se alimentaram de recursos alóctones perfizeram mais de 80% da abundância total, demonstrando que a maior parte da biomassa dos peixes de riachos florestados utiliza estes recursos. A relativa importância de recursos alóctones e autóctones para assembléia de peixes em riachos pode ser dependente das condições ambientais específicas de cada local (LUZ-AGOSTINHO et al., 2006) e a participação de cada recurso vai depender de cada espécie (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI, 2007). Podemos inferir que as dietas das espécies nos córregos com maiores porcentagem de floresta em suas zonas ripárias, são as dietas preferências das espécies perante um ambiente não ou menos alterado. Barreto e Aranha (2006), em um estudo com quatro espécies de Characiformes em um córrego de Mata Atlântica, sugerem que a plasticidade exibida pelas espécies permita a partilha de recursos disponíveis, pois as mesmas utilizaram tanto recursos alóctones quanto autóctones. Os mesmos autores ainda indicam que os altos consumos de itens alóctones nas dietas demonstram a importância da vegetação marginal como fonte de recurso, sendo fundamental para o equilíbrio desses ecossistemas e manutenção dessas comunidades. Grandes alterações nas florestas ripárias podem modificar substancialmente a estrutura da comunidade de peixes principalmente em rios de pequeno porte, mesmo levando-se em conta a plasticidade alimentar de suas espécies (SABINO; CASTRO, 1990), além de ocasionar maior pressão por recursos autóctones (BARRETO; ARANHA, 2006).

Além do fornecimento de alimentos para a biota aquática, as florestas ripárias funcionam como uma zona tampão da vertente das microbacias para os corpos d'água, proporcionando sombreamento, formação de microhabitats por troncos e reduzindo a entrada de sedimentos (NAIMAN; DÉCAMPS; McCLAIN, 2005). Neste estudo, as dietas das espécies foram correlacionadas com algumas características do leito, principalmente com o substrato. Com a substituição das florestas, principalmente nas zonas ripárias, aumenta a sedimentação dos leitos

dos riachos, acarretando na diminuição da profundidade e no aumento nas larguras dos canais, reduzindo a heterogeneidade do leito e modificando a morfologia do canal. O aumento da entrada de sedimento nos riachos afeta tanto os macroinvertebrados aquáticos quanto a ictiofauna. A sedimentação e conseqüentemente o aumento da turbidez, prejudica a detecção de presas pelos peixes visualmente orientados, como são os casos dos caracídeos nectônicos, que estão entre os mais representativos na fauna neotropical. Os córregos de Floresta Ripária e Vegetação Mista apresentaram substrato rochoso (com exceção do córrego S6) e os córregos de Pastagem um substrato arenoso e presença de gramíneas.

Ao consumir outros itens alimentares nos córregos de Pastagem, as espécies demonstraram comportamento oportunista, que é característico de pequenos caracídeos nectônicos, que utilizam características morfológicas e comportamentais para obter recursos alimentares alternativos perante as alterações ambientais. Além disto, apresentam adaptabilidade trófica, por alterarem sua dieta em razão de mudanças na disponibilidade de recursos frente à heterogeneidade dos ambientes e frente às mudanças naturais ou artificiais (antrópicas). De acordo com Ferreira e Casatti (2006), quando ocorre mudança das fontes energéticas alóctones para autóctones na biota aquática, é provável que determinadas espécies sejam localmente excluídas e outras favorecidas.

Com a falta de sombreamento nos córregos de Pastagem, ocorre maior proliferação de algas, tornando-se um recurso disponível em maior quantidade quando comparados com os ambientes florestados. Isto foi constatado nas dietas de *A. paranae* e *B. iheringii* no córrego S8 (Pastagem), onde as espécies consumiram maiores proporções de algas filamentosas. Nos córregos de Pastagem havia presença tanto de colônias de algas filamentosas flutuantes quanto aderidas nas gramíneas submersas e macrófitas (observação pessoal). Vale ressaltar que nos córregos com maior cobertura florestal, *A. paranae* não apresentou algas filamentosas na dieta e esta foi inexpressiva na dieta de *B. iheringii*. De acordo com Vanotte et al. (1980) e Sabino e Deus e Silva (2004), o sombreamento de riachos florestados proporciona uma baixa produção *in situ*, reforçando a importância das fontes externas como alimento para os peixes. Nos córregos S6 (Vegetação Mista), S8 e S9 (Pastagem) em ambas as estações e no córrego S7 (Vegetação Mista) na estação chuvosa, *A. paranae* apresentou maior consumo das categorias Inseto Aquático e Detrito/Sedimento.

Como *A. paranae* possui o hábito de nadar à meia água e de capturar alimentos na superfície e itens arrastados pela correnteza (como discutido acima), o sombreamento das

florestas também acarreta em manchas de sombra que camuflam a espécie, além da presença de substrato rochoso que é escuro e serve de refúgio (Uieda³, informação verbal). Nos córregos que possuem pouca ou nenhuma floresta ripária, esta espécie fica muito susceptível a ação de predadores, tornando mais difícil a exposição das espécies para a captura do alimento na superfície. Desta forma, a espécie procura refúgio nas margens e obtém maior parte do seu alimento nestes locais e no substrato. Nestes riachos, além da cobertura do solo ser basicamente compostas por pastagem, há trechos estritamente rasos, onde as gramíneas conseguem se desenvolver, preenchendo todo o leito dos córregos nestes trechos. Estes fatos explicam a presença de fragmentos de folhas e sementes de gramíneas nas dietas como representantes dos vegetais consumidos. Em um córrego com entorno de pastagem na mesma bacia aqui estudada, Ferreira (2004) verificou que *A. paranae* consumiu grandes proporções de recursos autóctones (insetos aquáticos, folhas e sementes de gramíneas).

O córrego de Pastagem S9 também apresenta alguns trechos recobertos por macrófitas aquáticas submersas (*Myriophyllum aquaticum*) que *A. paranae* e *B. iheringii* poderiam utilizar tanto como refúgio, como local de alimentação, onde seriam consumidas formas imaturas de insetos aquáticos e algas filamentosas aderidas nas partes submersas das macrófitas. De acordo com Casatti; Mendes e Ferreira (2003), peixes de pequeno porte que utilizam bancos de macrófitas aquáticas se alimentam principalmente de recursos autóctones. A ausência de floresta ripária, a presença de substratos arenosos (finos e inconsolidados), o aumento na produção primária autóctone e a presença de macrófitas podem ser algumas das causas que levaram *A. paranae* a substituir as dietas baseada na categoria Inseto Terrestre por Inseto Aquático, Detrito/Sedimento e Algas, e a substituição de Inseto Aquático de *B. iheringii* por Detrito/Sedimento.

Influências das escalas da paisagem nas variáveis abióticas e bióticas

As alterações antrópicas na paisagem afetam os ecossistemas lóticos via múltiplos processos operando sobre diferentes escalas espaciais (ALAN, ERICKSON; FAY, 1997; ALLAN, 2004). Roy; Freeman e Freeman (2007) sugerem que estudos que incorporam a extensão da cobertura do solo para toda a bacia hidrográfica podem demonstrar relações significativas entre as coberturas do solo e a qualidade dos corpos d'água. Neste estudo, as porcentagens de florestas

³ UIEDA, V.S. Universidade Estadual Paulista (UNESP – Botucatu).

referentes às escalas das zonas ripárias (Trecho, Montante e Rede Hidrográfica) foram às variáveis que mais influenciaram as características físico-químicas da água e estruturais dos canais, principalmente a composição dos substratos. Os córregos que apresentaram maiores porcentagens de floresta, principalmente em toda a rede hidrográfica, apresentaram o substrato mais consolidado e maiores valores de oxigênio dissolvido. A qualidade da água, habitat e integridade biótica dos rios são fortemente influenciadas pela cobertura do solo (ALAN; ERICKSON; FAY, 1997) e as alterações nas características físicas da água são possivelmente decorrentes da maior entrada de sedimento dos corpos d'água e a ausência de floresta ripária (SILVA et al., 2007a). Sponseller, Benfield e Valett (2001) detectaram que quanto menor a porcentagem de florestas em todas as escalas estudadas, maior era a entrada de pequenas partículas para o substrato, e a escala referente à zona ripária de toda rede hidrográfica foi a que apresentou a maior correlação com a composição do substrato. Diana, Alan e Infante (2006) associaram as maiores porcentagens de agricultura nas microbacias e nas zonas ripárias com os altos níveis de sedimentação, alterações na qualidade dos habitats e redução na estabilidade da vazão d'água nos riachos. Estes autores ainda inferiram que conforme aumenta as áreas de agricultura, aumenta a entrada de substrato fino e diminui a porcentagem de substratos rochosos.

Os resultados do presente trabalho indicam que não apenas a ausência de floresta ripária, mas também a fragmentação das mesmas, representados pelos córregos de Vegetação Mista, pode acarretar em alterações tanto nas variáveis bióticas quanto abióticas do sistema lótico. A retirada das florestas ripárias está entre os principais fatores que afetam a qualidade dos ambientes lóticos, através da perda e transformações do habitat interno (FERREIRA; CASATTI, 2006). Os córregos de Pastagem apresentam menor profundidade média, maior porcentagem de areia e presença de gramíneas e macrófitas em seus leitos. A substituição de floresta por pastagem leva a uma homogeneização dos canais (GERHARD, 2005) e determina grande influência na cadeia alimentar dos riachos (VANOTTE et al., 1980; GREGORY et al., 1991). Ferreira e Casatti (2006) consideram que pastagens contribuem significativamente para o assoreamento dos cursos d'água, sendo mais prejudiciais aos ambientes aquáticos em relação à entrada de partículas do que áreas cultivadas. A perda da qualidade física dos habitats em pequenos riachos provenientes das ações antropogênicas atua negativamente tanto nas espécies de peixes dependentes de substratos rochosos como nas espécies que exploram a coluna d'água (CASATTI et al., 2006).

Neste trabalho, as coberturas do solo na escala Microbacia não apresentaram correlação com as variáveis abióticas, provavelmente devido à presença das florestas nas zonas ripárias. Porém, todos os córregos estudados com zonas ripárias florestadas apresentaram matas em diferentes graus de degradação, provocadas tanto pela extração seletiva de madeira quanto pelos caminhos utilizados pelo gado. Estes caminhos utilizados por estes animais podem ser considerados como fontes pontuais na entrada de sedimento nos corpos d'água, além do pisoteio nestas áreas que não permite o crescimento de plântulas. Estes fatores, unidos com elevada declividade em algumas microbacias, resultam na maior entrada de sedimentos nos córregos, como constatado nos córregos de Floresta Ripária S2 e S4. Silva et al. (2007b) detectaram que em apenas 25% das áreas ripárias em seis bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, sendo uma delas a bacia do rio Piracicaba, encontram-se bem preservadas.

Tanto as análises dos conteúdos gástricos das espécies de caracídeos quanto às análises isotópicas dos mesmos e das fontes alimentares, indicam forte correlação da vegetação da zona ripária com a cadeia alimentar dos córregos aqui estudados. Os insetos terrestres, insetos aquáticos, fragmentos vegetais e sedimentos que foram as fontes mais consumidas pelas espécies de caracídeos, apresentaram valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ nos córregos com maior porcentagem de floresta nas zonas ripárias. Hicks (1997), analisando a rede alimentar em riachos florestados e com pastagem, em estudos baseados em conteúdo estomacal de peixes e isótopos estáveis, verificou que a cadeia alimentar em riachos florestados foi baseada em recursos alóctones e nos riachos de pastagem houve uma mistura de material alóctone e autóctone.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da categoria Inseto Terrestre, que foi o principal grupo alimentar consumido por *A. paranae*, foi diretamente correlacionado com a cobertura de florestas ripárias, ou seja, quanto maior a porcentagem de floresta ripária, menores os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nos insetos. Oliveira et al. (2006) também destacaram que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos insetos terrestres foram semelhantes aos das plantas onde foram coletados. O consumo de plantas C_4 pelos insetos terrestres é viável, pois muitos grupos de invertebrados terrestres apresentam enzimas digestivas ou simbióticas que auxiliam na assimilação dessas plantas (GALLO et al., 2002), ao contrário das formas imaturas de insetos aquáticos, que não apresentam tais vantagens fisiológicas. Clapcott e Bunn (2003) verificaram uma baixa contribuição de plantas C_4 na cadeia alimentar em um riacho subtropical e sugeriram que os invertebrados aquáticos podem apresentar preferência por fragmentos de plantas C_3 e uma habilidade limitada para assimilar plantas C_4 . Ou seja, a

observada falta de plantas C_4 nas cadeias alimentares aquáticas com alta disponibilidade deste recurso, sugere que os fragmentos de plantas C_4 possuem propriedades físicas e químicas que impedem o consumo pelos invertebrados aquáticos, levando-os a selecionar recursos de maior qualidade nutricional (CLAPCOTT; BUNN, 2003).

A categoria Inseto Aquático, que foi a principal utilizada por *B. iheringii*, principalmente nos córregos de Floresta Ripária e por *A. paranae* nos córregos de Pastagem, não apresentaram diferenças significativas entre os valores de $\delta^{13}C$ entre as categorias de córregos, provavelmente devido à maior produção primária nos córregos de Pastagem. Com as alterações do substrato e maior incidência de luz nos córregos de Pastagem, devem ocorrer mudanças na formação dos grupos funcionais dos insetos aquáticos em córregos alterados, levando a uma maior proporção de insetos que consome principalmente fitoplâncton. Bunn, Davies e Kellaway (1997) destacam que na ausência das fontes alóctones oriundas das matas ripárias, é a produção primária que sustenta as comunidades de invertebrados aquáticos nos riachos.

Os valores de $\delta^{13}C$ das algas normalmente variam entre -32 e -40‰ , justificando o fato de os insetos aquáticos nos córregos de pastagem terem valores semelhantes de $\delta^{13}C$ aos insetos aquáticos encontrados nos córregos de floresta. Alguns autores demonstraram que as algas filamentosas apresentam valores menores de $\delta^{13}C$ do que os valores das plantas C_3 da vegetação ripária (MARTINELLI et al., 1988; FORSBERG et al., 1993; BUNN; DAVIES; KELLAWAY, 1997; HICKS, 1997; MANETTA; BENEDITO-CECÍLIO; MARTINELLI, 2003; OLIVEIRA et al., 2006). As amostras de algas no córrego S8 (Pastagem) tiveram um valor isotópico maior, provavelmente devido a presença do gênero *Nitella*, ou devido à contaminação da amostra com fragmento de plantas C_4 , o que ocorreu com amostras de *Oedogonium* e *Zygnema* deste local (que foram descartadas). Hicks (1997) encontrou algas filamentosas em abundância apenas em riachos de pastagem, mas devido à grande variação nos valores de $\delta^{13}C$ (-19 a -30‰) encontrados pelo autor, não foi possível compreender a função das mesmas na cadeia alimentar daqueles riachos.

A matéria orgânica particulada (MOP) e sedimento (que formam a categoria alimentar Detrito/Sedimento) foram expressivamente consumidas pelas espécies de caracídeos, principalmente nos córregos de Pastagem, e apresentaram valores mais elevados de $\delta^{13}C$ nestes locais. Geralmente em riachos essas fontes são formadas por material inorgânico, fragmentos de vegetais e animais, de origem alóctone e autóctone, além de algas filamentosas e perifíticas. Hershey et al. (2007) citam que em um riacho de pastagem, os detritívoros podem consumir os

detritos oriundos das gramíneas ($\delta^{13}\text{C}$ em torno de -14‰) e os raspadores/pastadores consumirem diatomáceas ($\delta^{13}\text{C}$ em torno de -30‰), enquanto um predador pode consumir os detritívoros e raspadores, apresentando um valor isotópico misto entre C_3 e C_4 ($\delta^{13}\text{C}$ em torno de -20‰). Os substratos dos leitos dos corpos d'água apresentam uma grande variedade de recursos alimentares, principalmente para as espécies que utilizam esses habitats. Segundo Bowen (1983), os detritos são considerados uma das principais rotas na ciclagem de nutrientes e energia nos ecossistemas tropicais. Ao analisarem a composição isotópica de carbono do detritívoro *Prochilodus lineatus* (Characiformes), Lopes, Benedito-Cecílio e Martinelli (2007) concluíram que o carbono de plantas C_3 foi predominante a maior fonte energética para a espécie. Estes autores evidenciaram que o carbono de C_3 das algas e da vegetação ripária foi o mais assimilado pela espécie e que as contribuições variaram para cada local de coleta e estação do ano. Os resultados de Hicks (1997) através das análises de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ sugerem que o material alóctone também contribui para as cadeias alimentares em riachos de pastagem. O autor infere que os valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ dos detritos nestes locais são causados pelo crescimento de diatomáceas nos riachos sem sombreamento.

As mudanças na cobertura do solo tanto nas zonas ripárias quanto em toda a microbacia, afetaram diretamente a dieta dos peixes estudados. A preservação das zonas ripárias fornece muitos benefícios, mas as condições da paisagem regional podem apresentar grande importância para a biota aquática (ALAN; ERICKSON; FAY, 1997). Com relação à cobertura do solo nas zonas ripárias, os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ dos músculos dos caracídeos também apresentaram diferenças significativas entre as categorias de córregos, apresentando sinais mais leves nos córregos de floresta ripária e sinais mais pesados nos córregos com maiores porcentagens de cobertura de pastagem. Tais fatos demonstram que as fontes de carbono que sustentam a cadeia alimentar destas espécies estão sendo assimiladas e influenciadas pelas coberturas do solo. England e Rosemond (2004) detectaram que peixes insetívoros em riachos foram negativamente correlacionados com a cobertura florestal das zonas ripárias, ou seja, quanto menor a porcentagem de floresta, maior os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Vieira (2005) estudando a ictiofauna em riachos no estado de São Paulo, encontrou diferenças claras nos sinais de $\delta^{13}\text{C}$ dos músculos das espécies de peixes em relação à cobertura do solo das microbacias. Este autor detectou que em duas microbacias cobertas totalmente por floresta, as espécies de *Astyanax* tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre $-25,5$ e

–26,7‰ e em microbacias com cobertura de pastagem e cana-de-açúcar, os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ entre –18,5 e –23,9‰.

Mas até que ponto as florestas ripárias realmente conseguem conter ou amenizar os efeitos antrópicos nas vertentes das microbacias? Estudos têm demonstrado que os ecossistemas de riachos são influenciados tanto pelas zonas ripárias quanto por escalas geográficas maiores (MEADOR, GOLDSTEIN, 2003; ALLAN, 2004). Apesar da cobertura das zonas ripárias ser muito importante na estruturação dos canais e nas dietas das espécies, tanto a curto quanto em longo prazo, a cobertura em toda bacia também pode influenciar nos ecossistemas aquáticos. Apesar da contribuição de plantas C_4 nos músculos dos caracídeos nos córregos de Floresta Ripária ser menor do que nas demais categorias, ficou evidente que a porcentagem da contribuição desta planta em torno de 20% foi resultante de fontes oriundas das plantas C_4 oriundas das vertentes das microbacias. Isto demonstra a entrada desta fonte de carbono nos ecossistemas aquáticos, mesmo naqueles margeados por florestas ripárias. Snyder et al. (2003) detectaram que a maior cobertura de terras agrícolas nas áreas das microbacias apresentaram correlações com a morfologia dos canais (largura), a vazão e qualidade da água. Mas, verificaram também, que a maior parte das variáveis estudadas foi correlacionada com a cobertura da zona ripária dos trechos de amostragem e das zonas ripárias de toda a rede hidrográfica. Relacionar a estrutura das comunidades de peixes de riachos com o uso do solo em amplas escalas geográficas pode ser muito complexo e os resultados das variáveis medidas são muito limitadas para tais relações (Meador e Goldstein, 2003). Estes autores sugerem ainda, que medidas físico-químicas da água e as condições da vegetação ripária podem ser melhores indicadores das condições das comunidades de peixes do que a cobertura do solo de toda a bacia hidrográfica.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são freqüentemente utilizados para caracterizar a posição trófica dos organismos nas cadeias alimentares, pois os sinais de $\delta^{15}\text{N}$ nos tecidos dos consumidores são normalmente enriquecidos em 3‰ em relação a suas presas (VANDER ZANDER; CABANA; RAMUSSEM, 1997; POST, 2002; HERSHEY et al., 2007; PEREIRA, BENEDITO; SAKURAGUI, 2007; RYBCYNSKI et al., 2008). Os maiores valores de $\delta^{15}\text{N}$ foram encontrados nos caracídeos e nas fontes alimentares nos córregos de Pastagem. Este enriquecimento normalmente é encontrado em riachos antropizados, principalmente os riachos urbanos. O nitrogênio antropogênico é freqüentemente enriquecido em ^{15}N em relação aos recursos naturais. Este ^{15}N enriquecido é refletido nos sinais de $\delta^{15}\text{N}$ dos organismos dos riachos, pois estes

incorporam este componente na cadeia alimentar (HERSHEY et al., 2007). Nos córregos de Pastagem há presença marcante de gado em toda a microbacia, além de utilizarem as zonas ripárias e os corpos d'água. Provavelmente os resíduos produzidos por estes animais, provocam tal enriquecimento de N na água, além do pisoteio do leito, que provoca a entrada de sedimentos e conseqüente assoreamento. Neill et al. (2001) examinaram a influência nas concentrações de N e P em um riacho de floresta e outro de pastagem na região amazônica e encontraram focos de assoreamento e enriquecimento nutricional no riacho de pastagem pela entrada de N e P através da presença do gado. O nitrato oriundo de resíduos animais em riachos pode ser detectado pelo isótopo de N quando as concentrações de nitrato nos riachos são baixas e predominantemente derivadas dos recursos naturais, como o nitrato do solo (KARR; SHOWERS; JENNINGS, 2003). Hicks (1997) detectou um progressivo enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$ nos níveis tróficos em riachos de pastagem quando comparados com riachos florestados. Este autor sugeriu que as contribuições dos excrementos de ruminantes ou fertilizantes nitrogenados percolados para os lençóis freáticos poderiam causar o enriquecimento de ^{15}N em riachos de pastagem. Contínuas pesquisas são necessárias para identificar como o N é usado e retido dentro dos ecossistemas de riachos (TANK; BERNOT; ROSI-MARSHALL, 2007).

6 CONCLUSÕES

As interações entre os ambientes terrestres e aquáticos são complexas e os estudos sobre as cadeias alimentares de peixes de córregos podem elucidar alguns aspectos dessas relações. Este estudo demonstrou a importância da cobertura do solo das microbacias na dieta das espécies nos ecossistemas de córregos. Dentre as escalas analisadas, as que envolveram as zonas ripárias foram as mais correlacionadas tanto com as dietas quanto com os sinais isotópicos, além das variáveis abióticas. Estas escalas podem apresentar efeito cumulativo, o que se faz necessário a utilização de outros índices para testar a influência de cada escala.

As dietas das espécies e os valores isotópicos evidenciaram a importância local das florestas ripárias nos trechos de amostragem, a influência de toda a cobertura da rede ripária e da vertente da microbacia. Desta forma, a hipótese de que a cobertura do solo influencia as dietas de caracídeos nectônicos em córregos da bacia do rio Corumbataí foi comprovada.

Os caracídeos, além de apresentarem dietas distintas, responderam de forma diferenciada às mudanças da cobertura do solo. A ausência de floresta ripária alterou as características abióticas dos córregos, principalmente a composição dos substratos, e estas alterações também contribuíram para a diferenciação das dietas nos diferentes córregos. Além das dietas, os valores isotópicos dos caracídeos e das fontes alimentares indicaram a interferência da cobertura do solo nas fontes energéticas nos córregos, demonstrando a importância da união destes dois métodos para estudos ecológicos.

Os métodos de análise estomacal e isotópica são ferramentas que podem auxiliar ou até mesmo melhorar outros indicadores biológicos, além de serem utilizadas como critérios para diagnósticos ambientais, tanto de escalas locais como para escalas maiores da paisagem. Para isto, é necessário conhecimento mais aprofundado da biologia e ecologia das comunidades bióticas, principalmente para se empregar técnicas mais avançadas, como a dos isótopos estáveis, que vem demonstrando ser ótima ferramenta para estudos ambientais.

Assim, conclui-se que perda de florestas ripárias ou mesmo a fragmentação destas áreas desestruturam as cadeias alimentares nos córregos. Desta forma, a recuperação e preservação das florestas ripárias e manejo do solo das vertentes das microbacias são fundamentais para a manutenção da integridade e da qualidade ambiental desses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434, 2001.
- ABELHA, M.C.F.; GOULART, E., KASHIWAQUI, E.A.L.; SILVA, M.R. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 3, p. 349-356, 2006.
- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JUNIOR, H.F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-McCONNELL, R.H. (Ed.). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 374-400.
- ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 257-284, 2004.
- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, p. 149-161, 1997.
- ANDERSON, C.; CABANA, G. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 26, p. 273-285, 2007.
- ARRUDA, F.P.R. **História natural da ictiofauna de riachos da Fazenda Experimental Edgárdia, Bacia do Rio Capivara, Botucatu, São Paulo**. 2007. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2007.
- BARRELA, W.; PETRERE-JUNIOR, M. A biodiversidade da ictiofauna dos rios Tietê e Paranapanema e sua relação com a floresta Atlântica. In: Fundação Tropical de Pesquisas e Tecnologia. **Bases de Dados Tropicais**. Disponível em: <<http://www.bdt.org.br/workshop/mataatlantica/SE-S/peixes>>. Acesso em: 25 jan. 2001.
- BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 779-788, 2006.
- BEAUDOIN, C.P.; TONN, W.M.; PREPAS, E.E.; WASSENAAR, L.I. Individual specialization and trophic adaptability of northern pike (*Esox lucius*): an isotope and dietary analysis. **Oecologia**, Berlin, v. 120, p. 386-396, 1999.
- BENNEMANN, S.T.; GEALH, A.M.; ORSI, M.L.; SOUZA, L.M. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 95, n. 3, p. 247-254, 2005.

- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p. 2246-2260, 2002.
- BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; DALLAS, H.; DAVIS, J.; DAY, J.; FIGUEROA, R.; RESH, V.H.; PRAT, N. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 772-788, 2008.
- BORGES, R.Z.; ASSAKAWA, L.F.; CUNHA, A.B.; BIALETZKI, A.; NAKATANI, K. Morfologia do trato digestório e dieta de larvas de *Bryconamericus aff iheringii* (Boulenger, 1887) (Osteichthyes, Characidae). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 51-57, 2006.
- BORROR, D.J.; DeLONG, D.M. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: EDUSP, 1969. 635 p.
- BOUTON, T.W. Stable carbon isotope ratio of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine and freshwater environments. In: COLEMAN, D.C.; FRY, B. (Ed.). **Carbon isotope techniques**. New York: Academic Press, 1991. cap 11, p. 173-185.
- BOWDEN, W.B.; GLIME, J.M.; RIIS, T. Macrophytes and Bryophytes. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2007. chap. 18, p. 381-414.
- BOWEN, S.H. Dentrivory in neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 9, n. 2, p. 137-144, 1983.
- BRASIL. Lei n.4711, de 15 de setembro de 1975. Institui o novo código florestal. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771compilado.htm>. Acesso em: 10 jan. 2003.
- BRETSCHKO, G.; WAIDBACHER, H. Riparian ecotones, invertebrates and fish: life cycle timing and trophic base. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 1, n. 1/2, p. 57-64, 2001.
- BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática. São Paulo: USP, Faculdade de Saúde Pública; Instituto de Pesca, 1972. 216 p.
- BRITSKI, H.A.; SATO, Y.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: (com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco). 3ed. Brasília: CODEVASF, 1988. 115 p.
- BUCKUP, P.A. Sistemática e biogeografia de peixes de riachos. In: CARAMASHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Brasiliensis. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v.6 p. 91-138. (Série Oecologia)
- BUNN, S.E.; DAVIES, P.M.; KELLAWAY, D.M. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 48, p. 173-179, 1997.

CARZOLA, A.L.; DURÁN, W.; TEJERA, L. Alimentación de la ictiofauna del río Sauce Grande, provincia de Buenos Aires, Argentina. **Biología Acuática**, La Plata, n. 20, p. 73-79, 2003.

CASATTI, L. **Biologia e ecomorfologia dos peixes de um trecho de corredeiras no curso superior do Rio São Francisco, São Roque de Minas, MG**. 1996. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1996.

CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.

CASATTI, L.; MENDES, H.F.; FERREIRA, K.M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana reservoir, Paranapanema river, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 213-222, 2003.

CASATTI, L.; SILVA, A.M.; LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 2b, p. 681-696, 2006.

CASSEMIRO, F.A.S.; HAHN, N.S.; RANGEL, T.F.L.V.B. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes bonariensis*, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguaçu, Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 127-131, 2003.

CASTRO, R.M.C. Os peixes escondidos do alto rio Paraná: uma ampla pesquisa de biodiversidade descobre novas espécies de peixes em riachos do alto rio Paraná. **Pesquisa Fapesp**, São Paulo, n. 58, p. 1-2, 2000. Disponível em: <<http://www.fapesp.br/ciências5813.htm>>. Acesso em: 25 jan. 2001.

CASTRO, R.J. **Regime alimentar e ecomorfologia das espécies de peixes dominantes de um afluente do reservatório de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema, São Paulo)**. 2003. 92 p. Tese (Doutorado em Ciências - Zoologia) – Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2003.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munchen, v. 7, n. 4, p. 337-352, 1997.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; FERREIRA, K.M.; RIBEIRO, A.C.; BENINE, R.C.; DARDIS, G.Z.P.; MELO, A.L.A.; ABREU, T.X.; BOCKMANN, F.A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 3, n. 1, p. 1-31, 2003. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN01703012003>>. Acesso: 15 jan. 2008.

- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 97, n. 1, p. 7-15, 2007.
- CLAPCOTT, J.E.; BUNN, S.E. Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? **Freshwater Biology**, Oxford, v. 48, p. 1105-1116, 2003.
- CLARKE, L.R.; VIDERGAR, D.T.; BENNETT, D.H. Stable isotopes and gut content show diet overlap among native and introduced piscivores in a large oligotrophic lake. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 14, p. 267-277, 2005.
- CONNELL, J.H. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. **Oikos**, Copenhagen, v. 35, p. 131-138, 1980.
- CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 18, n. 4, p. 469-475, 2006.
- CUMMINS, K.H. An evaluation of some techniques for the collection and analyses of benthic samples with special emphasis on lotic water. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 67, n. 2, p. 477-504, 1962.
- DEUS, C.P.; PETRERE-JUNIOR, M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 4, p. 579-588, 2003.
- DIANA, M.; ALLAN, J.D.; INFANTE, D. The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. **American Fisheries Society Symposium**, v. 48, p. 359-374, 2006.
- ENGLAND, L.E.; ROSEMOND, A.D. Small reductions in Forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, p. 721-734, 2004.
- ESTEVES, K.E.; ARANHA, J.M.R. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: CARAMASHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Brasiliensis. Rio de Janeiro:PPGE-UFRJ, 1999. v. 6 p. 157-182. (Série Oecologia)
- ESTEVES, K.E.; LÓBON-CERVIÁ, J. Composition on trophic structure of a fish community of a clearwater Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 62, p. 429-440, 2001.
- FARQUHAR, G.D.; EHLERINGER, J.R.; HUBICK, K.T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 40, p. 503-537, 1989.
- FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do Rio Passa-cinco, Estado de São Paulo**. 2004. 56 p. Dissertação (Mestrado

em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 642-651, 2006.

FERREIRA, K.M. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 311-326, 2007.

FINLAY, J.C. Stable-carbon-isotope ratios of river biota: implications for energy flow in lotic food webs. **Ecology**, Tempe, v. 82, n. 4, p. 1052-1064, 2001.

FITZPATRICK, F.A.; WAITE, I.R.; DÁRCONTE, P.J.; MEADOR, M.R.; MAUPIN, M.A.; GURTZ, M.E. **Revised methods for characterization of stream habitat in the national-quality assessment program**. Raleigh: U.S. Geological Survey, 1988. 77 p. (Water-resources Investigations Report, 98-4052)

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; BONASSI, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. **Ecology**, Tempe, v. 74, n. 3, p. 643-652, 1993.

FRISSELL, C.A.; LONZARICH, D.G. Habitat use and competition among stream fishes. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 493-510.

FROESE, R.; PAULY, D. (Ed.). **FishBase**. World Wide Web Eletronic Publication, 2008. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>>. Acesso em: 22 jan. 2008.

GALLO, D.; NAKANO, O.; NETO, S.S.; CARVALHO, R.P.L.; BAPTISTA, G.C.; FILHO, E.B.; PARRA, J.R.P.; ZUCCHI, R.A.; ALVES, S.B.; VENDRAMIM, J.D.; MARCHINI, L.C.; LOPES, J.R.S.; OMOTO, C. **Entomologia Agrícola**. 10 ed. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920 p.

GARUTTI, V.; BRITSKI, H.A. Descrição de uma espécie nova de *Astyanax* (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS Série Zoologia**, Porto Alegre, v.13, p. 65-88, 2000.

GAUCH JR., H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986). 298 p. (Cambridge studies in ecology; 1).

GERHARD, P. **Comunidade de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 2005. 241 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fish**. San Diego: Academic Press, 1994. 416 p.

GODOY, M.P. **Peixes do Brasil, subordem Characoidei, bacia do rio Mogi Guassu**. Piracicaba: Franciscana, 1975. 216 p.

GRAÇA, W.J.; PAVANELLI, C.S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007. 241 p.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **Bioscience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

GROWNS, I.; GEHRKE, P.C.; ASTLES, K.L.; POLLARD, D.A. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 10, p. 209-220, 2003.

GU, B.; SCHELSKE, C.L.; HOYER, M.V. Intrapopulation feeding diversity in blue tilapia: evidence from stable-isotope analyses. **Ecology**, Tempe, v. 78, n. 7, p. 2263-2266, 1997.

HAHN, N.S.; FUGI, R.; ALMEIDA, V.L.L.; RUSSO, M.; LOUREIRO, V.E. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Ed.). **Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997, p.141-162.

HAHN, N.S.; LOUREIRO-CRIPPA, V.E. Estudo comparativo da dieta, hábitos alimentares e morfologia trófica de duas espécies simpátricas, de peixes de pequeno porte, associados à macrófitas aquáticas. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 359-364, 2006.

HELLAWELL, J.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, London, v. 3, p. 29-37, 1971.

HERDER, F.; FREYHOF, J. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, London, v. 69, p. 571-589, 2006.

HERSHEY, A.E.; FORTINO, K.; PETERSON, B.J.; ULSETH, A.J. Stream food webs. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2007. chap. 27, p. 637-659.

HICKS, B.J. Food webs in Forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study based on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish gut contents. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 31, p. 651-664, 1997.

HOEK, C.V.; MANN, D.G.; JAHNS, H.M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 624 p.

HYSLOP, E.J. Stomach contents analysis – a review of methods and their applications. **Journal of Fish Biology**, London, v. 17, p. 411-429, 1980.

JACKSON D.A. Stopping rules in principal component analyses: a comparison of heuristic and statistical approaches. **Ecology**, Tempe, v. 74, p. 2204-2214, 1993.

JOHNSON, S.; COVICH, A.P. Scales of observation of riparian forests and distributions of suspended detritus in a prairie river. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, p. 163-175, 1997.

JONGMAN, R.H.G.; BRAAK, T.; VAN TONGEREN, O.F.R. (Ed.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 299 p.

JUNIOR, W.M.L.; HAMILTON, S.K.; RODRÍGUEZ, M.A.; III, J.F.S.; LASI, M.A. Foodweb analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 20, n. 2, p. 241-254, 2001.

KARR, J.D.; SHOWERS, W.J.; JENNINGS, G.D. Low-level nitrate export from confined dairy farming detected in North Carolina streams using $\delta^{15}\text{N}$. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 95, p. 103-110, 2003.

KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L.J.; BALIRWA, J. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 681-697, 2008.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980.

KELLY, A.; JONES, R.I.; GRAY, J. Stable isotope analysis provides fresh insights into dietary separation between *Chironomus anthracinus* and *C. plumosus*. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 23, n. 2, p. 287-296, 2004.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, 1993.

KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2nd ed. Melon Park: Benjamin/Cummings, 1999. 620 p.

LABROPOULOU, M.; ELEFThERIOU, A. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. **Journal of Fish Biology**, London, v. 50, p. 324-340, 1997.

LAMPERT, V.R.; AVEZEDO, M.A.; FIALHO, C.B. Reproductive biology of *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) from rio Vacacaí, RS, Brasil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 2, n. 4, p. 167-229, 2004.

LANGEANI, F. **Ictiofauna do alto curso do rio Tietê (SP): taxonomia**. 1989. 231 p. Dissertação (Mestrado em Biociências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.

LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C.; OYAKAWA, O.T.; SHIBATTA, O.A.; PAVANELLI, C.S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 181-197, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03407032007>>. Acesso em: 23 fev. 2008.

LIMA, F.C.T.; MALABARBA, L.R.; BUCKUP, P.A.; SILVA, J.F.P.; VARI, R.P.; HAROLD, A.; BENINE, R.; OYAKAWA, O.T.; PAVANELLI, C.S.; MENEZES, N.A.; LUCENA, C.A.S.; MALABARBA, M.C.S.L.; LUCENA, Z.M.S.; REIS, R.E.; LANGEANI, F.; CASATTI, L.; BERTACO, V.A.; MOREIRA, C.; LUCINDA, P.H.F. Characidae. In: REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR., C.J. (Ed.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p. 104-169.

LIMA, F.C.T.; ZUANON, J. A new species of *Astyanax* (Characiformes: Characidae) from the rapids of the lower rio Xingu, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 2, n. 3, p. 117-122, 2004.

LOPES, C.A.; BENEDITO-CECILIO, E. Variabilidade isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) em produtores primários de ambientes terrestres e de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 303-312, 2002.

LOPES, C.A.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, L.A. Variability in the carbon isotope signature of *Prochilodus lineatus* (Prochilodontidae, Characiformes) a bottom-feeding fish of the neotropical region. **Journal of Fish Biology**, London, v. 70, p. 1649-1659, 2007.

LOPES, C.A.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, L.A.; SOUZA, M.C. Variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in terrestrial and aquatic sources in the Upper Paraná River Basin, Paraná, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v. 18, n. 3, p. 281-292, 2006.

LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999. 534 p.

LUIZ, E.A.; PETRY, A.C.; PAVANELLI, C.S.; JÚLIO JÚNIOR, H.F.; LATINI, J.D.; DOMINGUES, V.M. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Ed.). **Biocenose em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RIMA Editora, 2005. p. 169-184.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; BINI, L.M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JUNIOR, H.F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 1, p. 61-68, 2006.

MAcCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design, 1997.

MacLEOD, N.A.; BARTON, D.R. Effects of light intensity, water velocity, and species composition on carbon and nitrogen stable isotope ratios in periphyton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 55, p. 1919-1925, 1998.

MALABARBA, L.R.; WEITZMAN, S.H. Description of a new genus with six new species from southern Brazil, Uruguay, and Argentina, with a discussion of a putative characid clade (Teleostei: Characiformes: Characidae). **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 16, n. 1, p. 67-151, 2003.

MANETTA, G.L.; BENEDITO-CECILIO, E.; MARTINELLI, L.A. Carbon sources and trophic position of the main species of fishes of Baía River, Paraná River Floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 2, p. 283-290, 2003.

MANTELATTO, F.L.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; CAMARGO, P.B. A food source analysis for the swimming crab *Callinectes ornatus* (Portunidae) in Ubatuba Bay (Brazil), using carbon isotopes. **Nauplius**, Rio Grande, v. 10, n. 1, p. 61-66, 2002.

MARTINELLI, L. A.; VICTÓRIA, R. L.; MATSUI, E.; FORSBERG, B.R.; MOZETO, A.A. Utilização das variações de $\delta^{13}\text{C}$ no estudo de cadeias alimentares em ambientes aquáticos: princípios e perspectivas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos, v.11, p. 859-882, 1988.

MAZZONI, R.; REZENDE, C.F. Seasonal diet shift in a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatuba river, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 1, p. 69-74, 2003.

McCAFFERTY, W.P. **Aquatic entomology**. Boston: Jones and Barlett Publishers, 1981. 448 p.

MEADOR, M.R.; GOLDSTEIN, R.M. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. **Environmental Management**, New York, v. 31, n. 4, p. 504-517, 2003.

MINAGUAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Kidlington, v. 48, p. 1135-1140, 1984.

MINSHALL, G.W.; RUGENSKI, A. Riparian processes and interactions. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. 2nd.ed. San Diego: Academic Press, 2007. chap. 31, p. 721-742.

MOREIRA-FILHO, O.; BERTOLLO, L.A.C. *Astyanax scabripinnis* (Pisces, Characidae): a species complex. **Revista Brasileira de Genética**, Ribeirão Preto, v. 14, n. 2, p. 331-357, 1991.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E. **Riparia**: Ecology, conservation, and management of streamside communities. San Diego: Elsevier Academic Press, 2005. 430 p.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 6, p. 1817-1828, 2001.

OLIVEIRA, A.C.B.; MARTINELLI, L.A.; MOREIRA, M.Z.; SOARES, M.G.M.; CYRINO, J.E.P. Seasonality of energy sources of *Colossoma macropomum* in a floodplain lake in the Amazon – lake Camaleão, Amazonas, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 13, p. 135-142, 2006.

OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; BALLESTER, M.V.R.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A.; VICTORIA, R.L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of Piracicaba river basin, southeast Brazil. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 44, p. 327-337, 2000.

OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; CAMARGO, P.B.; MOREIRA, M.Z. Uso de isótopos estáveis em estudos ambientais. In: ROLAND, F; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (Org.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA, 2005. p. 461-485.

ORICOLLI, M.C.G.; BENNEMANN, S.T. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 59-63, 2006.

ORTAZ, M. Diet seasonality and food overlap in fishes of the upper Orituco stream, northern Venezuela. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 49, n. 1, p. 191-197, 2001.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philosophical Magazine**, London, Sixth Series, v. 2, p. 559-572, 1901.

PENNACK, R. **Freshwater invertebrates of United States**: Protozoa to Mollusca. USA: John Wiley, 1989. 628 p.

PEREIRA, A.L.; BENEDITO, E.; SAKURAGUI, C.M. Spatial variation in the stable isotopes of ^{13}C and ^{15}N and trophic position of *Leporinus friderici* (Characiformes, anostomidae) in Corumbá Reservoir, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 79, n. 1, p. 41-49, 2007.

PES, A.M.O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 49, n. 2, p. 181-204, 2005.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 293-320, 1987.

PINTO, T.L.F.; UIEDA, V.S. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are there spatial and seasonal differences in their selectivity? **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 19, n. 1, p. 67-78, 2007.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 703-718, 2002.

PROJETO CORUMBATAÍ. Plano Diretor: conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí. Piracicaba. **Relatório técnico do IPEF**, Piracicaba, 2001. 301 p.

QUINN, J.M.; COOPER, A.B.; DAVIES-COLLEY, R.J.; RUTHERFORD, J.C.; WILLIAMSON, R.B. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 31, p. 579-597, 1997.

REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JUNIOR., CJ. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729 p.

REZENDE, C.F.; MAZZONI, R. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha, Ilha Grande – RJ. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2003.

RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. Landscape-scale influence on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 53, n. 1, p. 259-311, 1996.

RIOS, S.L.; BAILEY, R.C. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia**, Haugue, v. 553, p. 153-160, 2006.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular técnica IPEF**, Piracicaba, v. 189, p. 1-18, 1999.

ROQUE, F.O.; PEPINELLI, M.; FRAGOSO, E.N.; FERREIRA, W.A.; BARILLARI, P.R.; YOSHINAGA, M.Y.; STRIXINO, S.T.; VERANI, N.F.; LIMA, MIS. Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). In: Henry, R. (Ed.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima Editora, 2003. p. 313-338.

ROSENFELD, J.S.; ROFF, J.C. Examination of the carbon base in southern Ontario streams using stable isotopes. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 11, p. 1-10, 1992.

ROWE, D.K.; CHISNALL, B.L.; DEAN, T.L.; RICHARDSON, J. Effects of land use on native fish communities in east coast streams of the North Island of New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 33, p. 141-151, 1999.

ROY, A.H.; FREEMAN, B.J.; FREEMAN, M.C. Riparian influences on stream fish assemblage structure in urbanizing streams. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 22, p. 385-402, 2007.

- RUSSO, M.R.; HAHN, N.S.; PAVANELLI, C.S. Resource partitioning between two species of *Bryconamericus* Eigenmann, 1907 from the Iguaçu river basin, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 431-436, 2004.
- RUSSO, M.R.; FERREIRA, A.; DIAS, R.M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 24, n. 2, p. 411-417, 2002.
- RYBCZYNSKI, S.M.; WATERS, D.M.; FRITZ, K.M.; JOHNSON, B.R. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 17, n. 2, p. 199-206, 2008.
- SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 1, p. 23-36, 1990.
- SABINO, J.; DEUS E SILVA, C.P. História natural de peixes da estação ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Ribeirão Preto: HOLOS, 2004. p. 230-242.
- SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in Central Amazônia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munchen, v. 8, n. 3, p. 201-210, 1998.
- SALATI, E. **Análise ambiental sintética e qualidade de água do rio Corumbataí (SP) como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia do rio Corumbataí**. 1996. 198 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.
- SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, London, v. 29, p. 53-65, 1986.
- SHIBATTA, O.A.; CHEIDA, C.C. Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 469-473, 2003.
- SHIBATTA, O.A.; GEALH, A.M.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 125-134, 2007. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+bn02107022007>>. Acesso em: 13 jan. 2008.
- SILVA, A.M.; CASATI, L.; ALVARES, C.A.; LEITE, A.M.; MARTINELLI, L.A. DURRANT, S.F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 336-343, 2007a.
- SILVA, A.M.; NALON, M.A.; KRONKA, F.J.N.; ALVARES, C.A.; CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in

watersheds of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 4, p. 325-335, 2007b.

SMOCK, L.A. Macroinvertebrate dispersal. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2007. chap. 21, p. 465-487.

SNYDER, C.D.; YOUNG, J.A.; VILLELA, R.; LEMARIÉ, D.P. Influences of upland and riparian land use patterns on stream biotic integrity. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 8, p. 647-664, 2003.

SPONSELLER, R.A.; BENFIELD, E.F.; VALETT, H.M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 46, p. 1499-1424, 2001.

STATSOFT, INC. (2005). **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.1. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>.

STAUFFER, J.C.; GOLDSTEIN, R.M.; NEWMAN, R.M. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 307-316, 2000.

STEHR, F.W. **Immature insects**. Dubuque: Kendall, 1987. 596 p.

SUTHERLAND, B.; MEYER, J.L.; GARDINER, E.P. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p. 1791-1805, 2002.

TANK, J.L.; BERNOT, M.J.; ROSI-MARSHALL, E.J. Nitrogen limitation and uptake. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2007. chap. 10, p. 213-238.

TATSUMI, F.L. **Revisão taxonômica de *Bryconamericus iheringii* (Boulenger, 1887) (Characiformes, Characidae)**. 2006. 110 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 2006.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. 2.ed. Porto Alegre: ARTMED, 2006. 592 p.

TOWNSEND, C.R.; DOWNES, B.J.; PEACOCK, K.; ARBUCKLE, C.J. Scale and the detection of land-use effects on morphology, vegetation and macroinvertebrate communities of grassland streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, p. 448-462, 2004.

UIEDA, V.S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, R.M. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudeste do Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 69, n. 2, p. 243-252, 1997.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In: CARAMASHI, E.P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P.R. (Ed.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999. v. 6 p. 1-22. . (Série Oecologia Brasiliensis)

UIEDA, V.S.; UIEDA, W., CARNEIRO, A.B.C.; SILVEIRA, S.A.; MELO, M.L.S.; DORNELAS, R.H. Rede alimentar em duas comunidades de um Riacho de Água-Doce. In: SEMINÁRIOS DE CIÊNCIAS DA FIUBE, 1987, Uberaba. **Anais...** Uberaba, 1987. v. 1, p. 97-113.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. **Mapeamento de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí**. Piracicaba: IPEF, 2003. p. 1-9 (Circular técnica do IPEF, 186)

VANDER ZANDER, M.J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, p. 1142-1158, 1997.

VANDER ZANDER, M.J.; SHUTER, B.J.; LESTER, N.P.; RASMUSSEN, J.B. Within- and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 725-731, 2000.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

VAZ, M.M.; PETRERE JUNIOR, M.; MARTINELLI, L.A.; MOZETO, A.A. The dietary regime of detritivorous fish from the River Jacaré Pepira, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 6, p. 121-132, 1999.

VEREGUE, A.M.L.; ORSI, M.L. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 97-105, 2003.

VIEIRA, I. **Alterações nas fontes alimentares disponíveis a ictiofauna, utilizando isótopos estáveis de carbono**. 2005. 76 p. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 42, n. 2, p. 223-232, 2002.

WATERS, T.F. Sediment in streams. **American Fisheries Society Monographs**, Maryland, v.7, p.79-118, 1995.

WEITZMAN, S.H.; FINK, W.L. Relationships of the Neon Tetras, a group of South American freshwater fishes (Teleostei, Characidae), with comments on the phylogeny of new world characiforms. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, Massachusetts, v. 150, n. 6, p. 339-395, 1983.

ZARET, N.T.; RAND, A.S. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, Tempe, v. 52, n. 2, p. 336-342, 1971.

ZAVATINI, J.A.; CANO, H. Variações do ritmo pluvial na bacia do rio Corumbataí – SP. **Boletim de Geografia Teoretica**, Rio Claro, v. 32, p. 215-240, 1993.