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

MARLENE RODRIGUES DA SILVA

Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais: uma abordagem longitudinal

MARINGÁ
2013

MARLENE RODRIGUES DA SILVA

Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais: uma abordagem longitudinal

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Dr.ª Rosemara Fugi

MARINGÁ
2013

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

S586i

Silva, Marlene Rodrigues da, 1974-
Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais : uma abordagem longitudinal / Marlene Rodrigues da Silva. -- Maringá, 2013.
69 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2013.
Orientadora: Dr.ª Rosemara Fugi.

1. Peixes de riachos - Ecologia trófica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Peixes de riachos - Recursos alimentares - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Peixes de pequeno porte - Ecologia trófica. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.15309816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

MARLENE RODRIGUES DA SILVA

Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais: uma abordagem longitudinal

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dr.ª Rosemara Fugi
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.ª Dr.ª Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui
Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul (UEMS)

Prof. Dr. Éder André Gubiani
Universidade do Oeste do Paraná

Prof.ª Dr.ª Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 29 de outubro de 2012.
Local de defesa: Anfiteatro Prof. "Keshiyu Nakatani", Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar espiritualmente ao meu lado, renovando-me a cada dia para vencer todas as etapas da vida, especialmente esta que tanto almejei.

À Dra. Rosemara Fugi, por ter acreditado em mim, e aceito orientar-me como um desafio devido ao tempo transcorrido do doutorado; pela dedicação, compreensão, sinceridade, esmero e brilhante orientação para a realização deste trabalho. Serei eternamente grata a você Rô.

À Profa. Dra. Norma Segatti Hahn, por ter compreendido o quanto era importante para mim realizar este sonho, e assim ter me acolhido.

Aos amigos de laboratório, Andreia, Alessandra, Juliana, Gustavo, Raffael e Barbara, pelo incentivo, companheirismo e pelas trocas de experiências científicas, pessoais e principalmente, pelas boas risadas. Muito obrigada.

À Natália, amiga sempre fiel, muito obrigada pela ajuda nos momentos que precisei, e pela amizade.

À minha filha científica, Maria Julia, muitíssimo obrigada por ter me ajudado nas análises dos estômagos. Além de ser sua mãe científica, considero você como minha amiga, por quem tenho imenso carinho e admiração

Ao Prof. Dr. Almir Manoel Cunico, por ter feito as coletas que originaram este trabalho.

A Aldenir e a Jocemara da Secretaria do PEA pela presteza nos atendimentos.

Aos professores do Curso de Pós-Graduação, pelos ensinamentos durante minha formação.

Ao Nupélia, pelo apoio logístico**.**

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, pelo apoio à pesquisa realizada.

Ao projeto Peld e ao CNPq pelo financiamento da pesquisa.

A CAPES, pela concessão da bolsa.

Aos meus familiares, meu esposo Marlon e meu filho Mateus, pelo carinho e compreensão durante esses anos que abdiquei de momentos em família. E aos meus irmãos, Irene, Renato e Alceu, que mesmo estando longe, sempre torceram por mim.

Aos meus queridos pais, Joaquim e Maria que me incentivaram incondicionalmente desde os meus doze anos, quando decidi que queria estudar e para isso tive que abrir mão da presença constante deles na minha vida. Tenho plena consciência que só cheguei até aqui, porque trilhei os caminhos que vocês me ensinaram. Os amo muito, pai e mãe.

Importância da origem dos recursos alimentares e estrutura trófica da ictiofauna de riachos rurais: uma abordagem longitudinal

RESUMO

Através da análise da dieta avaliou-se a importância dos recursos alóctones para a ictiofauna de riachos. Foram respondidas as seguintes questões: (i) o consumo de recursos alóctones pela ictiofauna é influenciado pelo gradiente longitudinal dos riachos? (ii) o consumo de recursos alóctones difere entre as espécies de peixes? Para responder estas questões, foram amostrados peixes na cabeceira, no meio e na foz de quatro riachos rurais pertencentes à sub-bacia do rio Pirapó, bacia do alto rio Paraná. As amostragens foram realizadas bimestralmente entre julho/2007 e junho/2008, utilizando-se pesca elétrica. Os peixes foram identificados e seus conteúdos estomacais identificados e quantificados. Foi analisada a dieta de 17 espécies. Para avaliar a influência do gradiente longitudinal no consumo de recursos autóctones e alóctones, diferenças na composição da dieta da ictiofauna entre a cabeceira, o meio e a foz de cada riacho foram testadas através do teste não-paramétrico procedimento de permutação multi-resposta (MRPP). Para avaliar a influência da identidade das espécies no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna, os dados de composição da dieta das espécies foram ordenados através da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA). Os resultados da composição da dieta da ictiofauna evidenciaram para três dos quatro riachos analisados, influência do gradiente longitudinal, sendo os recursos alóctones mais importantes no trecho meio, enquanto na cabeceira e na foz recursos autóctones foram mais consumidos. A análise de ordenação da dieta das espécies por riacho, e a análise por espécie e trecho, indicaram que a maioria delas não alterou consistentemente suas dietas ao longo do gradiente longitudinal, nem entre os riachos, consumindo os mesmos recursos básicos, variando apenas suas proporções. Tão importante quanto à disponibilidade dos recursos para os peixes, são as características particulares de cada espécie, ou seja, sua identidade, que representa o conjunto de características (morfológicas, fisiológicas, comportamentais e requerimentos ecológicos) que uma espécie deverá manifestar, para garantia do seu ciclo de vida.

Palavras chave: Alimentação. Alóctone. Identidade específica. Peixes de pequeno porte.

Importance of origin food resources and trophic structure of fish populations from rural streams: a longitudinal approach

ABSTRACT

Through diet analysis we evaluated the importance of allochthonous resources for the ichthyofauna in streams. The following questions were raised: (i) Is the consumption of allochthonous resources by fish fauna influenced by streams longitudinal gradient of the streams? (ii) Does the identity of fish species influence the consumption of allochthonous resources? To respond these questions, fish were sampled in the headwaters, middle and mouth of four rural streams belonging to the sub-basin of the Pirapó River, Upper Paraná River basin. Samplings were conducted bimonthly from July 2007 to June 2008, using electrofishing. Fish were identified, measured, and their stomach contents were identified and quantified. We analyzed the diet of 17 species. To examine the influence of the longitudinal gradient on the consumption of autochthonous and allochthonous resources, differences in diet composition of the fish fauna between the headwaters, the middle and the mouth of each stream were tested using the non-parametric multi-response permutation procedure (MRPP). In order to evaluate the influence of species identity on the use of food resources by fish fauna, data of diet composition of the species were ordinated by a detrended correspondence analysis (DCA). The results of the diet composition showed for three of the four streams analyzed, an influence of the longitudinal gradient, with allochthonous resources being more important in the middle stretch, and autochthonous resources in the headwaters and in the mouth. The ordination analysis for the diet of species by stream, and the analysis by species and stretch, indicated that the diet of most species was not significantly changed along the longitudinal gradient, nor between the streams, thus species consumed the same basic resources, just ranging the proportions. As important as the availability of the resources for fish, are the particular characteristics of each species, i.e., the identity, which is the set of characteristics (morphological, physiological, behavioral and ecological requirements) that a species should express, to insure their life cycle.

***Keywords*:** Feeding. Allochthonous. Specific identity. Small Fishes.

Tese de Doutorado elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas, para o trabalho 1, *Neotropical Ichthyology*. Disponível em:<http://www.ufrgs.br/ni http://www.scielo.br/ni>; para o trabalho 2, *Aquatic Ecology*. Disponível em:<http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10452>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 9
2 IMPORTÂNCIA DA ORIGEM DOS RECURSOS NA DIETA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS RURAIS: UMA ABORDAGEM LONGITUDINAL 12
2.1 INTRODUÇÃO 12
2.2 MATERIAL E MÉTODOS 15
2.2.1 Área de Estudo 15
2.2.2 Amostragem 16
2.2.3 Dados da Dieta 17
2.2.4 Análise dos Dados 18
2.3 RESULTADOS 19
2.4 DISCUSSÃO 31
LITERATURA CITADA 34
3 ORGANIZAÇÃO E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL DE RIACHOS RURAIS 39
3.1 INTRODUÇÃO 41
3.2 MÉTODOS 43
3.2.1 Área de Estudo 43
3.2.2 Amostragem 44
3.2.3 Análise da Dieta e dos Dados 45
3.3 RESULTADOS 47
3.3.1 Organização Trófica 47
3.3.3 Estrutura Trófica 56
3.4 DISCUSSÃO 61
REFERÊNCIAS 65
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS 69

1 INTRODUÇÃO

Os riachos são ambientes extremamente dinâmicos, do ponto de vista ecológico, pois apresentam variações ambientais previsíveis (eventos sazonais) e outras imprevisíveis (eventos estocásticos), que acarretam modificações pronunciadas com propriedades físicas bem marcantes (ESTEVES & ARANHA, 1999). Estes ambientes apresentam elevada heterogeneidade de habitats (BARILI *et al.*, 2011), devido a diversos fatores como, hidrológicos, características do substrato (VANZOLINI & PAPAVERO, 1967), estruturação interna, vegetação marginal (VANNOTE *et al.*, 1980; FERREIRA & CASATTI, 2006), fluxo espacial de subsídios (*in situ* e *ex situ*), taxa perímetro/área (VANNOTE *et al.*, 1980; POLIS *et al.*, 1997) e declividade (WINEMILLER *et al.*, 2008). Esses fatores interferem diretamente nas condições oferecidas para as comunidades aquáticas.

Especificamente, para as assembleias de peixes, os estudos em riachos avaliam o comportamento das espécies frente as modificações ambientais (SABINO & CASTRO, 1990; SABINO & ZUANON, 1998; TAKAHASHI *et al.*, 2013; WOLFF *et al.*, 2013). Contudo, os peixes possuem habilidades de movimento, procuram diferentes maneiras para maximizar o seu *fitness* biológico, tornando as interações ecológicas bastante complexas (LOWE-MCCONNELL, 1999). Na tentativa de predizer padrões ecológicos em riachos VANNOTE *et al.* (1980) sugeriram que, para ecossistemas lóticos ocorre um gradiente de condições físicas, que por sua vez influenciam as características estruturais das comunidades de organismos distribuídas ao longo do eixo longitudinal. A teoria sugere ainda, relação inversa entre a importância da matéria orgânica alóctone com a ordem do riacho. Assim, a cabeceira sofre maior influência da vegetação ripária que a foz, o que reduz a produção autotrófica devido ao sombreamento, e, ao mesmo tempo, contribui com a entrada de material alóctone.

Portanto, as assembleias de peixes tendem a usar com maior eficiência os recursos alóctones nos trechos de cabeceira, e em direção à foz essa contribuição diminui, tornando mais importante os recursos de origem autóctone (ANGERMEIER & KARR, 1983; POUILLY *et al.*, 2006). Assim, em cada trecho é previsível a formação de grupos tróficos adaptados à disponibilidade de alimentos, refletindo os recursos mais abundantes no local (ESTEVES *et al.*, 2008). Os grupos tróficos insetívoro terrestre e herbívoro tendem a ocorrer na cabeceira, e na foz predominantemente os grupos insetívoro aquático e detritívoro (VANNOTE *et al.*, 1980; WOLFF *et*

al., 2013). Desse modo, os estudos de ecologia trófica podem ser uma importante ferramenta para descrever a estrutura das assembleias e o conhecimento quantitativo dos mecanismos de interação entre as espécies e seus ecossistemas (WOOTTON, 1990; POUILLY *et al*., 2006), bem como avaliar as influências dos distúrbios físicos sobre as assembleias.

Neste trabalho, foram avaliadas através da análise da dieta, a importância da origem dos recursos para a ictiofauna em quatro riachos de cabeceira e rurais, ao longo do gradiente longitudinal. Também, foi investigado a influência do gradiente longitudinal sobre a organização e estrutura trófica das assembleias de peixes, através dos atributos riqueza de espécies, densidade e biomassa dos grupos tróficos.

Referências

ANGERMEIER, L.P. & KARR, J.R. 1983 Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environmental Biology of Fishes, 9: 117-135.

BARILI, E., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & LATINI, J.D. 2011. The coexistence of fish species in stream: relationships between assemblage atributes and trophic and environmental variables. Environmental Biology of Fish, 92: 41-52.

ESTEVES, K.E. & ARANHA, J.M.R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. *In:* CARAMASHI, É.P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P.R. (eds.). Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis. 1.ed. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil, 6: 157-182.

ESTEVES, K.E., LOBO, A.V.P. & FARIA, M.D.R. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga, Upper Tiête River Basin, Brazil. Hydrobiologia, 598: 373-387.

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

LOWE-MCCONNELL, R.H. estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. tradução: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, Â.A. & CUNNINGHAM, P.T.M. São Paulo, Edusp, 1999. 534p., il. (coleção base). título original em inglês: Ecological Studies in Tropical Fish Communities.

POLIS, G.A.; ANDERSON, W.B. & HOLT, R.D. 1997. toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. annual review of ecology and systematics, 28: 289–316.

POUILLY, M.; BARRERA, S. & ROSALES, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along na environmental gradiente in the Upper Beni watershed (Bolivia). Journal of Fish Biology 68: 137-156.

SABINO, J. & CASTRO, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil). Revista Brasileira de Biologia, 50: 23-26.

SABINO, J. & ZUANON, J. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. Ichthyological Exploration of Freshwaters, 8: 201-210.

TAKAHASHI, E.L.H., ROSA, F.R.T., LANGEANI, F. & NAKAGHI, L.S.O. 2013. Spatial and seasonal patterns in fish assemblage in Córrego Rico, upper Paraná River basin. Neotropical Ichthyology, 11: 143-152.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.

VANZOLINI, P.E. & PAPAVERO, N. (eds.). 1967. Manual de Coleta e preparação de animais terrestres e de água doce. Fonseca, São Paulo. 223pp.

WINEMILLER, K.O., AGOSTINHO A.A. & CARAMASCHI E.P. 2008. Fish ecology in tropical streams. *In*: DAVID DUDGEON (ed.).Tropical stream Ecology, D. Dudgeon; C. Cressa. 305p. San Diego: Elsevier/Academic Press. Pp 107-146.

WOLFF, L.L., CARNIATTO, N. & HAHN, N.S. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. Neotropical Ichthyology, 11: 375-386.

WOOTTON, R.J. 1990. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London.

2 IMPORTÂNCIA DA ORIGEM DOS RECURSOS NA DIETA DA ICTIOFAUNA DE RIACHOS RURAIS: UMA ABORDAGEM LONGITUDINAL

2.1 INTRODUÇÃO

Riachos são ambientes lóticos que alternam trechos de águas rápidas e de remanso (Lowe-McConnell, 1975). Nesses ambientes as espécies de pequeno porte são os componentes principais da ictiofauna (Castro, 1999), sendo que em regiões tropicais a fauna de peixes é caracteristicamente diversificada, com grande número de espécies e interações ecológicas muito complexas (Lowe-McConnell, 1975). Estas espécies diferem quanto à seleção de habitat, dieta, estrutura etária e padrões de migração (Welcomme, 1979).

Peixes de riachos dependem de alguns fatores (físicos e estruturais) ambientais, para o sucesso de suas funções ecológicas. Dentre esses, estão o tamanho do riacho e da bacia de drenagem (Fausch *et al*., 1984; Oliveira & Bennemann, 2005), as características morfológicas do ambiente, a velocidade de corrente, cobertura da vegetação ripária (Penczak *et al*., 1994; Ferreira & Casatti, 2006; Lorion & Kennedy, 2009; Casatti *et al*., 2012), bem como, a disponibilidade de recursos alimentares autóctones (*in situ*) e subsídios alóctones (*ex situ*) (Vannote *et al*., 1980; Polis *et al*., 1997; Kawaguchi *et al.*, 2003; Lorion & Kennedy, 2009; Richardson *et al*., 2009).

Recursos alóctones compreendem o fluxo de organismos e energia de um ecossistema para outro (Richardson *et al*., 2009). Recursos produzidos fora do sistema receptor que podem servir diretamente como recurso nutricional para os consumidores recebedores, e assim, reduzir os custos de forrageamento por aumentar a quantidade de recursos locais (Polis *et al*., 1997; Richardson *et al*., 2009). Essa caracteristica eleva a produtividade primária, e consequentemente, a abundância dos consumidores, acima dos níveis suportados dentro do sistema (Pace *et al*., 2004). Dessa forma, garantem recursos alimentares às populações locais, mesmo onde a produtividade primária é baixa (Polis *et al*., 1997; Rose & Polis, 1998; Pace *et al*., 2004; Richardson *et al*., 2009). Recursos terrestres, como invertebrados, podem representar até a metade da taxa energética na dieta de peixes de riachos (Masson & Macdonald, 1982), indicando que nestes ambientes os peixes têm preferência e selecionam estes organismos (Main & Lyon, 1988; Garman, 1991). A importância de recursos terrestres na dieta de peixes de riachos tem sido frequentemente documentada em regiões tropicais (Uieda & Kikuchi, 1995; Tófoli *et al.*, 2010;

Manna *et al.,* 2012; Wolff *et al.,* 2013; Small *et al.,* 2013), evidenciando que, tão importante quanto a produtividade interna do ambiente aquático, que mantém as populações consumidoras, são os subsídios advindos da interface de habitats terrestres (Polis *et al*., 1997).

Riachos e suas áreas adjacentes são ecossistemas conectados pelo fluxo de materiais e pelo movimento de organismos (Nakano *et al.*, 1999; Baxter *et al*., 2005), e essa troca permite a entrada de subsídios ao longo de um "continuum" (*Continuum Fluvial Concept* - Vannote *et al*., 1980), associado a um gradiente de condições físicas e ajustes bióticos, da cabeceira à foz (Vannote *et al.*, 1980; Power *et al*., 2004; Lorion & Kennedy, 2009). Quando comparada à foz, a cabeceira sofre maior influência da vegetação ripária, que reduz a produção autotrófica devido ao sombreamento da água, e, ao mesmo tempo, contribui com a entrada de material alóctone. Com o aumento do tamanho do riacho, ao longo do gradiente, a entrada de material orgânico diminui, coincidindo com o incremento da produção primária autóctone (Vannote *et al*., 1980). Rios e riachos apresentam gradiente longitudinal notável de recursos alimentares dominantes na dieta dos peixes, sendo que em trechos de cabeceira os peixes dependem primariamente de material alóctone, constituído por insetos terrestres e detritos vegetais (Lowe-McConnell, 1975), cuja importância pode decrescer (principalmente restos de plantas) ao longo do gradiente longitudinal (Manna *et al.,* 2012).

Riachos florestados são sistemas dinâmicos influenciados tanto por mudanças sazonais internas, quanto pelas mudanças na vegetação terrestre adjacente (Lammert & Allan, 1999). Potencialmente, possuem grande impacto sobre as comunidades aquáticas, não somente por prover energia através de invertebrados e restos de plantas, mas também por influenciar a radiação solar, o fluxo, os nutrientes e a temperatura (Erös *et al.,* 2012). Estudos desenvolvidos em riachos e rios têm demonstrado que os peixes nestas áreas dependem de recursos alimentares derivados diretamente da vegetação adjacente (Angermeier & Karr, 1983; Ferreira *et al*., 2011; Zhang & Richardson, 2011; Erös *et al*. 2012; Silva *et al*., 2012).

Com a expansão das atividades agrícolas, a vegetação ripária dos riachos nas áreas rurais tem sido comprometida. Assim, além da importância do gradiente longitudinal para o fornecimento de recursos terrestres, é esperado que sua disponibilidade para os peixes, sejam mais pronunciados em riachos com maior cobertura vegetal. Essa premissa foi constatada em vários estudos em riachos com diferentes graus de preservação da vegetação ripária, envolvendo

diferentes espécies de peixes (Bojsen & Barriga, 2002; Iwata *et al.*, 2003; Rezende & Mazzoni, 2006; Ferreira *et al.*, 2011, 2012), os quais foram unânimes em afirmar a importância da vegetação na manutenção das espécies que dependem basicamente desses recursos.

Embora o consumo de recursos alóctones por peixes em riachos tropicais venha sendo destacado, como descrito anteriormente, o uso predominante de recursos autóctones pela ictiofauna nesses ambientes também tem sido verificado. Em riachos da mata Atlântica, por exemplo, as assembleias de peixes foram sustentadas basicamente por recursos autóctones, especialmente formas imaturas de insetos e algas (Rolla *et al.*, 2009). Para esses autores, esse resultado é justificado pela composição da assembleia de peixes, com espécies morfologicamente adaptadas para o consumo de organismos aquáticos, bem como pelas condições ambientais dos riachos estudados, onde verificou-se incremento de algas em locais com menor cobertura da vegetação, o que pode explicar a elevada participação de recursos autóctones na dieta. Estes resultados, embora contraditórios à convencional teoria do *continuum fluvial concept* (Vannote *et al.*, 1980), sugerem que, além da disponibilidade espacial dos recursos, a identidade das espécies de peixes está fortemente relacionada à sua estratégia alimentar (Wesner, 2010). Identidade deve ser entendida como o conjunto de características (morfológicas, fisiológicas, comportamentais e requerimentos ecológicos) que uma espécie deverá manifestar, para garantia do seu ciclo de vida. Essa identidade será o fator determinante para o uso dos recursos, influenciando os padrões de alimentação encontrados em riachos.

Considerando a importância do fluxo de energia entre os sistemas terrestres e aquáticos para a manutenção das assembleias de peixes em riachos, e ainda, que existe um gradiente longitudinal de entrada de recursos terrestres, e consequentemente na disponibilidade dos recursos alimentares para a ictiofauna. Neste trabalho, avaliou-se através da análise da dieta, a importância dos recursos alóctones para a ictiofauna de riachos rurais. Especificamente, pretendeu-se responder as seguintes questões: (i) o consumo de recursos alóctones pela ictiofauna é influenciado pelo gradiente longitudinal dos riachos? (ii) a identidade das espécies de peixes influencia o consumo de recursos alóctones? Para responder estas questões foram amostrados peixes na cabeceira, no meio e na foz de quatro riachos rurais pertencentes à sub-bacia do rio Pirapó, bacia do alto rio Paraná.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

Para este estudo foram selecionados quatro riachos (Água da Roseira, Remo, Romeira e Zaúna - Fig. 1) de primeira ordem (Strahler, 1957) localizados na região rural do município de Maringá (PR) e pertencentes à sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó (bacia do alto Rio Paraná). Esta sub-bacia é delimitada pela latitude 22º30’ e 23º30’S e longitude 51º15’ e 52º15’W, com área de drenagem de aproximadamente 5.076 km^2 (Peruço, 2004). Os quatro riachos apresentam largura variável da vegetação ripária, sendo seus entornos utilizados intensivamente para atividades agrícolas.

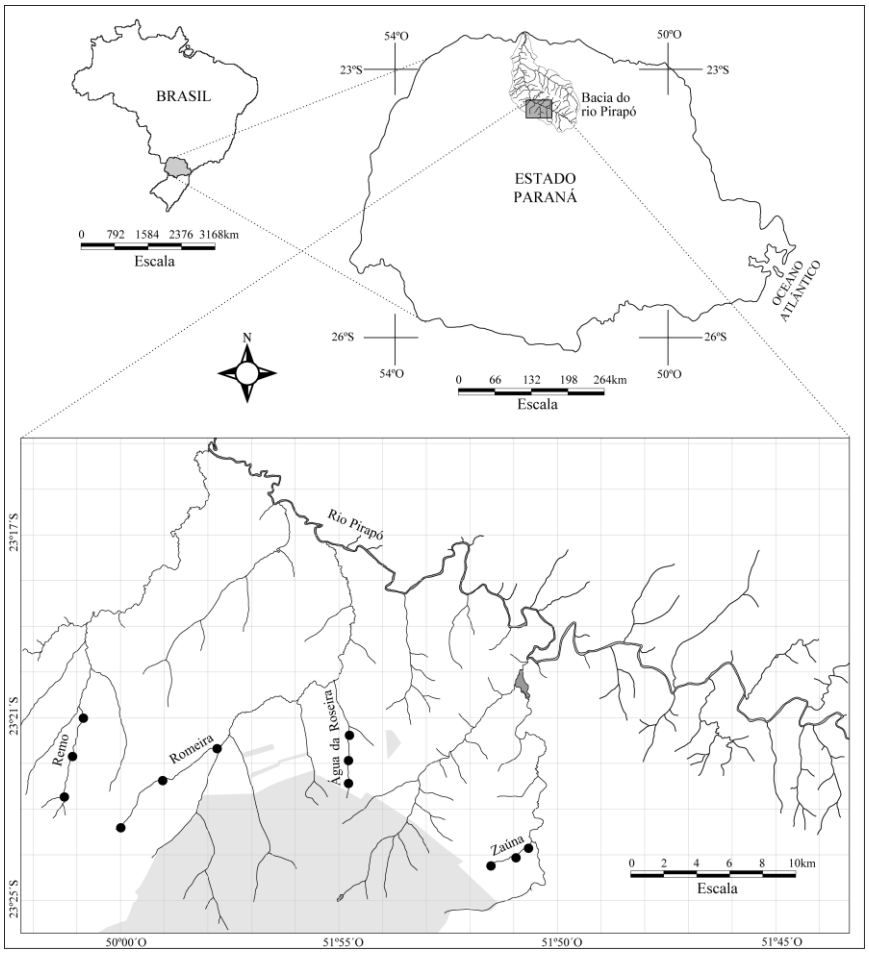


Fig. 1. Localização geográfica dos riachos da sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná e pontos de coleta (●).

O riacho Água da Roseira, cujas margens são íngremes, apresenta faixas estreitas de vegetação ripária arbórea, área de drenagem de 867 km^2 e está localizado em 23º20’56,30”S - 51º54’52,31”W. O riacho Remo apresenta vegetação arbustiva e arbórea heterogêneas, alternando espécies nativas e não nativas. A largura da vegetação ripária ao longo de suas margens é variável, sua área de drenagem é de 792 km^2 e está localizado entre as coordenadas 23º21’39,26”S - 52º01’02,48”W. O riacho Romeira apresenta vegetação ripária com largura variável ao longo de suas margens íngremes, com sub-bosque preservado; sua área de drenagem é de 895 km^2 e está localizado em 23º22’04,05”S - 51º58’43,50”W. No riacho Zaúna a vegetação ripária é extensa ao longo de quase todo seu percurso, é o menor riacho entre os analisados, com área de drenagem de 297 km^2, e está localizado em 23º23’47,36”S - 51º51’02,09”W. Notando o aspecto complexidade estrutural interna, os riachos foram considerados bem estruturados, pois em todos os trechos, foram observadas estruturas naturais (troncos, galhos, folhas, grânulos e seixos). Estas estrutura fornecem conformação de habitat às comunidades locais.

2.2.2 Amostragem

As amostragens foram realizadas bimestralmente, nos trechos de cabeceira, meio e foz dos riachos, (totalizando 12 pontos de coleta - Fig. 1), no período de julho de 2007 a junho de 2008. Os peixes foram amostrados com o uso de equipamento de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A), através de três capturas sucessivas com unidade de esforço constante, sobre segmentos de aproximadamente 20 vezes a largura média do leito do riacho (Lyons, 1992), sendo os segmentos delimitados por redes de bloqueio com 2 mm entre nós. Os peixes capturados foram anestesiados com solução de eugenol, fixados em formalina 4% e posteriormente identificados, contados e eviscerados. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia – Universidade Estadual de Maringá, disponível em http://peixe.nupelia.uem.br). Depois de eviscerados, os estômagos com alimento foram conservados em álcool 70%.

Transectos foram espaçados a cada 10 m na extensão determinada para a realização da pesca elétrica, onde foram obtidos dados referentes à granulometria e complexidade estrutural do habitat, através de um quadrado de madeira com 0,25 m^2, subdividido em 25 quadrados de 0,01

m^2. Os valores de cada variável foram calculados pela soma de ocorrências/m^2 dos diferentes tipos de substrato (argila, grânulos e seixos) e estruturas do habitat (galhos/folhas dentro do leito, e troncos/galhos/folhas das margens). Para estas variáveis foram realizadas cinco repetições em cada transecto, por trecho dos riachos. Foram tomadas ainda, três medidas de largura do leito do riacho, e da largura da vegetação ripária, em cada trecho dos riachos. Para todas as variáveis foram calculados os valores médios.

2.2.3 Dados da Dieta

Para identificar e quantificar os recursos alimentares consumidos pela ictiofauna, a dieta de 17 espécies foi analisada. Estas espécies foram selecionadas porque apresentaram, em pelo menos um dos trechos amostrados, três indivíduos cujos estômagos continham alimento para análise da dieta. Foram analisados conteúdos estomacais de 303 indivíduos provenientes do riacho Água da Roseira, 246 do riacho Remo, 396 do riacho Romeira e 254 do riacho Zaúna. Para avaliação quantitativa dos itens alimentares, utilizou-se o método volumétrico, em que o volume de cada item alimentar é registrado, obtendo-se a porcentagem em relação ao volume total de todos os conteúdos estomacais (Hyslop, 1980). O volume foi obtido através de placa milimetrada e posteriormente transformado em mililitro (Hellawel & Abel, 1971).

Para verificar a importância dos recursos alóctones na dieta da ictiofauna, os itens alimentares agruparam-se de acordo com sua origem, autóctones e alóctones. Embora detrito/sedimento tem sido considerado um recurso de origem indeterminada (Rolla *et al.*, 2009; Wolff *et al*., 2013), neste estudo assumimos como de origem autóctone, uma vez que foi composto por material finamente particulado, juntamente com algas unicelulares e rotíferos, e, provavelmente colonizado por microrganismos dado o avançado grau de decomposição. Além disso, neste recurso não foram incluídos restos de vegetais ou de invertebrados.

Os conteúdos estomacais foram identificados utilizando microscópio estereoscópico e ótico, e agrupados categorias de recursos alimentares: insetos aquáticos (Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera e Trichoptera), insetos terrestres (Collembola, Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Thysanoptera e restos), outros invertebrados aquáticos (Acarina, Amphipoda, Bryozoa, Cladocera, Mollusca, Oligochaeta e Ostracoda), outros invertebrados terrestres (Araneae, Diplopoda e Isopoda), vegetais aquáticos (algas filamentosas e briófitas), vegetais terrestres (folhas e frutos), peixes (pedaços de músculos,

nadadeiras e escamas de peixes), e detrito/sedimento (material orgânico finamente particulado em estágio avançado de decomposição, material inorgânico, juntamente com algas unicelulares).

2.2.4 Análise dos Dados

Para avaliar alterações ao longo do gradiente longitudinal no consumo de recursos autóctones e alóctones na composição da dieta da ictiofauna entre a cabeceira, o meio e a foz de cada riacho foram testadas através do teste não-paramétrico procedimento de permutação multi-resposta (MRPP - *multiresponse permutation procedure* - Zimmerman *et al.,* 1985), utilizando os dados de volume. Diferenças no consumo das categorias de recursos alimentares (insetos aquáticos, insetos terrestres, outros invertebrados aquáticos, outros invertebrados terrestres, vegetais aquáticos, vegetais terrestres, peixes e detrito/sedimento) pela ictiofauna, entre cabeceira, meio e foz, de cada riacho, foram também testadas através de MRPP (randomização de Monte Carlo com 10.000 permutações), para avaliar o efeito do gradiente na utilização destes tipos de recursos. Para as análises foi utilizado o software PC-Ord® 5.0 (McCune & Mefford, 2006). O nível de significância estatística adotado para as análises foi $p< 0,05$.

Para avaliar a influência da identidade das espécies de peixes no uso dos recursos alimentares pela ictiofauna, os dados de composição da dieta das espécies foram ordenados através da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA- *detrended correspondence analysis* – Hill & Gauch, 1980), realizada para cada riacho. A ordenação foi aplicada sobre a matriz de dados de volume dos recursos alimentares (insetos aquáticos, insetos terrestres, outros invertebrados aquáticos, outros invertebrados terrestres, vegetais aquáticos, vegetais terrestres, peixes e detrito/sedimento), sendo indivíduos nas linhas e recursos alimentares nas colunas.

Uma análise de componentes principais (PCA- *principal component analysis* Gauch Jr., 1982) foi usada para identificar quais variáveis ambientais (Tabela 1) influenciaram a ordenação dentro e entre os riachos e ranquear os pontos destas variáveis. Para determinar qual eixo da PCA seria retido, os autovalores dos eixos foram comparados com os autovalores gerados através do modelo de "*broken-stick*" (Jackson, 1993).

2.3 RESULTADOS

Foram incluídas no trabalho 17 espécies que totalizaram 8051 indivíduos, o que representa 99,5% do total capturado. *Poecilia reticulata, Imparfinis mirini, Astyanax fasciatus* e *Hypostomus ancistroides* foram as espécies mais abundantes, e juntas representaram 84,2% das capturas (Tabela 1). No riacho Água da Roseira, *I. mirini* foi a espécie mais abundante nos três trechos, representando 70,2% dos peixes capturados na cabeceira, 49,2% no meio e 65,5% na foz. *Poecilia reticulata* foi a mais abundante em todos os trechos amostrados no riacho Remo (70,2%, 49,2% e 65,5%, respectivamente na cabeceira, meio e foz); *Astyanax fasciatus* foi também abundante na foz deste riacho (26,8%). No riacho Romeira várias espécies apresentaram elevada abundância, e diferiram entre os trechos. Na cabeceira, *P. reticulata* representou 90,4% das capturas; no meio *I. mirini* contribuiu com 36,4% e *P. reticulata* com 33,5%; e na foz *Phenacorhamdia tenebrosa* (34,7%) e *Astyanax altiparanae* (29,3%) foram as mais abundantes. No riacho Zaúna *P. reticulata* foi a espécie mais abundante em todos os trechos (78,1%, 68,9% e 41,2%, respectivamente na cabeceira, meio e foz).

Tabela 1. Abundâcia das espécies de peixes coletadas em quatro riachos rurais da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná) nos trechos de cabeceira (C), meio (M) e foz (F). ARO= Água da Roseira; REM= Remo; ROM= Romeria; ZAU= Zaúna. * Espécies não incluídas nas análises da dieta.

	ARO			REM			ROM			ZAU		
Espécies	C	M	F	C	M	F	C	M	F	C	M	F
Characiformes												
Crenuchidae												
[1]*Characidium* aff. *zebra*					3	78				39	10	25
Characidae												
[2]*Astyanax bockmanni*	2									6	25	10
[3]*Astyanax altiparanae*		1						1	115	3		
[4]*Astyanax* aff. *fasciatus*	31	40	39	156	92	405	16	111	8	20	113	49
[5]*Astyanax* aff. *paranae*	3	4		85	5	31	21	8			45	18
[6]*Bryconamericus stramineus*	17	76	27									9
[7]*Piabina* sp.	7	9	3		32	3						
Erythrinidae												
*Hoplias malabaricus**									2			
Siluriformes												
Trichomycteridae												
[8]*Trichomycterus diabolus*					33	1						
Callichthyidae												
*Callichthys callichthys**											2	
Loricariidae												
Hisonotus sp.*			1									
[9]*Hypostomus ancistroides*	26	16	45	58	91	106	11	130	37	71	16	13
*Hypostomus nigromaculatus**												2

Hypostomus cf. *strigaticepis**												8
Rineloricaria sp.*												6
Neoplecostomus sp.*				1								
Heptapteridae												
[10]*Cetopsorhamdia iheringi*		4	6					1	18			27
[11]*Imparfinis borodini*											1	23
[12]*Imparfinis mirini*	273	206	327					349	36			
[13]*Phenacorhamdia tenebrosa*		3	13		19	6		11	136			4
*Pimelodella avanhandavae**			1									
[14]*Rhamdia quelen*	11	29	37	22	2	18		27	19	5	9	10
Gymnotiformes												
Gymnotidae												
[15]*Gymnotus inaequilabiatus*				3	3	1			3			
Cyprinodontiformes												
Poeciliidae												
[16]*Poecilia reticulata*	19	31		835	216	856	450	322	13	547	492	143
Synbranchiformes												
Synbranchidae												
*Synbranchus marmoratus**				2	3	5						
Perciformes												
Cichlidae												
*Geophagus brasiliensis**									5			
[17]*Oreochromis niloticus*										9	1	

Abreviações: [1]Cze; [2]Abo; [3]Aal; [4]Afa; [5]Apa; [6]Bst; [7]Pia; [8]Tdi; [9]Han; [10]Cih; [11]Ibo; [12]Imi; [13]Pte; [14]Rqu; [15]Gin; [16]Pre; [17]Oni

Para o riacho Água da Roseira (Fig. 2), a proporção de recursos autóctones e alóctones consumida pela ictiofauna foi significativamente diferente entre a cabeceira e o meio, e entre o meio e a foz, enquanto entre cabeceira e foz não houve diferença significativa (Tabela 2). Os recursos de origem autóctone foram mais consumidos na cabeceira e na foz, embora os alóctones também tenham sido importantes para a dieta da ictiofauna nestes trechos (Fig. 2a). No meio, os alóctones destacaram-se representando 67,6% do total consumido. No riacho Remo, não houve diferença significativa na proporção de recursos autóctones e alóctones na dieta da ictiofauna entre os trechos (Tabela 2), sendo ambos os recursos utilizados em proporção similares (Fig. 2b).

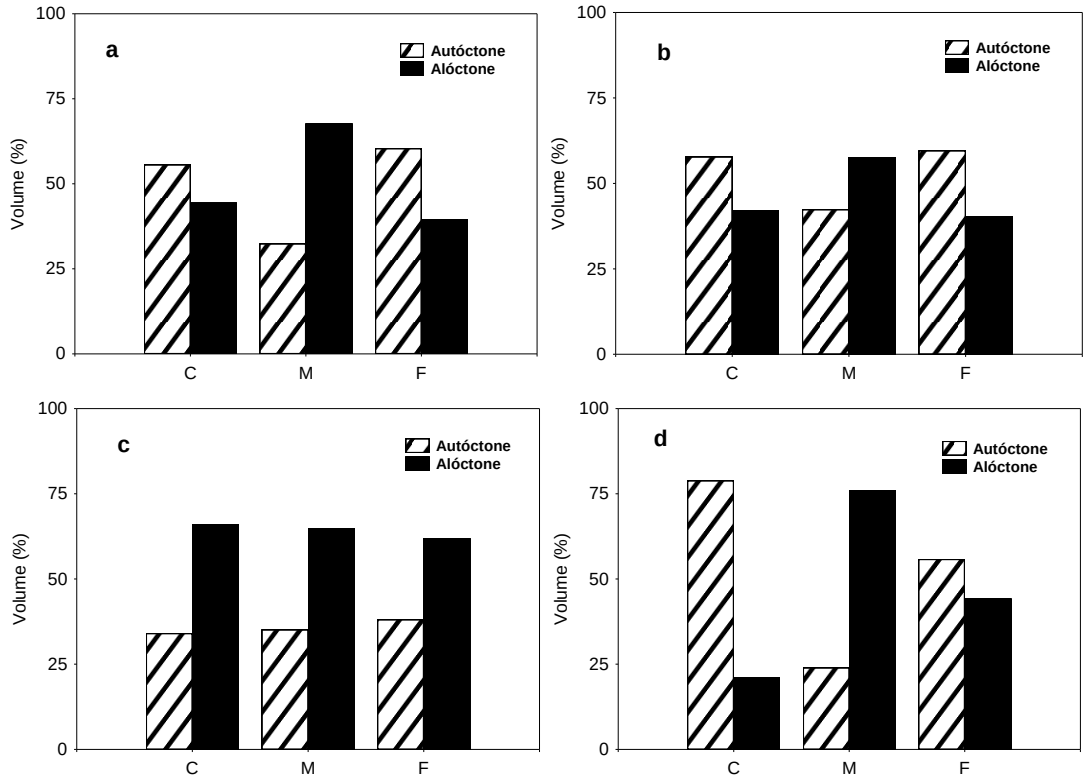


Fig. 2. Percentual dos recursos autóctones e alóctones utilizados pela ictiofauna no gradiente longitudinal (C= cabeceira, M= meio e F= foz) de quatro riachos rurais (**a**= Água da Roseira; **b**= Remo; **c**= Romeira; **d**= Zaúna) da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná).

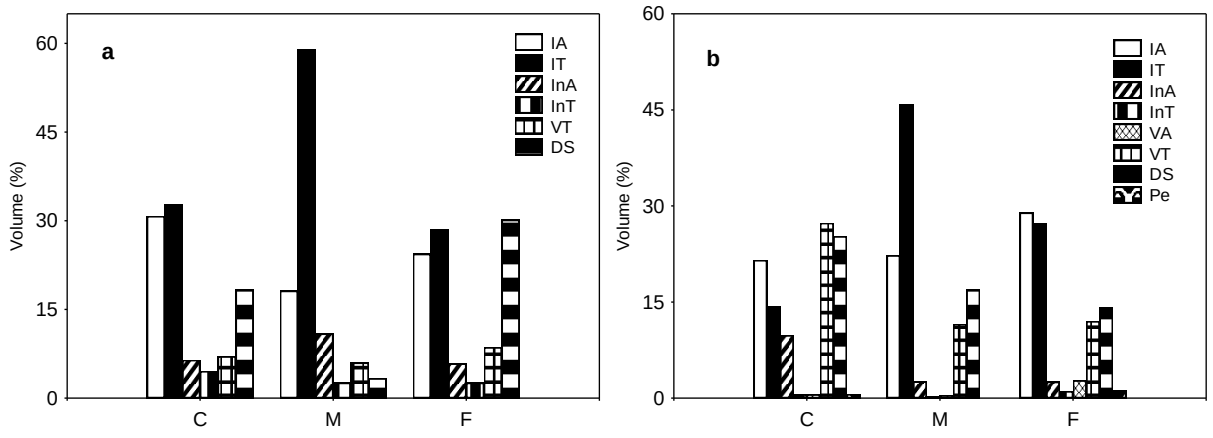
Tabela 2. Resultados da análise procedimento de permutação multi-resposta (MRPP) aplicada aos dados de consumo (volume) de recursos autóctones e alóctones pela ictiofauna entre os trechos de cabeceira (C), meio (M) e foz (F) de quatro riachos da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná).

Riacho/trecho	A	*p*
Água da Roseira		
C x M	0,070	<**0,01**
C x F	0,005	0,102
M x F	0,050	<**0,01**
Remo		
C x M	-0,001	0,339
C x F	0,009	**0,051**
M x F	0,002	0,211
Romeira		
C x M	-0,001	0,489
C x F	0,009	**0,045**
M x F	0,004	0,07
Zaúna		
C x M	0,17	<**0,01**
C x F	0,05	<**0,01**
M x F	0,03	<**0,01**

No riacho Romeira, a dieta da ictiofauna foi determinada pelo consumo de recursos alóctones (Fig. 2c). No entanto, a MRPP mostrou diferença significativa entre os trechos cabeceira e foz (Tabela 2). O riacho Zaúna apresentou a maior variação no consumo de recursos autóctones e alóctones entre os trechos, apresentando diferenças significativas entre todos (Tabela 2). Na cabeceira, recursos autóctones foram os mais consumidos pela ictiofauna, no meio destacaram-se os de origem alóctone, e na foz recursos autóctones e alóctones foram consumidos em proporções semelhantes (Fig. 2d).

Considerando as categorias de recursos alimentares (Fig. 3) foram verificadas diferenças significativas entre todos os trechos, para todos os riachos (Tabela 3). No Água da Roseira, insetos terrestres e aquáticos foram consumidos em proporções similares, seguidos por detrito/sedimento na cabeceira (Fig. 3a); no meio, insetos terrestres compuseram a maior parcela da dieta da ictiofauna, na foz, detrito/sedimento, insetos terrestres e aquáticos contribuíram de forma similar (Fig. 3a). No Remo, vegetais terrestres, detrito/sedimento e insetos aquáticos foram os recursos mais consumidos pela ictiofauna na cabeceira (Fig. 3b); no meio, insetos terrestres predominaram, seguido por insetos aquáticos; na foz, insetos aquáticos e terrestres foram os recursos mais consumidos (Fig. 3b).

Na cabeceira do riacho Romeira, insetos terrestres predominaram na dieta; no meio, insetos aquáticos e vegetais terrestres foram mais consumidos; e na foz, vegetais terrestres, insetos terrestres e aquáticos foram consumidos em proporções elevadas e semelhantes (Fig. 3c). No Zaúna, detrito/sedimento, insetos aquáticos e outros invertebrados aquáticos foram os recursos mais consumidos na cabeceira (Fig. 3d); no meio, vegetais terrestres predominaram, seguidos por insetos terrestres; e na foz, insetos aquáticos e terrestres foram mais consumidos (Fig. 3d).



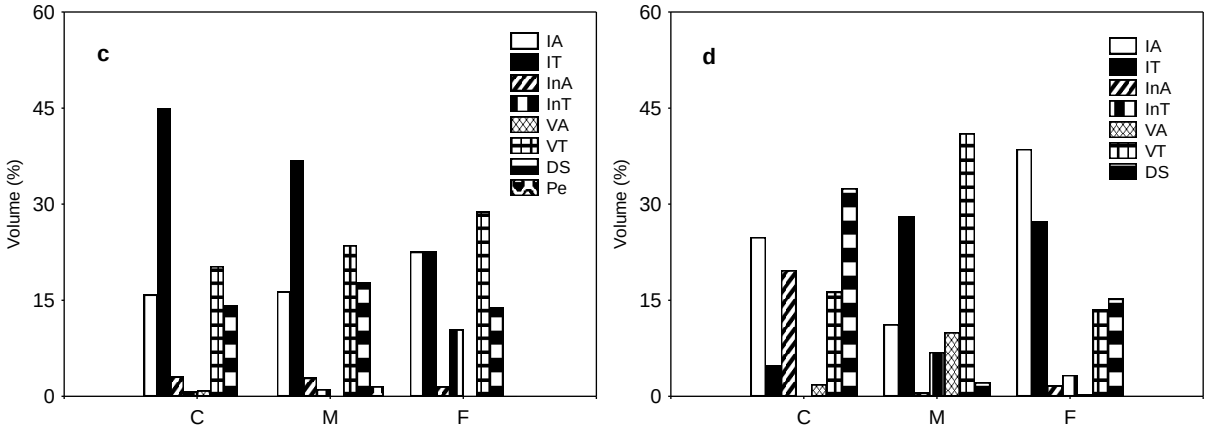


Fig. 3. Percentual dos recursos alimentares consumidos pela ictiofauna no gradiente longitudinal (C= cabeceira, M= meio e F= foz) de quatro riachos rurais (**a**= Água da Roseira; **b**= Remo; **c**= Romeira; **d**= Zaúna) da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná). (IA=insetos aquáticos; IT=insetos terrestres; InA=outros invertebrados aquáticos; InT=outros invertebrados terrestres; VA=vegetais aquáticos; VT=vegetais terrestres; DS=detrito/sedimento; Pe=restos de peixe).

Tabela 3. Resultados da análise procedimento de permutação multi-resposta (MRPP) aplicada aos dados de dieta da ictiofauna entre os trechos de cabeceira (C), meio (M) e foz (F) de quatro riachos da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná).

Riacho/trecho	A	p
Água da Roseira		
C x M	0,040	**<0,01**
C x F	0,007	**0,041**
M x F	0,040	**<0,01**
Remo		
C x M	0,010	**0,015**
C x F	0,060	**<0,01**
M x F	0,010	**0,027**
Romeira		
C x M	0,008	**0,018**
C x F	0,062	**<0,01**
M x F	0,021	**<0,01**
Zaúna		
C x M	0,105	**<0,01**
C x F	0,074	**<0,01**
M x F	0,030	**<0,01**

A DCA mostrou que independente do riacho as espécies mantiveram de forma geral em suas dietas, os mesmos recursos alimentares (Fig. 4). No riacho Água da Roseira (eixos 1 e 2 explicaram 51,0% da variação dos dados), observou-se nos escores positivos do eixo 1, o agrupamento de *H. ancistroides*, que consumiu essencialmente detrito/sedimento, enquanto nos

escores negativos agruparam-se principalmente indivíduos das espécies *Piabina* sp., *Rhandia quelen, A. fasciatus* e *Bryconamericus stramineus,* que tiveram insetos e vegetais terrestres como principais recursos alimentares (Fig. 4a). Nos escores positivos do eixo 2, ficaram ordenados principalmente os indivíduos de *I. mirini,* que consumiram insetos aquáticos e outros invertebrados aquáticos. Entretanto, alguns indivíduos desta espécie ficaram posicionados nos escores intermediários, pois consumiram também insetos terrestres.

No riacho Remo a DCA (eixos 1 e 2 explicaram 43,4% da variação dos dados) ordenou, nos maiores escores do eixo 1, indivíduos de *H. ancistroides* e *P. reticulata* que consumiram detrito/sedimento; nos escores negativos do eixo 1 ficaram posicionados indivíduos de *A. fasciatus*, que consumiram insetos terrestres, porém, parte dos indivíduos desta espécie agrupou-se com *Astyanax paranae* nos escores positivos do eixo 2, em função do elevado consumo de vegetais terrestres. As espécies *Characidium zebra*, *Gymnotus inaequilabiatus*, *R. quelen, Piabina* sp. e *Trychomycterus diabolus,* que consumiram insetos aquáticos, outros invertebrados aquáticos e terrestres, agruparam-se nos escores intermediários dos eixos 1 e 2 (Fig. 4b).

No riacho Romeira (eixos 1 e 2 explicaram 46,7% da variação dos dados), indivíduos das espécies *H. ancistroides* e *P. reticulata,* que consumiram detrito/sedimento, ficaram agrupados nos escores positivos do eixo 1 (Fig. 4c). Nos escores negativos do eixo 1 ficou agrupado a maioria dos indivíduos de *R. quelen, A. fasciatus, A. paranae* e *A. altiparanae*, que consumiram elevadas proporções de insetos e vegetais terrestres, e parte dos indivíduos de *C. iheringi* que consumiram insetos terrestres. A maioria dos indivíduos de *I. mirini* e *P. tenebrosa*, e parte dos indivíduos de *P. reticulata, R. quelen* e *Cetopsorhamdia iheringi,* posicionaram-se nos escores intermediaries do eixo 1, e consumiram basicamente insetos aquáticos (Fig. 4c). Nos escores positivos do eixo 2, ficaram alguns indivíduos de *A. altiparanae* que consumiram outros invertebrados terrestres.

No riacho Zaúna (eixos 1 e 2 explicaram 47,1% da variação dos dados), nos maiores escores do eixo 1, ficaram ordenados indivíduos de *H. ancistroides* e *P. reticulata,* que consumiram detrito/sedimento (Fig. 4d). Nos escores negativos do eixo 1, ficaram indivíduos de *A. paranae, A. bockmanni, A. fasciatus, B. stramineus,C. iheringi, Imparfinis borodini* e *R. quelen,* que consumiram insetos terrestres e aquáticos, e vegetais terrestres. A maioria dos indivíduos de *C. zebra,* e parte dos indivíduos de *P. reticulata,* formaram um agrupamento nos menores valores positivos do eixo 1, em função do consumo expressivo de outros invertebrados

aquáticos. Devido a variabilidade na dieta de *Oreochromis niloticus* os indivíduos desta espécie ficaram dispersos na ordenação (Fig. 4d). Nos escores positivos do eixo 2, indivíduos de *A. fasciatus*, *A. paranae* e *R. quelen* agruparam-se devido ao consumo de outros invertebrados terrestres.

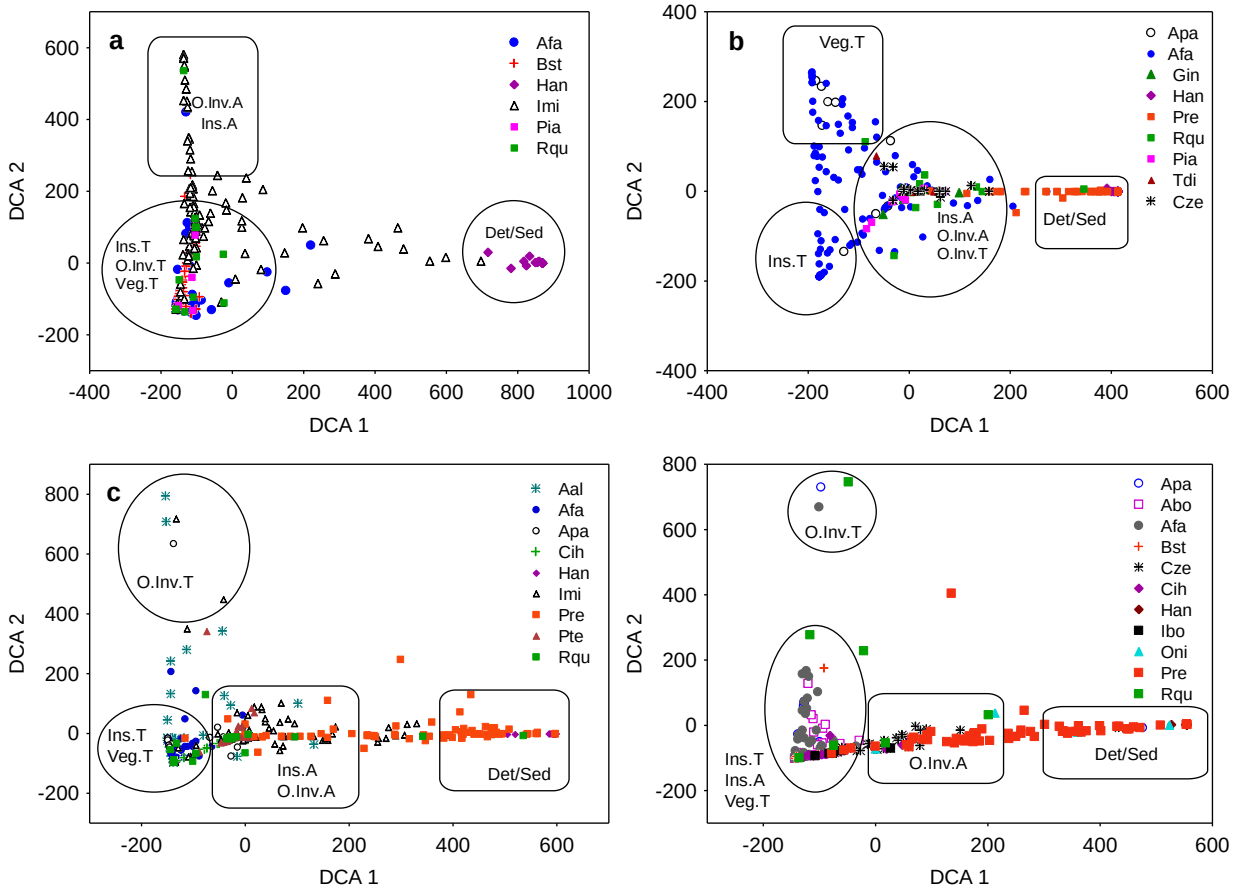


Fig. 4. Ordenação (DCA) das espécies baseadas nos dados de volume dos recursos alimentares consumidos pela ictiofauna em quatro riachos rurais (**a**= Água da Roseira; **b**= Remo; **c**= Romeira; **d**= Zaúna) da sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. Ver Tabela 2 para o código das espécies.

A composição da dieta das espécies avaliada por trecho (cabeceira, meio e foz), não variou para *H. ancistroides* e *I. mirini* no riacho Água da Roseira ao longo do gradiente longitudinal, onde consumiram predominantemente detrito/sedimento e insetos aquáticos, respectivamente (Tabela 4). Para *A. fasciatus* e *B. stramineus*, insetos terrestres foram os recursos mais consumidos na cabeceira e no meio, enquanto na foz, a dieta de ambas as espécies foi composta principalmente por insetos terrestres e aquáticos. Destaca-se que *A. fasciatus* consumiu importante quantidade de vegetais terrestres ao longo de todo gradiente. *Piabina* sp., no trecho

meio, consumiu proporções semelhantes de insetos aquáticos e terrestres, enquanto a dieta de *P. tenebrosa*, na foz, foi composta essencialmente por insetos aquáticos. *Rhamdia quelen* foi a espécie que apresentou a maior variação na dieta, consumindo outros invertebrados aquáticos, seguido por insetos aquáticos no meio, e predominantemente insetos terrestres na foz (Tabela 5).

Tabela 4. Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes nos diferentes trechos (C= cabeceira, M= meio, F= foz) do riacho Água da Roseira. Ins.A= insetos aquáticos, Ins.T= insetos terrestres, Inv.A= outros invertebrados aquáticos, Inv.T= outros invertebrados terrestres; Veg.A= vegetais aquáticos; Veg.T= vegetais terrestres, Det./sed.= detrito/sedimento. n= número de estômagos analisado.

Espécie	Trecho	n	Ins.A	Ins.T	Inv.A	Inv.T	Veg.T	Det./sed.
A. aff. *fasciatus*	C	13	13,81	53,98	0,44	11,32	20,25	0,19
B.stramineus	C	9	10,20	77,73		8,03	3,75	0,28
H.ancistroides	C	7					1,64	98,35
I.mirini	C	57	67,66	11,66	16,92		1,14	2,61
*A.*aff. *fasciatus*	M	28	2,48	82,39	0,02	1,47	13,44	0,20
B.stramineus	M	40	19,51	76,55	0,10	2,92	0,86	0,05
H.ancistroides	M	5			0,29		4,42	95,28
I.mirini	M	26	59,43	2,31	36,96	0,69	0,30	0,30
Piabina sp.	M	4	45,25	37,21		0,44	17,09	
R.quelen	M	6	23,21	17,07	49,16	7,36	0,73	2,45
A. aff.*fasciatus*	F	19	29,01	30,91	8,42		25,92	5,73
B.stramineus	F	12	51,26	30,42	14,55	1,43	2,31	0,02
H.ancistroides	F	18	0,68		0,09		1,74	97,48
I.mirini	F	51	51,30	29,37	8,03	0,18	4,24	6,87
P.tenebrosa	F	4	74,47	0,57	9,60		15,35	
R.quelen	F	4	5,89	63,65	4,18	10,71	15,42	0,14

No riacho Remo, entre as espécies que ocorreram nos três trechos, *H. ancistroides* consumiu detrito/sedimento ao longo de todo gradiente (Tabela 5); *A. fasciatus* consumiu predominantemente vegetais e insetos terrestres nos três trechos, porém, em proporções diferentes, sendo vegetais mais consumidos na cabeceira, e insetos no meio e na foz; no último trecho insetos aquáticos foram também consumidos em proporção relevante; detrito/sedimento foi o recurso mais consumido por *P. reticulata* na cabeceira e na foz, enquanto no meio foram verificadas maiores proporções de insetos aquáticos, seguidos de detrito/sedimento. Insetos aquáticos compuseram, essencialmente, a dieta de *G. inaequilabiatus* na cabeceira e no meio. *Astyanax paranae* alterou sua dieta nos trechos onde foi analisada, consumindo preferencialmente vegetal terrestre na cabeceira, e proporções elevadas e semelhantes de insetos terrestres e aquáticos na foz. *Piabina* sp. (meio), *T.diabolus* (meio) e *C. zebra* (foz), consumiram

essencialmente insetos aquáticos. *Rhamdia quelen* variou a dieta entre os trechos analisados, consumindo proporções semelhantes de insetos aquáticos, detrito/sedimento e outros invertebrados aquáticos na cabeceira, e predominantemente insetos aquáticos e terrestres na foz (Tabela 5).

Tabela 5. Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes nos diferentes trechos (C= cabeceira, M= meio, F= foz) do riacho Remo. Ins.A= insetos aquáticos, Ins.T= insetos terrestres, Inv.A= outros invertebrados aquáticos, Inv.T= outros invertebrados terrestres; Veg.T= vegetais terrestres, Det./sed.= detrito/sedimento. n= número de estômagos analisados.

Espécie	Trecho	n	Ins.A	Ins.T	Inv.A	Inv.T	Veg.A	Veg.T	Det./sed.	Peixe
*A.*aff. *fasciatus*	C	26	7,25	29,43	5,19	0,36	1,65	49,91	6,20	
*A.*aff. *paranae*	C	6	13,14	4,67	8,18	0,50		73,50		
G.inaequilabiatus	C	3	74,37	14,70	1,20	0,95			8,77	
H.ancistroides	C	12	0,06		0,03				99,90	
P.reticulata	C	19	10,17	0,92					88,90	
R.quelen	C	6	33,08	7,04	24,31	1,07		4,43	27,90	2,14
A.fasciaus	M	21	1,46	74,28	3,63	0,45	0,76	19,41		
G.inaequilabiatus	M	3	89,15	6,45	0,72			1,13	2,54	
H.ancistroides	M	14	0,04		0,01				99,94	
P.reticulata	M	11	56,50	1,27	0,63				41,59	
Piabina sp.	M	9	78,0	16,01	4,15			0,28	1,55	
T.diabolus	M	7	93,04		0,58			1,45	4,93	
A.fasciatus	F	56	28,65	37,61	2,58	1,46	4,62	19,46	5,61	
A.paranae	F	3	45,10	49,02	0,53	4,81		0,53		
*C.*aff. *zebra*	F	25	88,75	0,69	2,07	0,39		2,96	5,13	
H.ancistroides	F	6	0,11		0,15			0,48	99,26	
P.reticulata	F	14	17,27		0,38				82,35	
R.quelen	F	5	39,23	30,75	8,13			0,68	8,88	12,30

No riacho Romeira, *A. fasciatus* consumiu predominantemente insetos terrestres na cabeceira e no meio, porém, vegetal terrestre representou elevada proporção na dieta no trecho meio (Tabela 6). Insetos terrestres e vegetais terrestres foram os recursos preferenciais de *A. paranae* na cabeceira e meio, porém, insetos aquáticos foram também importantes no meio. Detrito/sedimento compôs quase o total da dieta de *H. ancistroides* no meio e na foz. Para *P. reticulata*, detrito/sedimento, seguido por insetos aquáticos, compuseram a maior parcela da dieta na cabeceira e no meio. *Imparfinis mirini* e *P. tenebrosa* consumiram predominantemente insetos aquáticos no meio e na foz. Para *A. altiparanae* e *C. iheringi*, analisadas no trecho foz, a dieta foi composta por vegetais e insetos terrestres, e por insetos terrestres e aquáticos, respectivamente. A dieta de *R. quelen* variou entre os trechos analisados; no meio a espécie consumiu preferencialmente insetos terrestres, seguidos por insetos aquáticos e detrito/sedimento, e na foz,

proporções semelhantes de detrito/sedimento e insetos aquáticos e terrestres compuseram a dieta (Tabela 6).

Tabela 6. Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes nos diferentes trechos (C= cabeceira, M= meio, F= foz) do riacho Romeira. Ins.A= insetos aquáticos, Ins.T= insetos terrestres, Inv.A= outros invertebrados aquáticos, Inv.T= outros invertebrados terrestres; Veg.T= vegetais terrestres, Det./sed.= detrito/sedimento. n= número de estômagos analisados.

Espécie	Trecho	N	Ins.A	Ins.T	Inv.A	Inv.T	Veg.A	Veg.T	Det./sed.	Peixe
*A.*aff. *fasciatus*	C	5	18,22	68,68	1,31	1,31	3,27	6,88	0,32	
*A.*aff. *paranae*	C	8	3,04	45,11	3,61			47,75	0,48	
P.reticulata	C	56	33,97	9,50	4,75	1,20		1,74	48,83	
*A.*aff. *fasciatus*	M	40	5,05	51,85	0,88	0,81		41,05	0,35	
*A.*aff. *paranae*	M	6	23,02	35,00	0,36	11,04		24,86	5,70	
H.ancistroides	M	32	0,23		0,16				99,60	
I.mirini	M	84	58,10	12,46	15,74	3,01		1,95	8,73	
P.reticulata	M	28	24,69	1,03	4,24	1,03		3,72	65,29	
P.tenebrosa	M	4	94,65		5,24				0,10	
R.quelen	M	12	21,3	42,43	0,28	0,83		6,84	19,05	9,27
A.altiparanae	F	39	4,02	27,01	1,64	17,86		48,08	1,39	
C.iheringi	F	13	48,39	51,14				0,06	0,41	
H.ancistroides	F	12	0,45		0,02				99,53	
I.mirini	F	9	75,59	3,88	13,18			0,42	6,93	
P.tenebrosa	F	42	93,27	1,94	2,71	0,60		1,20	0,28	
R.quelen	F	6	22,06	26,07	0,15			13,96	36,81	0,75

No riacho Zaúna, para as espécies analisadas nos três trechos, variações intra-específicas na dieta não foram consistentes, sendo verificados os mesmos itens predominantes variando apenas suas proporções (Tabela 7). Vegetal terrestre foi o item mais consumido por *A. bockmanni* na cabeceira e no meio, sendo que na cabeceira insetos aquáticos foram também importantes, enquanto na foz, proporções elevadas e semelhantes de insetos aquáticos e vegetais terrestres foram verificadas; insetos terrestres foi o recurso mais consumido por *A. fasciatus* em todo gradiente, seguidos por vegetais aquáticos na cabeceira, e por vegetal terrestre no meio e na foz; *C. zebra* consumiu essencialmente insetos aquáticos no meio e na foz, e outros invertebrados aquáticos e insetos aquáticos na cabeceira; detrito/sedimento, insetos aquáticos e invertebrados aquáticos foram os recursos mais explorados por *P. reticulata*, sendo consumidos em proporções semelhantes na cabeceira, enquanto no meio e na foz predominou detrito/sedimento, seguido por insetos e outros invertebrados aquáticos. *Hypostomus ancistroides* consumiu quase que exclusivamente detrito/sedimento na cabeceira e na foz. *Imparfinis borodini*, *C. iheringi* e *B. stramineus* foram analisados apenas na foz, sendo a dieta das duas primeiras espécies composta principalmente por insetos aquáticos, e da última, por insetos terrestres. *Astyanax paranae*

consumiu preferencialmente vegetal terrestre no meio; *Oreochromis niloticus*, na cabeceira, e *R. quelen*, na foz, apresentaram dieta composta de proporções variadas de diversos recursos (Tabela 7).

Tabela 7. Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes nos diferentes trechos (C= cabeceira, M= meio, F= foz) do riacho Zaúna. Ins.A= insetos aquáticos, Ins.T= insetos terrestres, Inv.A= outros invertebrados aquáticos, Inv.T= outros invertebrados terrestres; Veg.T= vegetais terrestres, Det./sed.= detrito/sedimento. n= número de estômagos analisados.

Espécie	Trecho	n	Ins.A	Ins.T	Inv.A	Inv.T	Veg.A	Veg.T	Det./sed.
A. bockmanni	C	5	34,66	9,08	4,36			51,20	0,70
*A.*aff. *fasciatus*	C	4	20,24	43,07	1,67		33,49	1,52	
*C.*aff. *zebra*	C	18	37,41	0,26	55,01		0,29	0,87	6,16
H.ancistroides	C	21	0,15					0,11	99,74
O.niloticus	C	4	15,66	2,69	1,68			33,60	46,37
P.reticulata	C	31	35,98	0,59	31,86	0,08		1,53	29,95
A. bockmanni	M	8	13,69	12,92	0,17	5,13	17,12	50,53	0,43
*A.*aff. *fasciatus*	M	32	6,00	66,38	0,98	5,18	4,53	16,93	
*A.*aff. *paranae*	M	13	8,41	12,80	0,02	9,10	12,41	56,84	0,42
*C.*aff. *zebra*	M	5	92,16		3,58		0,51	0,34	3,41
P.reticulata	M	22	15,08	1,34	4,87				78,71
A. bockmanni	F	7	40,71	15,90	1,07	0,32		40,12	1,88
*A.*aff. *fasciatus*	F	16	20,44	40,63	0,35	0,40	0,63	37,52	0,03
B.stramineus	F	5	15,68	79,60	0,86	1,71	0,86	1,29	
*C.*aff. *zebra*	F	9	82,28		9,81		6,22	0,56	1,13
C.iheringi	F	19	74,37	21,29	0,03	0,28	0,18	0,61	3,24
H.ancistroides	F	10			0,05				99,95
I.borodini	F	5	70,10	28,35	1,48				0,07
P.reticulata	F	13	25,50	2,39	17,73	3,98			50,40
R.quelen	F	7	19,71	40,33	6,32	19,40		4,99	9,25

Na tabela 8. são apresentados os valores médios das variáveis de complexidade e estrutura do habitat, na qual é possível observar que não houve padrão longitudinal para estas variáveis. Exceto para a largura da vegetação ripária, nos riachos Remo e Romeira, nos quais a vegetação foi maior nas cabeceiras, com decréscimo gradual em direção à foz.

Tabela 8. Valores médios das variáveis ambientais de quatro riachos rurais da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná) nos trechos de cabeceira (C), meio (M) e foz (F). ARO= Água da Roseira; REM= Remo; ROM= Romeria; ZAU= Zaúna. Variáveis: GF= galhos/folhas dentro dos riachos (unid/m^2); TGFm= troncos/galhos/folhas das margens (unid/m^2); Ar= argila (unid/m^2); Gr= grânulos (unid/m^2); Se= seixos (unid/m^2); La= largura do leito (m); Lv= largura da área de vegetação ripária (m).

Variáveis	ARO			REM			ROM			ZAU		
	C	M	F	C	M	F	C	M	F	C	M	F
GF	7,7	7,2	5,1	7,2	5,9	9,3	10,7	7,4	8,3	12,2	11,8	8,6
TGFm	3,1	0,7	2,7	3,5	1,8	3,1	2,0	2,5	3,1	3,2	5,8	1,9
Ar	19,6	20,3	23,5	21,4	22,3	23,9	19,6	20,6	19,4	18,8	24,0	17,2
Gr	0,7	6,6	13,4	2,9	8,1	9,4	1,4	1,1	2,8	1,6	4,0	2,6
Se	7,8	3,1	12,7	1,5	8,7	5,3	3,7	4,0	11,3	4,0	0,8	3,9
La	1,4	1,4	2,0	2,6	3,2	2,8	1,4	2,0	2,8	1,5	2,0	1,7
Lv	14,3	16,0	11,0	54,5	19,5	15,0	24,5	20,0	9,5	27,0	30,3	34,5

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) explicaram 80,4% da variabilidade das variáveis ambientais (Fig. 5). Os escores positivos do eixo 1 foram influenciados pelas variáveis galhos/folhas dentro dos riachos e troncos/galhos/folhas das margens, e formaram a ordenação dos trechos de cabeceira dos riachos Água da Roseira, Romeira e Zaúna, do meio do riacho Romeira e da foz do Zaúna. Nos escores negativos do eixo 1, ocorreu ordenação do trecho meio dos riachos Água da Roseira e Remo, e foz do Remo, influenciados pelas variáveis largura do riacho e presença de argila. A largura da vegetação foi a variável que influenciou o agrupamento nos escores negativos do eixo 2, dos trechos de cabeceira do riacho Remo e meio do riacho Zaúna (Fig. 5).

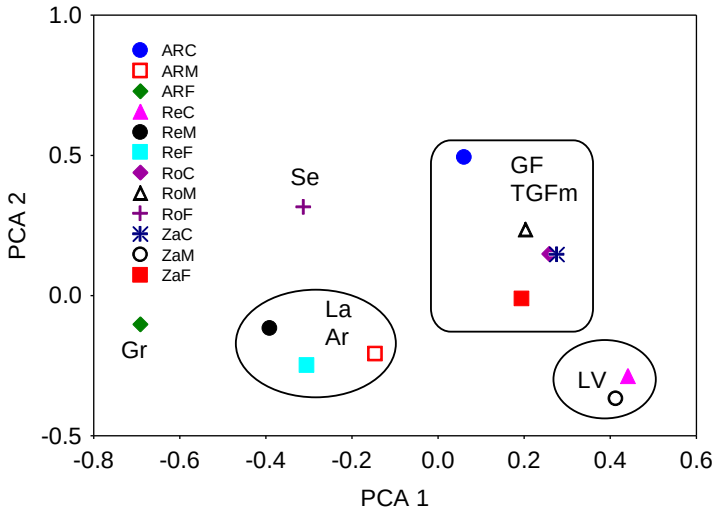


Fig. 5. Escores derivados da Análise de Componentes Principais (eixo 1 e 2), com as variáveis ambientais de quatro riachos da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná). (ARC; ARM; ARF= Água da Roseira; ReC; ReM; ReF= Remo; RoC; RoM; RoF= Romeira; ZaC; ZaM; ZaF= Zaúna; cabeceira, meio e foz, respectivamente). Ar=Argila; GF=galhos e folhas dentro dos riachos; Gr= grânulos; La=largura do leito; LV=largura da vegetação; Se=seixos; TGFm=troncos, galhos e folhas das margens.

2.4 DISCUSSÃO

Dentre as espécies mais abundantes, destacou-se *P. reticulata*, introduzida, que vem sendo registrada como uma das mais abundantes em riachos com influência de atividades agrícolas ou urbana (Oliveira & Benneman, 2005; Cunico *et al*., 2006).

Os resultados da composição da dieta da ictiofauna evidenciaram para três dos quatro riachos analisados, influência do gradiente longitudinal, sendo os recursos alóctones mais importantes no trecho meio, enquanto na cabeceira e na foz recursos autóctones foram mais consumidos, embora as diferenças entre os trechos nem sempre tenham sido significativas. A exceção foi o riacho Romeira, onde recursos alóctones foram os mais consumidos em todos os trechos. Assim, os resultados não permitem afirmar que o gradiente longitudinal nestes riachos seja o fator que mais influencia o uso de recursos alóctones e autóctones pela ictiofauna, se considerado o gradiente da cabeceira à foz onde, de forma geral, recursos alóctones são mais importantes na cabeceira e autóctones na foz (Lowe-McConnell, 1975; Vannote *et al*., 1980). Resultados contraditórios foram registrados em relação ao uso de recursos alóctones e autóctone ao longo do gradiente longitudinal em riachos. Por exemplo, recursos autóctones foram

registrados como os mais importantes para a ictiofauna ao longo de alguns riachos (Casatti, 2002; Rolla *et al*., 2009), enquanto em outros a dieta da ictiofauna foi composta por recursos alóctones na cabeceira e autóctones na foz, como previsto no "*RCC*" (Melo *et al*., 2004; Wolff *et al*., 2013).

O predomínio de recursos alóctones em alguns trechos corrobora os padrões gerais observados para riachos de baixa ordem (Bennemann *et al*., 2005; Bonato *et al*., 2012; Silva *et al*., 2012), explicado pela taxa perímetro/área (P/A) que declina da cabeceira em direção à foz, com declínio correspondente na importância relativa das entradas alóctones locais (Polis *et al*., 1997), onde a vegetação ripária tem um papel fundamental (Lowe-McConnell, 1975; Angermeier & Karr, 1983; Erös *et al.* 2012; Silva *et al*., 2012). Essa prerrogativa foi evidente em pelo menos três (Romeira cabeceira e meio, e Zaúna meio) dos sete trechos em que a vegetação ripária influenciou nas variáveis estruturais do habitat (galhos/folhas, troncos/galhos/folhas das margens e largura da vegetação) e no consumo de recursos alóctones. A despeito da importância de recursos alóctones para a dieta de peixes de riachos, constatada em estudos envolvendo a dieta da ictiofauna (Esteves & Aranha, 1999; Silva *et al*., 2012), nos riachos analisados recursos autóctones foram tão importantes quanto os alóctones, sendo em vários trechos mais importantes que os alóctones, resultados observados também em outros riachos (Casatti, 2002; Rolla *et al*., 2009).

A análise de ordenação da dieta das espécies por riacho e trecho indicaram que a maioria delas não alterou consistentemente suas dietas ao longo do gradiente longitudinal, nem entre os riachos, consumindo os mesmos recursos básicos, alterando apenas suas proporções. Assim, embora frequentemente a disponibilidade de recursos e a flexibilidade alimentar das espécies de peixes sejam consideradas os atributos que mais influenciam a dieta (Silva *et al*., 2012; Wolff *et al*., 2013), a maioria das espécies analisadas apresentou preferência alimentar. Isso definiu a dieta, independente do gradiente longitudinal, sugerindo que tão importante quanto a disponibilidade dos recursos para os peixes, são as características particulares de cada espécie, ou seja, sua identidade. Características morfológicas relacionadas à utilização de determinados recursos alimentares (Mise, 2012), bem como ao uso de diferentes microhabitats (Brejão *et al*., 2013), podem ser determinantes no padrão de utilização dos recursos alimentares por peixes de riachos. De acordo com Melo *et al*. (2004), embora hábitos alimentares generalistas sejam comumente atribuídos aos peixes de riacho, o predomínio de itens na dieta de muitas espécies

demonstra que a ictiofauna destes ambientes pode ser muito mais especializada em termos de alimentação do que tem sido frenquentemente assumido.

Assim, nos riachos estudados a composição específica e a abundância das espécies foram determinantes no padrão de utilização de recursos autóctones e alóctones, bem como no uso das categoria de recursos alimentares. Por exemplo, o maior consumo de recursos alóctones no trecho meio, particularmente dos riachos Água da Roseira e Zaúna, pode ser atribuído ao elevado consumo de insetos e vegetais terrestres pelas espécies de *Astyanax*, que foram abundantes nestes trechos, e por *B. stramineus*, abundante no meio do riacho Água da Roseira. Espécies de ambos os gêneros nadam livremente na coluna da água consumindo partículas arrastadas pela correnteza (Casatti *et al*., 2001), ou itens à deriva que estão disponíveis na superfície da água, como insetos e plantas terrestres (Silva *et al*., 2012; Brejão *et al*., 2013). Por outro lado, *H. ancistroides*, *P. reticulata* e *I. mirini*, abundantes nos trechos de cabeceira e foz, consumiram predominantemente detrito/sedimento, insetos e outros invertebrados aquáticos, incrementando a importância de recursos autóctones nestes trechos. *Hypostomus ancistroides* e *P. reticulata* se separaram das demais espécies, sendo a primeira considerada especialista, consumindo essencialmente detrito/sedimento. Esta espécie apresenta adaptações morfológicas, como boca ventral, que favorece a tomada de alimento no substrato (Mise, 2012). *Poecilia reticulata* consumiu, além de insetos e outros invertebrados aquáticos, elevada quantidade de detrito/sedimento, o que indica que é pouco seletiva durante a atividade de forrageamento (Alves, 2010), ingerindo elevada quantidade de substrato (Dussalt & Kramer, 1981). *Imparfinis mirini* consumiu essencialmente insetos e outros invertebrados aquáticos, hábito condizente com a tática de explorar o substrato (Sazima, 1986), indicando que é altamente seletiva (Alves, 2010).

Espécies menos abundantes, como *P. tenebrosa, T. diabolus, G. inaequilabiatus* e *C. zebra*, consumiram essencialmente insetos aquáticos independente do riacho e trecho em que foram capturadas. Espécies de *Gymnotus, Trichomycterus* e *Characidium* são reconhecidamente associadas com o fundo de riachos, alimentando-se de invertebrados bentônicos (Sazima, 1986; Silva *et al*., 2012; Brejão *et al*., 2013), especialmente os gimnotídeos que são considerados de hábito noturno, com forrageamento restrito sobre os invertebrados aquáticos (Brejão *et al*., 2013). Portanto, recursos alóctones e autóctones consumidos em proporções similares pela ictiofauna, como no caso dos trechos do riacho Remo e Romeira, e em proporções muito diferentes como no riacho Zaúna, mas não ajustadas ao gradiente longitudinal, se refere à preferência das espécies

por determinada categoria alimentar e por determinados microhabitats, reforçando a idéia que espécies de riachos têm dietas bem definidas.

No riacho Romeira, embora a maioria das espécies tenha consumido recursos autóctones (insetos e invertebrados aquáticos), como por exemplo *I. mirini* e *P. tenebrosa*, o elevado consumo de recursos terrestres esteve associado a três espécies, *A. fasciatus*, *A. paranae* e *R. quelen* que consumiram, predominantemente, recursos alóctones (insetos e vegetais terrestres). Para espécies de *Astyanax*, é previsível o consumo de recursos alóctones, uma vez que nadam à meia-água coletando partículas arrastadas pela correnteza (Casatti *et al.*, 2001, Casatti, 2002) advindas da vegetação circundante, ou são oportunistas tróficos (Silva *et al.*, 2012), aproveitando os recursos de maior disponibilidade. O consumo de recursos alóctones por *R. quelen*, também pode ser esperado em pequenos riachos, uma vez que é considerada generalista nos seus hábitos alimentares (Kütter *et al.*, 2009), e neste caso, ela também otimiza os recursos mais abundantes.

Na tentativa de responder qual condição influencia no consumo dos recursos alóctones, pode-se afirmar que tão importante quanto o fluxo de nutrientes da interface terrestre para a aquática, são as táticas de consumo seletivo, uma vez que nos riachos estudados, poucas espécies tiveram a habilidade de forragear recursos alóctones, isto é, de maximizar a disponibilidade do alimento, conforme prevê a Teoria de Forrageamento Ótimo (Gerking, 1994). Portanto, a disponibilidade dos recursos, mas principalmente a composição das espécies, vinculada ao requerimento ecológico de cada uma delas, permite a utilização de recursos alimentares específicos e a ocupação de diferente microhabitas (Ferreira & Petrere Jr., 2009). Sendo desta maneira, os fatores decisivos para explicar os padrões do uso dos recursos alimentares encontrados nestes riachos.

LITERATURA CITADA

Alves, G.H.Z. 2010. Atividade de forrageamento de *Poecilia reticulata* (Osteichthyes: Poeciliidae) sobre organismos bênticos em riachos neotropicais. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 22p.

Angermeier, L.P. & J.R. Karr. 1983. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environmental Biology of Fishes, 9:117-135.

Baxter, C.V., K.D. Fausch & W.C. Saunders. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology, 50: 201-220.

Bennemann, S.T., A.M. Gealh, M.L. Orsi & L.M. Souza. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de A*styanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. Iheringia, Série Zoologia, 95: 247-254.

Bonato, K.O., R.L. Delariva & J.C. Silva. 2012. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. Zoologia, 29: 27-38.

Bojsen, B.H. & R. Barriga. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. Freshwater Biology, 47: 2246-2260.

Brejão, G.L., P. Gerhard & J. Zuanon. 2013. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. Neotropical Ichthyology, 11: 361-373.

Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Paraná, Sudeste do Brasil. Biota Neotropica, 2: 1-14.

Casatti, L., F. Langeani & R.M.C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Rio Paraná, SP. Biota Neotropica, 1: 1-15.

Casatti, L., F.B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A.R. Manzotti, C.S. Gonçalves & J.O. Zeni. 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? Neotropical Ichthyology, 10: 205-214.

Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. Série Oecologia Brasiliensis, 6: 139-155.

Cunico, M.A., A.A. Agostinho & J.D. Latini. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá. Revista Brasileira de Zoologia, 23: 1101-1110.

Dussalt, G.V. & D.L. Kramer. 1981. Food and feeding behavior of the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae). Canadian Journal of Zoology, 59: 684-701.

Erös. T., P. Gustafsson, L.A. Greenberg & E. Bergman. 2012. Forest-stream linkages: effects of terrestrial invertebrate input and light on diet and growth of brown trout (*Salmo trutta*) in a boreal forest stream. Plos One, 7: 1-11.

Esteves, K.E. & J.M.R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis, 6: 157-182.

Fausch, K.D., J.R. Karr & P.R. Yant. 1984. Regional application of and index of biotic integrity based on stream fish cmmunities. Transactions of the American Fisheries Society, 113: 39-55.

Ferreira, A., F.R. Paula, S.F.B. Ferraz, P. Gerhard, E.A.L. Kashiwaqui, J.E.P. Cyrino & L.A. Martinelli. 2011. Riparian coverage affects diets of characids in Neotropical streams. Ecology of Freshwater Fish, 21: 12-22.

Ferreira, A., P. Gerhard & J.E.P. Cyrino. 2012. Diet of A*styanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco river basin, Southeastern Brazil. Iheringia, Série Zoologia, 102: 80-87.

Ferreira, F.C. & M. Petrere Jr. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of southeast Brazil. Hydrobiologia, 636: 11-34.

Ferreira, C.P. & L. Casatti. 2006. Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 23: 642-651.

Garman, G.C. 1991. Use of terrestrial arthropod prey by a stream-dwelling cyprinid fish. Environmental Biology of Fishes, 30: 325-331.

Gauch Jr., H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge, Cambridge University Press.

Gerking, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. San Diego, Academic Press Inc.

Hellawel, J.M. & R.A. Abel. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. Journal of Fish Biology, 3: 29-37.

Hill, M.O. & H.G. Gauch Jr. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio, 42: 47-58.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their applications. Journal of Fish Biology, 17: 411-429.

Iwata, T., S. Nakano & M. Inoue. 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rainforest in Borneo. Ecological Applications, 13: 461-473.

Jackson, D.A. 1993. Stopping rules in principal component analyses: a comparison of heuristical and statistical approaches. Ecology, 74: 2204-2214.

Kawaguchi, Y., S. Nakano & Y. Taniguchi. 2003. Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. Ecology, 84: 701-708.

Kütter, M.T, M.A. Bemvenuti & A. Moresco. 2009 Feeding strategy of the jundiá *Rhamdia quelen* (Siluriformes, Heptapteridae) in costal lagoons of southern Brazil. Acta Scientiarum Biological Sciences, 31: 41-47.

Lammert, M. & J.D. Allan. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. Environmental Management, 23: 257-270.

Lorion, C.M. & B.P. Kennedy. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. Ecological Applications, 19: 468-479.

Lowe-McConnel, R.H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters. Their distribution, ecology and evolution. London, Longman.

Lyons, J. 1992. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. North American Journal of Fisheries Management, 12: 198-201.

Main, M.R. & G.L. Lyon. 1988. Contribution of terrestrial prey to the diet of banded kokopu (*Galaxias fasciatus* gray) (Pisces: Galaxiidae) in south Westland, New Zealand. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 23: 1785-1789.

Manna, L.R., C.F. Rezende & R. Mazzoni. 2012. Plasticity in the diet of *Astyanax taeniatus* in a coastal stream from south-east Brazil. Brazilian Journal of Biology, 72: 919-928.

Masson, C.F & S.M. Macdonald. 1982. The input of terrestrial invertebrates from tree canopies to a stream. Freshwater Biology, 12: 305-311.

McCune, B. & M.J. Mefford. 2006. PC-Ord, version 5.0, multivariate analysis of ecological data. Mjm solfware desing, Glaneden Beach.

Melo, C.E., F.A. Machado & V. Pinto-Silva. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. Neotropical Ichthyology, 2: 37-44

Mise, F.T. 2012. Peixes de riachos Neotropicais: padrões ecomorfológicos, convergência evolutiva e uso de recursos alimentares. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 35p.

Nakano, S., H. Miyasaka & N. Kuhara. 1999. Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. Ecology, 80: 2435-2441.

Oliveira, D.C. & S.T. Bennemann. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota neotropica, 1: 95-107.

Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter, J.F. Kitchell, J.R. Hodgson, M.C. Van de Bogert, D.L. Bade, E.S. Kritzberg & D. Bastviken. 2004. Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. Nature, 427: 240-243.

Penczak, T., A.A. Agostinho & E.K. Okada. 1994. Fish diversity and community structure in two tributaries of the Parana´River, Parana State, Brazil. Hydrobiologia, 294: 243-251.

Peruço, J.D. 2004. Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 63p.

Polis, G.A., W.B. Anderson & R.D. Holt. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. Annual Review of Ecology and Systematics, 28: 289-316.

Power, M.E., W.E. Rainey, M.S. Parker, J.L. Sabo, A. Smyth, S. Khandwala, J.C. Finlay, F.C. McNeely, K. Marsee & C. Anderson. 2004. River to watershed subsidies in an old-growth conifer forest. Pp. 217-240. In: Polis, G.A., M.E. Power & G.R. Huxel (Eds.). Food webs at the landscape level. Chicago, The University of Chicago Press.

Rezende, C.F. & R. Mazzoni. 2006. Disponibilidade e uso de recursos alóctones por B*ryconamerius microcephalus* (Miranda-Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), no córrego Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 23: 218-222.

Richardson, J.S., Y. Zhang & L.B. Marczak. 2009. Resource subsidies across the land-freshwater interface and responses in recipient communities. River Research and Applications, Published online in Wiley InterScience <www.interscience.wiley.com>.

Rose, M.D. & G.E. Polis. 1998. The distribution and abundance of coyotes: the effects of allochthonous food subsidies from the sea. Ecology, 79: 998-1007.

Rolla, A.P.R., K.E Esteves & A.O. Ávila-da-Silva. 2009. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). Neotropical Ichthyology, 7: 65-76.

Sazima, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. Journal of Fish Biology, 29: 53-65.

Silva, J.C., R.L. Delariva & K.O. Bonato. 2012. Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. Neotropical ichthyology, 10: 389-399.

Small, G.E., P.J. Torres, L.M. Schweizer, J.H. Duff & C.M. Pringle. 2013. Importance of terrestrial arthropods as subsidies in lowland Neotropical rain forest. Biotropica, 45: 80-87.

Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions American Geophysical Union, 38: 913-920.

Tófoli, R.M., N.S. Hahn, G.Z. Alves & G.C. Novakowski. 2010. Uso do alimento por duas espécies simpátricas de *Moenkhausia* (Characiformes, Characidae) em um riacho neotropical do Brasil. Iheringia, Série Zoologia, 100: 201-206.

Uieda, V.S. & R.M. Kikuchi. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na Cuesta de Botucatu, São Paulo. Acta Limnologica Brasiliensia, 17: 105-114

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C. Cushing. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37: 130-137.

Welcomme, R.L. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers. London & New York, Longman.

Wesner, J.S. 2010. Aquatic predation alters a terrestrial prey subsidy. Ecology, 91: 1435-1444.

Wolff, L.L., N. Carniatto & N.S. Hahn. 2013. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. Neotropical Ichthyology, 11: 375-386.

Zhang, Y. & J.S. Richardson. 2011. Contrasting effects of cross-ecosystem subsidies and predation on benthic invertebrates in two Pacific coastal streams. Aquatic Science, 73: 53-62.

Zimmerman, G.M., H. Goetz & P.W. Mielke. 1985. Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. Ecology, 66: 606-611.

3 ORGANIZAÇÃO E ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO GRADIENTE LONGITUDINAL DE RIACHOS RURAIS

RESUMO

A assembleia de peixes de riachos foi investigada para avaliar a influência do gradiente longitudinal sobre a organização e a estrutura trófica da ictiofauna, através dos atributos riqueza de espécies, densidade e biomassa dos grupos tróficos. Foram amostrados trechos de cabeceira, meio e foz de quatro riachos rurais pertencentes à sub-bacia do rio Pirapó, alto rio Paraná. As amostragens foram realizadas com uso de pesca elétrica no período de julho de 2007 à junho de 2008. A dieta de 16 espécies foi avaliada através do método volumétrico, e os itens alimentares agrupados em categorias de recursos. Para determinação da organização trófica as espécies foram agrupadas considerando a categoria de recurso alimentar predominante, e, a partir dos percentuais de volume das categorias foram construídos dendrogramas utilizando-se o método de agrupamento UPGMA através da distância Euclidiana. A estrutura trófica das assembleias foi avaliada através do número de espécies, densidade e biomassa que compôs cada grupo trófico. Foram determinados oito grupos tróficos, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, invertívoro aquático, onívoro, herbívoro, detritívoro/insetívoro e detritívoro. Os resultados indicam que o gradiente longitudinal influenciou a organização trófica da ictiofauna, sendo que os grupos insetívoro terrestre e herbívoro tiveram maior ocorrência na cabeceira, e estiveram ausentes na foz, enquanto os grupos insetívoro aquático, detritívoro e insetívoro ocorreram predominantemente na foz. Porém, a densidade e a biomassa dos grupos tróficos não foram influenciadas pelo gradiente longitudinal dos riachos. Indicando que o aporte de material alóctone, a composição específica e o tamanho dos espécimes definiram esses atributos.

Palavras chave Dieta. Guildas tróficas. Ecologia trófica. Recursos alóctones.

ABSTRACT

The fish assemblages in streams ware investigated to assess the influence of the longitudinal gradient on the organization and trophic structure of fish fauna, through species richness, density and biomass of trophic groups. Stretches of headwaters, middle and mouth of four rural streams belonging to the Pirapó River sub-basin, Upper Paraná River were sampled. Samplings were conducted using electrofishing from July 2007 to June 2008. The diet of 16 species was evaluated by the volumetric method, and food items were pooled into categories of food resources. To determine the trophic organization, species were grouped considering the category of the predominant food resource, and from the volume percentages of categories dendrograms were constructed applying the UPGMA method using Euclidean distance. Eight trophic groups were determined: insectivorous, aquatic insectivorous, terrestrial insectivorous, aquatic invertivorous, omnivorous, herbivorous, detritivorous/ insectivorous and detritivorous. Our results suggested that the longitudinal gradient influenced the trophic organization of the fish fauna, and the groups terrestrial insectivorous and herbivorous were more frequent at the headwaters, and absent at the mouth, while the groups aquatic insectivorous, detritivorous and insectivorous occurred predominantly at the mouth. However, the density and biomass of trophic groups were not influenced by the longitudinal gradient of streams. Indicating that the contribution of allochthonous material, the specific composition and size of the specimens determined these attributes.

Keywords Diet. Trophic guilds. Trophic ecology. Allocthous resource.

3.1 INTRODUÇÃO

A estruturação das assembleias de peixes é resultado de complexas interações ecológicas entre as espécies, sendo limitada pelas características ambientais de cada ecossistema e pela sua composição específica (Welcomme 1979; Matthews 1998). Diversas abordagens tentam explicar os padrões de distribuição e abundância dos peixes dentro de rios e riachos, sendo consenso que a disponibilidade de recursos é um dos fatores determinantes (Vannote et al. 1980; Angermeier e Karr 1983; Wolff et al. 2013). Assim, o agrupamento de espécies em guildas, definidas como um grupo de espécies que usa recursos similares, afetando o ambiente de forma semelhante (Root 1967; Simberloff e Dayan 1991; Higgins e Strauss 2008), vem sendo amplamente utilizada para assembleia de peixes (Melo et al. 2004; Ibañez et al. 2007; Ferreira e Petrere Jr. 2009; Schneider et al. 2011; Cruz et al. 2013) na tentativa de explicar esses padrões.

A velocidade da água, características do substrato, refúgio, vegetação marginal e declividade são algumas das variáveis que tornam os riachos ambientes com elevada heterogeneidade (Barili et al. 2011), a qual tem sido associada à segregação espacial entre espécies de peixes, influenciada por especializações morfológicas (Winemiller et al. 2008). Além das características associadas a variações de complexidade de habitats, como por exemplo, a presença de vegetação ripária e estruturação interna dos riachos (Cruz et al. 2013), o gradiente contínuo de condições físicas, da cabeceira em direção à foz, implica diretamente na disponibilidade de alimentos, criando fortes contrastes na estrutura das assembleias (*river continuum concept*; Vannote et al. 1980). À medida que o rio aumenta, oferece maiores oportunidades ecológicas, recursos abundantes e condições ambientais mais estáveis, sendo que as comunidades locais refletem essas mudanças, e uma regra geral para estes ambientes é que a diversidade de espécies está positivamente relacionada à diversidade de nichos (Vannote et al. 1980; Tilman 1999). Isto explica o aumento do número de guildas tróficas nos locais onde a variedade e a disponibilidade de recursos são maiores (Angermeier e Karr 1983). Porém, ambientes impactados podem alterar a estrutura trófica da ictiofauna, ocasionando, por exemplo, alta abundância e riqueza de peixes da guilda onívora (Tejerina-Garro et al. 2006).

Os hábitos alimentares dos peixes representam a integração entre a preferência alimentar e a disponibilidade de alimentos (Angermeier e Karr 1983). Dessa forma, as estratégias utilizadas para a colonização de riachos são bastante variadas (Miranda e Mazzoni 2009) e garantem o

sucesso de muitas espécies. Dentre as estratégias, a maneira com que os peixes obtêm seus alimentos, aliadas às suas características morfológicas e comportamentais, bem como ao tipo de habitat (Keenleyside 1979; Brejão et al. 2013), são os requisitos que definem a organização e a estrutura trófica da ictiofauna de riachos.

Estudos ecológicos, em especial os que abordam ecologia trófica, são úteis para a definição do papel funcional dos peixes em seus ecossistemas (Wootton 1990) que pode ser um importante descritor da estrutura das assembleias (Pouilly et al. 2006). Dentro de uma bacia hidrográfica, as assembleias de peixes estão geralmente organizadas ao longo do gradiente longitudinal (Pouilly et al. 2006). Especialmente em pequenos riachos, esta organização inclui a estruturação trófica em guildas (Angermeier e Karr 1983). A análise da estrutura trófica de uma comunidade pode prover informações indiretas sobre as características físicas do ambiente, já que estas características controlam a presença de espécies com morfologia funcional adequada para a otimização dos recursos alimentares locais (Mattos et al. 2013).

Os padrões de organização trófica das assembleias de peixes em riachos são associados às características ambientais e ao gradiente longitudinal, em função da variação na abundância de recursos alimentares da cabeceira em direção à foz, o que influencia a abundância relativa das guildas tróficas (Esteves e Aranha 1999; Wolff et al. 2013). Porém, diferentes resultados têm sido registrados para ictiofauna de riachos. Em dois riachos do alto rio Paraná que foram avaliadas as dietas da ictiofauna, observou-se o predomínio númerico de detritívoros na região de cabeceira, e de algívoros e herbívoros próximo a foz, enquanto na região intermediária o predomínio foi da guilda algívora em um dos riachos, e da onívora em outro (Luiz et al. 1998). Em um riacho do Cerrado (bacia do rio Araguaia) houve incremento na proporção de peixes que consomem insetos aquáticos e os que consomem detrito, e decréscimo daqueles que consomem insetos terrestres, no gradiente cabeceira à foz (Melo et al. 2004). Em riachos preservados da bacia do alto rio Paraná houve predomínio da guilda onívora na região de cabeceira, incremento na importância da guilda invertívora em direção à foz, e predomínio da detritívora em trechos próximos à foz (Schneider et al. 2011). Wolff et al. (2013) observaram decréscimo na importância numérica das guildas insetívora aquática e insetívora terrestre e, concomitantemente, aumento na importância de detritívoros em direção à foz. Por outro lado, não foi observado o efeito do gradiente longitudinal na organização trófica em um riacho do sudeste do Brasil. Neste caso, foi sugerido que a estrutura da assembleia é resultado das características internas e da área marginal de cada trecho,

pois elevadas densidades de invertívoros ocorreram apenas em trechos mais estruturados, e a ocorrência de espécies onívoras em trechos mais simplificados (Cruz et al. 2013).

Foi investigada a estrutura trófica das assembleias de peixes de quatro riachos rurais da sub-bacia do rio Pirapó, alto rio Paraná, com objetivo de avaliar a influência do gradiente longitudinal dos riachos sobre a organização e a estrutura trófica da ictiofauna, através dos atributos riqueza de espécies, densidade e biomassa dos grupos tróficos.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

Neste estudo foram selecionados quatro riachos (Água da Roseira, Remo, Romeira e Zaúna - Fig. 1) de primeira ordem (Strahler 1957) localizados na região rural do município de Maringá (PR), pertencentes à sub-bacia do rio Pirapó (bacia do alto Rio Paraná). Esta sub-bacia é delimitada pela latitude 22º30’ e 23º30’S e longitude 51º15’ e 52º15’W, com área de drenagem de 5.076 km^2 (Peruço 2004). sendo seus entornos utilizados intensivamente para atividades agrícolas.

O riacho Água da Roseira, cujas margens são íngremes, apresenta faixas estreitas de vegetação ripária arbórea, área de drenagem de 867 km^2 e está localizado em 23º20’56,30”S - 51º54’52,31”W. O riacho Remo apresenta vegetação arbórea heterogênea, alternando espécies nativas e exóticas. A largura da vegetação ao longo de suas margens é variável, sua área de drenagem é de 792 km^2 e está localizado entre as coordenadas 23º21’39,26”S - 52º01’02,48”W. O riacho Romeira apresenta vegetação ripária com largura variável ao longo de suas margens íngremes, com sub-bosque preservado; sua área de drenagem é de 895 km^2 e está localizado em 23º22’04,05”S - 51º58’43,50”W. No riacho Zaúna a vegetação ripária é extensa ao longo de quase todo seu percurso; é o menor riacho entre os analisados, com área de drenagem de 297 km^2, e está localizado em 23º23’47,36”S - 51º51’02,09”W.

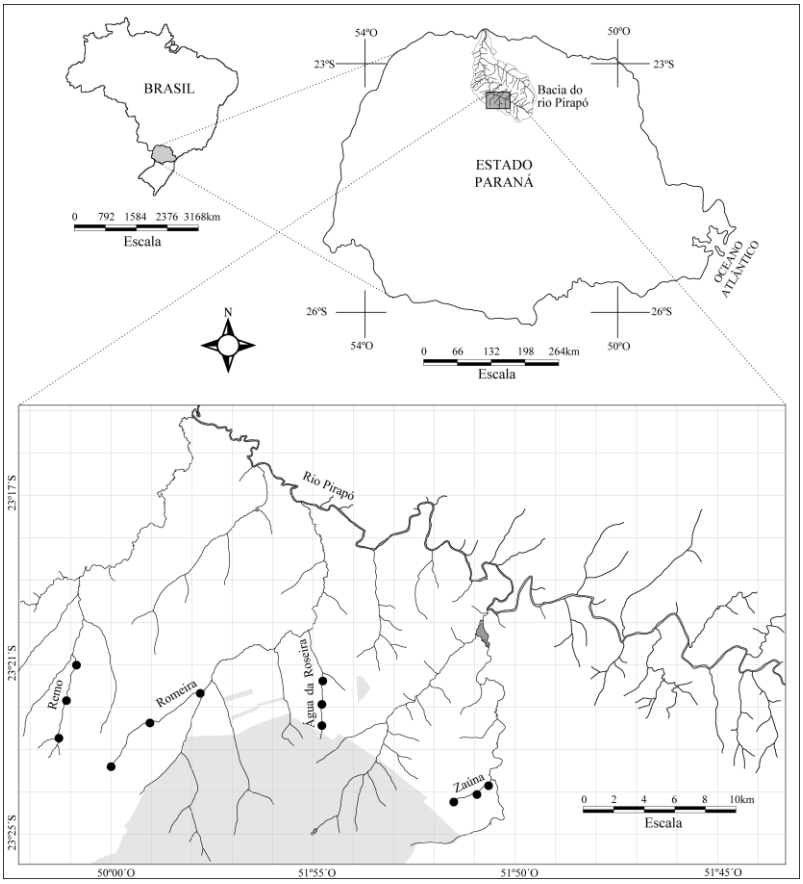


Fig. 1 Localização geográfica dos riachos da sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná, e pontos de coleta (●).

3.2.2 Amostragem

As amostragens foram realizadas bimestralmente no período de julho de 2007 a junho de 2008, nos trechos de cabeceira, meio e foz dos riachos (totalizando 12 pontos de coleta - Fig. 1). Os peixes foram amostrados com o uso de equipamento de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A), através de três capturas sucessivas com unidade de esforço constante, sobre segmentos de aproximadamente 20 vezes a largura média do leito do riacho (Lyons 1992), sendo os segmentos delimitados por redes de bloqueio com 5 mm entre nós. Os peixes capturados foram anestesiados com solução de eugenol, fixados em formalina 4% e posteriormente identificados, contados e eviscerados. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção de Peixes do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia –

Universidade Estadual de Maringá, disponível em http://peixe.nupelia.uem.br). Depois de eviscerados, os estômagos com alimento foram conservados em álcool 70%.

Transectos foram espaçados a cada 10 m na extensão determinada para a realização da pesca elétrica, onde foram obtidos dados referentes à granulometria e complexidade estrutural do habitat, através de um quadrado de madeira com 0,25 m2, subdividido em 25 quadrados de 0,01 m2. Os valores de cada variável foram calculados pela soma de ocorrências/m2 dos diferentes tipos de substrato (argila, grânulos e seixos) e estruturas do habitat (galhos/folhas dentro do leito, e troncos/galhos/folhas das margens). Para estas variáveis foram realizadas cinco repetições em cada transecto, por trecho dos riachos. Foram tomadas ainda, três medidas de largura do leito do riacho, e da largura da vegetação ripária, em cada trecho dos riachos. Para todas as variáveis foram calculados os valores médios. Na Tabela 1 são apresentados os valores médios das variáveis.

Tabela 1 Valores médios das variáveis ambientais de quatro riachos rurais da sub-bacia do rio Pirapó (alto rio Paraná) nos trechos de cabeceira (C), meio (M) e foz (F). ARO= Água da Roseira; REM= Remo; ROM= Romeria; ZAU= Zaúna. Variáveis: GF= galhos/folhas dentro dos riachos; TGFm= troncos/galhos/folhas das margens; Ar= argila; Gr= grânulos; Se= seixos; La= largura do leito (m); Lv= largura da vegetação (m).

Variáveis	ARO			REM			ROM			ZAU		
	C	M	F	C	M	F	C	M	F	C	M	F
GF	7,7	7,2	5,1	7,2	5,9	9,3	10,7	7,4	8,3	12,2	11,8	8,6
TGFm	3,1	0,7	2,7	3,5	1,8	3,1	2,0	2,5	3,1	3,2	5,8	1,9
Ar	19,6	20,3	23,5	21,4	22,3	23,9	19,6	20,6	19,4	18,8	24,0	17,2
Gr	0,7	6,6	13,4	2,9	8,1	9,4	1,4	1,1	2,8	1,6	4,0	2,6
Se	7,8	3,1	12,7	1,5	8,7	5,3	3,7	4,0	11,3	4,0	0,8	3,9
La	1,4	1,4	2,0	2,6	3,2	2,8	1,4	2,0	2,8	1,5	2,0	1,7
Lv	14,3	16,0	11,0	54,5	19,5	15,0	24,5	20,0	9,5	27,0	30,3	34,5

3.2.3 Análise da Dieta e dos Dados

Nas amostragens foram capturadas 27 espécies, porém, para identificar e quantificar os recursos alimentares consumidos pela ictiofauna, a dieta de 16 espécies foi analisada. Estas espécies foram selecionadas porque apresentaram, em pelo menos um dos trechos amostrados,

três indivíduos, cujos estômagos continham alimento para análise da dieta. Estas espécies representaram 97,2% do total capturado. Foram analisados conteúdos estomacais de 293 indivíduos provenientes do riacho Água da Roseira, 224 do riacho Remo, 378 do riacho Romeira e 254 do riacho Zaúna. Os conteúdos estomacais foram identificados e para a avaliação quantitativa dos itens alimentares utilizou-se o método volumétrico, pelo qual o volume de cada item alimentar é registrado, obtendo-se a porcentagem em relação ao volume total de todos os conteúdos estomacais (Hyslop 1980). O volume foi obtido através de placa milimetrada e transformado em ml (Hellawel e Abel 1971). Posteriormente, os itens alimentares foram agrupados em categorias de recursos alimentares: insetos aquáticos, insetos terrestres, outros invertebrados aquáticos, outros invertebrados terrestres, vegetais aquáticos, vegetais terrestres e detrito/sedimento.

De acordo com Isaac (2013), que avaliou várias metodologias empregadas para o agrupamento de espécies de peixes em guildas tróficas (ponto crítico com diferentes percentuais, Agrupamento UPGMA, Variância Mínima de Ward, Análise de Correspondência (DCA) e DCA/Método K-Médias), a que apresenta os melhores resultados é a análise visual, com ponto crítico $\geq$ 70% do volume da principal categoria alimentar consumida pela espécie. Assim, neste estudo, para o agrupamento das espécies em grupos tróficos foi adotado o método visual, utilizando o ponto crítico de aproximadamente 50% como valor de referência (Bennemann et al. 2011; Isaac 2013). Isso significa que quando uma espécie consumiu aproximadamente 50% de apenas um recurso alimentar, este foi considerado para a inclusão da espécie em determinada grupo trófico; porém, quando nenhum recurso atingiu este valor, foi necessário agrupar categorias de recursos para a inclusão da espécie em um grupo trófico, por exemplo, insetos aquáticos+invertebrados aquáticos; detrito+insetos aquáticos, e este agrupamento representou no mínimo 60% da dieta. De acordo com os percentuais de volume foram construídos dendrogramas, utilizando-se uma matriz de espécies/recursos alimentares para cada riacho e trecho (cabeceira, meio e foz), utilizando-se o método de agrupamento UPGMA através da distância Euclidiana (Legendre e Legendre 1998). Para determinar a correlação entre a matriz original e a matriz de dissimilaridade foi utilizada a correlação cofenética (CCC), cujos valores variam entre 0 e 1 (Legendre e Legendre 1998). Quanto maior o valor cofenético, maior a consistência dos agrupamentos. A estrutura trófica das assembleias foi avaliada, por riacho e

trechos, através do número de espécies, densidade (número de indivíduos/m^2) e biomassa (grama/m^2) que compôs cada grupo trófico.

As relações entre a biomassa dos grupos tróficos e as variáveis ambientais foram calculadas através de uma análise de correspondência canônica (CCA- Ter Braak e Smilauer 2002), sendo suas contribuições relativas quantificadas através da técnica de partição de inércia. O gradiente longitudinal dos riachos (cabeceira, meio e foz) foi usado como covariável.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Organização Trófica

Para a avaliação da organização trófica dos quatro riachos foram analisadas 16 espécies, cujos resultados da análise da dieta permitiram agrupá-las em oito grupos tróficos:

Insetívoro: formado por espécies que consumiram principalmente insetos aquáticos (Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera e Trichoptera) e insetos terrestres (Diptera, Collembola, Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Homoptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Thysanoptera e restos não identificados) em proporções elevadas e similares;

Insetívoro aquático: formado por espécies que consumiram predominantemente insetos aquáticos (Collembola, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera e Trichoptera);

Insetívoro Terrestre: formado por espécies que consumiram elevadas proporções de insetos terrestres (Diptera, Collembola, Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Homoptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Thysanoptera e restos não identificados);

Invertívoro Aquático: formado por espécies que consumiram quantidades elevadas e semelhantes de insetos aquáticos (Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera e Trichoptera) e outros invertebrados aquáticos (Amphipoda, Bryozoa, Cladocera, Mollusca, Oligochaeta, Ostracoda e Prostigmata);

Onívoro: formado por espécies que não apresentaram preferência por uma determinada categoria, isto é, consumiram proporções elevadas de recursos de origem animal, especialmente insetos, e recursos de origem vegetal (folhas e frutos);

Herbívoro: formado por espécies que consumiram elevados percentuais de vegetais terrestres (folhas e frutos);

Detritívoro/insetívoro: formado por espécies que consumiram proporções semelhantes de detrito/sedimento (material orgânico finamente particulado em estágio avançado de decomposição, material inorgânico, juntamente com algas unicelulares) e insetos aquáticos.

Detritívoro: este grupo foi formado por espécies que consumiram essencialmente detrito/sedimento (material orgânico finamente particulado em estágio avançado de decomposição, material inorgânico, juntamente com algas unicelulares);

No riacho Água da Roseira formaram-se quatro grupos tróficos, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre e detritívoro (Fig. 2; Tabela 2). Na cabeceira foram registrados três grupos, insetívoro terrestre, formado por *Astyanax fasciatus* e *Bryconamericus stramineus*, insetívoro aquático, representado por *Imparfinis mirini*, e detritívoro, por *Hypostomus ancistroides* (Fig. 2a) (CCC=0,98). No meio foram registrados quatro grupos, insetívoro terrestre (*A. fasciatus* e *B. stramineus*), insetívoro (*Piabina* sp.), insetívoro aquático (*I. mirini*) e detritívoro (*H. ancistroides)* (Fig. 2b) (CCC=0,90). Na foz, três grupos foram formados, insetívoro (*A. fasciatus, B. stramineus* e *I. mirini*), insetívoro aquático *(Phenacorhamdia tenebrosa*) e detritívoro (*H. ancistroides*) (Fig. 2c) (CCC=0,98).

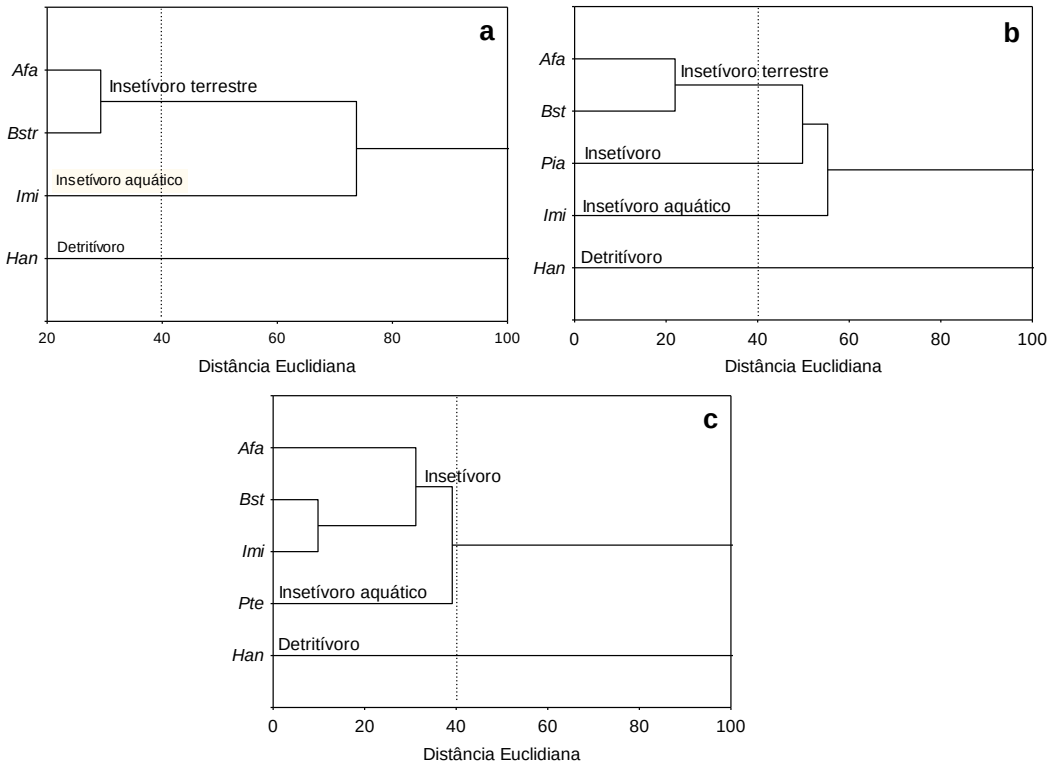


Fig. 2 Agrupamento trófico das espécies de peixes em três trechos do riacho Água da Roseira (**a=** cabeceira; **b**= meio; **c**= foz). *Afa=A. fasciatus*; *Bstr=B. stramineus*; *Imi=I. mirini*; *Han=H. ancistroides*; *Pia=Piabina* sp.; *Pte=P. tenebrosa.*

Tabela 2 Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes na cabeceira (C), no meio (M) e na foz (F) do riacho Água da Roseira. InsA= insetos aquáticos; InsT= insetos terrestres; InvA= outros invertebrados aquáticos; InvT= outros invertebrados terrestres; VegT= vegetais terrestres; Det/sed= detrito/sedimento. T= trecho do riacho; GT= grupo trófico (InsT=insetívoro terrestre; Detr=detritívoro; InsA=insetívoro aquático; Inse=insetívoro); N= número de estômagos analisados.

Espécies	T/GT	N	Det/sed	InsA	InvA	InsT	InvT	VegT
Astyanax aff. *fasciatus*	C/InsT	13	0,19	13,81	0,44	53,98	11,32	20,25
Bryconamericus stramineus	C/InsT	9	0,28	10,20		77,73	8,03	3,75
Hypostomus ancistroides	C/Detr	7	98,35					1,64
Imparfinis mirini	C/InsA	57	2,61	67,66	16,92	11,66		1,14
Astyanax aff. *fasciatus*	M/InsT	28	0,20	2,48	0,02	82,39	1,47	13,44
Bryconamericus stramineus	M/InsT	40	0,05	19,51	0,10	76,55	2,92	0,86
Hypostomus ancistroides	M/Detr	5	95,28		0,29			4,42
Imparfinis mirini	M/InsA	26	0,30	59,43	36,96	2,31	0,69	0,30
Piabina sp.	M/Inse	4		45,25		37,21	0,44	17,09
Astyanax aff. *fasciatus*	F/Inse	19	5,73	29,01	8,42	30,91		25,92
Bryconamericus stramineus	F/Inse	12	0,02	51,26	14,55	30,42	1,43	2,31
Hypostomus ancistroides	F/Detr	18	97,48	0,68	0,09			1,74
Imparfinis mirini	F/Inse	51	6,87	51,30	8,03	29,37	0,18	4,24
Phenacorhamdia tenebrosa	F/InsA	4		74,47	9,60	0,57		15,35

No riacho Remo foram registrados seis grupos tróficos, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, herbívoro, detritívoro/insetívoro e detritívoro (Fig. 3; Tabela 3). Na cabeceira, os grupos tróficos formados foram herbívoro (*A. fasciatus* e *Astyanax paranae*), insetívoro aquático *(Gymnotus inaequilabiatus*) e detritívoro (*H. ancistroides* e *Poecilia reticulata*) (Fig. 3a) (CCC=0,97). No meio, foram registrados quatro grupos, insetívoro terrestre (*A. fasciatus*), insetívoro aquático (*Piabina* sp., *G. inaequilabiatus* e *Trichomycterus diabolus*), detritívoro/insetívoro (*P. reticulata*) e detritívoro (*H. ancistrodes*) (Fig. 3b) (CCC=0,96). Na foz formaram-se três grupos tróficos, insetívoro (*A. fasciatus* e *A. paranae*), insetívoro aquático (*Characidium zebra*) e detritívoro (*P. reticulata* e *H. ancistroides*) (Fig. 3c) (CCC=0,95).

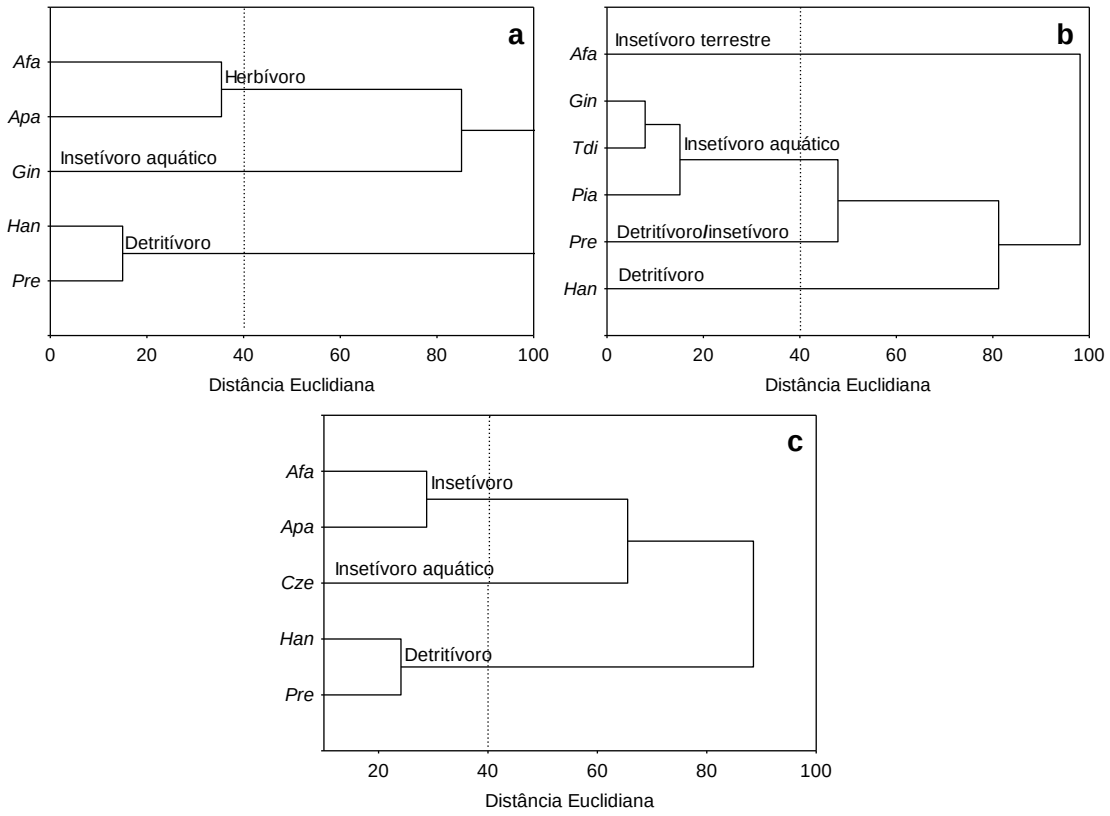


Fig. 3 Agrupamento trófico das espécies de peixes em três trechos do riacho Remo (**a**= cabeceira; **b**= meio; **c**= foz), sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. *Afa=A. fasciatus*; *Apa=A. paranae*; *Gin=G. inaequilabiatus*; *Han=H. ancistroides*; *Pre=P. reticulata*; *Pia=Piabina* sp.; *Tdi=T. diabulos*; *Cze=C. zebra*.

Tabela 3 Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes na cabeceira (C), no meio e na foz (F) do riacho Remo. InsA= insetos aquáticos; InsT= insetos terrestres; InvA= outros invertebrados aquáticos; InvT= outros invertebrados terrestres; VegA= vegetais aquáticos; VegT= vegetais terrestres; Det/sed= detrito/sedimento. T= trecho do riacho; GT= grupo trófico (InsT= insetívoro terrestre; InsA= insetívoro aquático; Inse= insetívoro; Herb= herbívoro; Detr= detritívoro; De/ins= detritívoro/insetívoro); N= número de estômagos analisados.

Espécies	T/GT	N	InsA	InsT	InvA	InvT	VegA	VegT	Det/sed
Astyanax aff. *fasciatus*	C/Herb	26	7,25	29,43	5,19	0,36	1,65	49,91	6,20
Astyanax aff. *paranae*	C/Herb	6	13,14	4,67	8,18	0,50		73,50	
Gymnotus inaequilabiatus	C/InsA	3	74,37	14,70	1,20	0,95			8,77
Hypostomus ancistroides	C/Detr	12	0,06		0,03				99,90
Poecilia reticulata	C/Detr	19	10,17	0,92					88,90
Astyanax aff. *fasciatus*	M/InsT	21	1,46	74,28	3,63	0,45	0,76	19,41	
Gymnotus inaequilabiatus	M/InsA	3	89,15	6,45	0,72			1,13	2,54
Hypostomus ancistroides	M/Detr	14	0,04		0,01				99,94
Poecilia reticulata	M/De/ins	11	56,50	1,27	0,63				41,59
Piabina sp.	M/InsA	9	78,0	16,01	4,15			0,28	1,55
Trichomycterus diabolus	M/InsA	7	93,04		0,58			1,45	4,93
Astyanax aff. *fasciatus*	F/Inse	56	28,65	37,61	2,58	1,46	4,62	19,46	5,61
Astyanax aff. *paranae*	F/Inse	3	45,10	49,02	0,53	4,81		0,53	
Characidium aff. *zebra*	F/InsA	25	88,75	0,69	2,07	0,39		2,96	5,13
Hypostomus ancistroides	F/Detr	6	0,11		0,15			0,48	99,26
Poecilia reticulata	F/Detr	14	17,27		0,38				82,35

A organização trófica no riacho Romeira foi representada por seis grupos, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, onívoro, detritívoro/insetívoro e detritívoro (Fig. 4; Tabela 4). Na cabeceira três grupos tróficos foram verificados, insetívoro terrestre (*A. fasciatus*), onívoro (*A. paranae*) e detritívoro/insetívoro (*P. reticulata*) (Fig.4a) (CCC=0,99). No meio, formaram-se três grupos, onívoro, representado por *A. fasciatus* e *A paranae*, insetívoro aquático, formado por *I. mirini* e *P. tenebrosa*, e detritívoro, por *H. ancistroides* e *P. reticulata* (Fig. 4b) (CCC=0,77). Na foz, foram registrados quatro grupos tróficos, onívoro *(Astyanax altiparanae*), insetívoro (*Cetopsorhamdia iheringi*), insetívoro aquático (*I. mirini* e *P. tenebrosa*) e detritívoro (*H. ancistrodes*) (Fig.4c) (CCC=0,96).

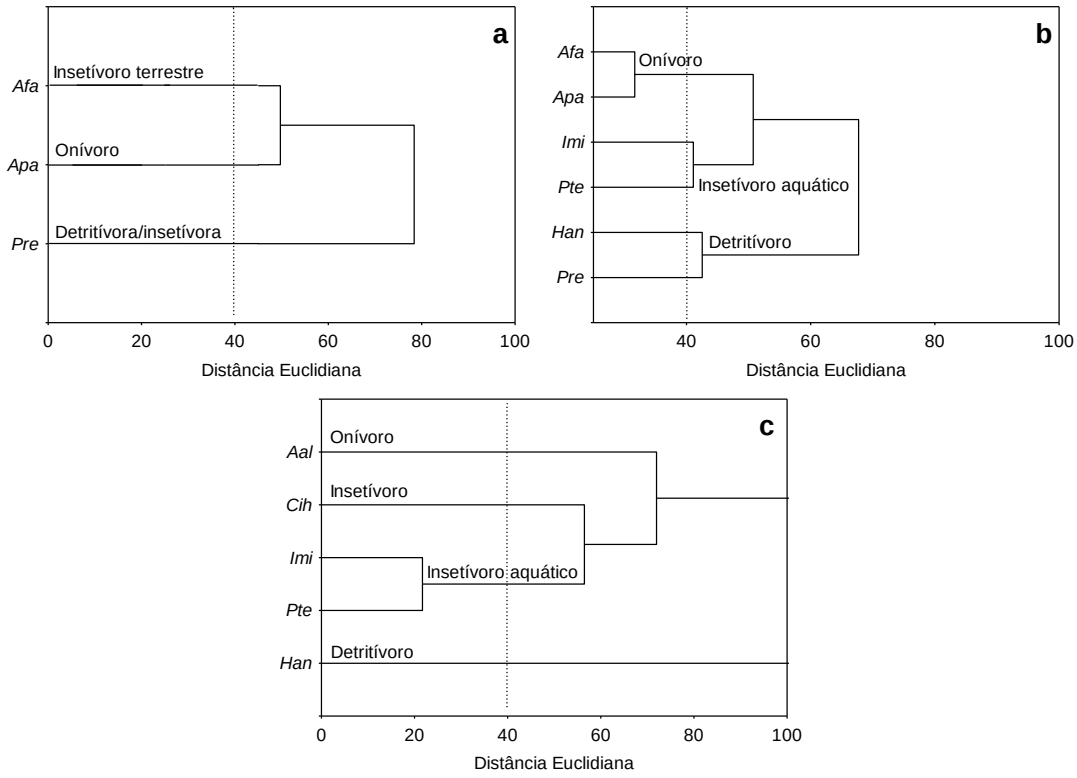


Fig. 4 Agrupamento trófico das espécies de peixes em três trechos do riacho Romeira (**a**= cabeceira; **b**= meio; **c**= foz), sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. *Afa=A. fasciatus*; *Apa=A. paranae*; *Pre=P. reticulata*; *Imi=I. mirini*; *Pte=P. tenebrosa*; *Han=H. ancistroides*; *Aal=A. altiparanae*; *Cih=C. iheringi*.

Tabela 4 Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes na cabeceira (C), no meio (M) e na foz (F) do riacho Romeira. InsA= insetos aquáticos; InsT= insetos terrestres; InvA= outros invertebrados aquáticos; InvT= outros invertebrados terrestres; VegA= vegetais aquáticos; VegT= vegetais terrestres; Det/sed= detrito/sedimento. T= trecho do riacho; GT= grupo trófico (InsT= insetívoro terrestre; InsA= insetívoro aquático; Oniv= onívoro; Inse= insetívoro; Detr= detritívoro; De/ins= detritívoro/insetívoro); N= número de estômagos analisados.

Espécies	T/GT	N	InsA	InsT	InvA	InvT	VegA	VegT	Det/sed
Astyanax aff. *fasciatus*	C/InsT	5	18,22	68,68	1,31	1,31	3,27	6,88	0,32
Astyanax aff. *paranae*	C/Oniv	8	3,04	45,11	3,61			47,75	0,48
Poecilia reticulata	C/De/ins	56	33,97	9,50	4,75	1,20		1,74	48,83
Astyanax aff. *fasciatus*	M/Oniv	40	5,05	51,85	0,88	0,81		41,05	0,35
Astyanax aff. *paranae*	M/Oniv	6	23,02	35,00	0,36	11,04		24,86	5,70
Hypostomus ancistroides	M/Detr	32	0,23		0,16				99,60
Imparfinis mirini	M/InsA	84	58,10	12,46	15,74	3,01		1,95	8,73
Poecilia reticulata	M/Detr	28	24,69	1,03	4,24	1,03		3,72	65,29
Phenacorhamdia tenebrosa	M/InsA	4	94,65		5,24				0,10
Astyanax altiparanae	F/Oniv	39	4,02	27,01	1,64	17,86		48,08	1,39
Cetopsorhamdia iheringi	F/Inse	13	48,39	51,14				0,06	0,41
Hypostomus ancistroides	F/Detr	12	0,45		0,02				99,53
Imparfinis mirini	F/InsA	9	75,59	3,88	13,18			0,42	6,93
Phenacorhamdia tenebrosa	F/InsA	42	93,27	1,94	2,71	0,60		1,20	0,28

No riacho Zaúna formaram-se oito grupos tróficos, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, invertívoro aquático, herbívoro, onívoro, detritívoro-insetívoro e detritívoro (Fig. 5; Tabela 5). Na cabeceira os grupos tróficos foram herbívoro (*Astyanax bockmanni*), invertívoro aquático (*C. zebra* e *P. reticulata*), onívoro (*Oreochromis niloticus)*, detritívoro (*H. ancistroides*) e insetívoro (*A. fasciatus*) (Fig. 5a) (CCC=0,82). No meio, herbívoro (*A. bockmanni* e *A. paranae*), insetívoro terrestre (*A. fasciatus*), detritívoro (*P. reticulata*) e insetívoro aquático (*C. zebra*) (Fig. 5b) (CCC=0,99). Na foz foram registrados cinco grupos, onívoro (*A. bockmanni* e *A. fasciatus*), insetívoro aquático (*C. zebra, C. iheringi* e *I. borodini*), insetívoro terrestre (*B. stramineus*), detritívoro (*H. ancistroides*) e detritívoro/insetívoro (*P. reticulata*) (Fig. 5c) (CCC=0,82).

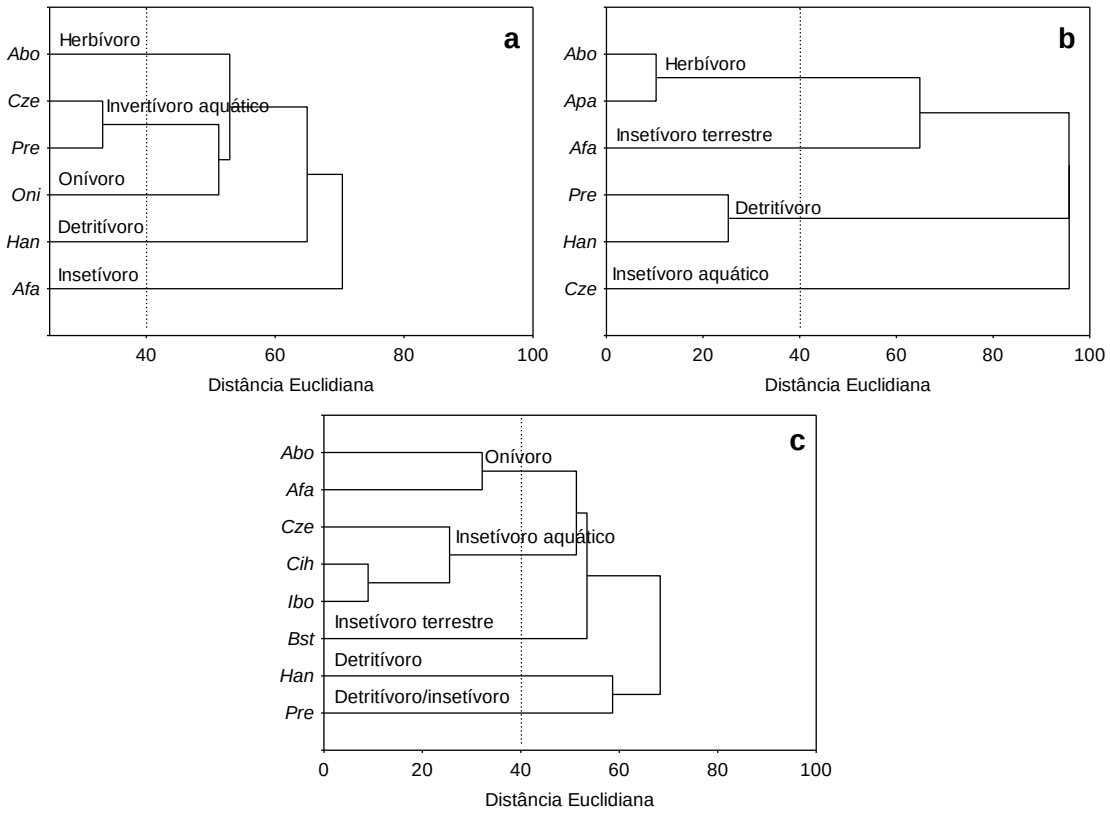


Fig. 5 Agrupamento trófico das espécies de peixes em três trechos do riacho Zaúna (**a**= cabeceira; **b**= meio; **c**= foz), sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. *Abo=A. bockmanni*; *Cze=C. zebra*; *Pre=P. reticulata*; *Oni=O. niloticus*; *Han=H. ancistroides*; *Afa=A. fasciatus*; *Apa=A. paranae*; Cin=*C. iheringi*; *Ibo= I. borodini*; Bst=*B. stramineus.*

Tabela 5 Recursos alimentares (% volume) utilizados pelas espécies de peixes na cabeceira (C), no meio (M) e na foz (F) do riacho Zaúna. InsA= insetos aquáticos; InsT= insetos terrestres; InvA= outros invertebrados aquáticos; InvT= outros invertebrados terrestres; VegA= vegetais aquáticos; Veg.T= vegetais terrestres; Det/sed= detrito/sedimento. T= trecho do riacho; GT= grupo trófico (InsT=insetívoro terrestre; InsA=insetívoro aquático; Oniv=onívoro; Detr=detritívoro; De/ins=detritívoro/insetívoro; Inse=insetívoro; Herb=herbívoro; InvA=invertívoro aquático); N= número de estômagos analisados.

Espécies	T/GT	N	InsA	InsT	InvA	InvT	VegA	VegT	Det/sed
Astyanax bockmanni	C/Herb	5	34,66	9,08	4,36			51,20	0,70
Astyanax aff. *fasciatus*	C/Inse	4	20,24	43,07	1,67		33,49	1,52	
Characidium aff. *zebra*	C/InvA	18	37,41	0,26	55,01		0,29	0,87	6,16
Hypostomus ancistroides	C/Detr	21	0,15					0,11	99,74
Oreochromis niloticus	C/Oniv	4	15,66	2,69	1,68			33,60	46,37
Poecilia reticulata	C/InvA	31	35,98	0,59	31,86	0,08		1,53	29,95
Astyanax bockmanni	M/Herb	8	13,69	12,92	0,17	5,13	17,12	50,53	0,43
Astyanax aff. *fasciatus*	M/InsT	32	6,00	66,38	0,98	5,18	4,53	16,93	
Astyanax aff. *paranae*	M/Herb	13	8,41	12,80	0,02	9,10	12,41	56,84	0,42
Characidium aff. *zebra*	M/InsA	5	92,16		3,58		0,51	0,34	3,41
Hypostomus ancistroides	M/Detr	7			0,05				99,95
Poecilia reticulata	M/Detr	22	15,08	1,34	4,87				78,71
Astyanax bockmanni	F/Oniv	7	40,71	15,90	1,07	0,32		40,12	1,88
Astyanax aff. *fasciatus*	F/Oniv	16	20,44	40,63	0,35	0,40	0,63	37,52	0,03
Bryconamericus stramineus	F/InsT	5	15,68	79,60	0,86	1,71	0,86	1,29	
Characidium aff. *zebra*	F/InsA	9	82,28		9,81		6,22	0,56	1,13
Cetopsorhamdia iheringi	F/InsA	19	74,37	21,29	0,03	0,28	0,18	0,61	3,24
Hypostomus ancistroides	F/Detr	10			0,05				99,95
Imparfinis borodini	F/InsA	5	70,10	28,35	1,48				0,07
Poecilia reticulata	F/De/ins	13	25,50	2,39	17,73	3,98			50,40

3.3.3 Estrutura Trófica

Na cabeceira do riacho Água da Roseira, o grupo trófico insetívoro terrestre obteve o maior número de espécies, porém o maior valor de densidade foi registrado para o grupo trófico insetívoro aquático; a maior biomassa para insetívoro aquático, seguido por insetívoro terrestre (Fig. 6). No meio, o maior número de espécies e a maior biomassa foram registrados para o grupo insetívoro terrestre, enquanto a densidade foi maior para o grupo insetívoro aquático. O grupo trófico insetívoro obteve o maior número de espécies, maior densidade e maior biomassa na foz.

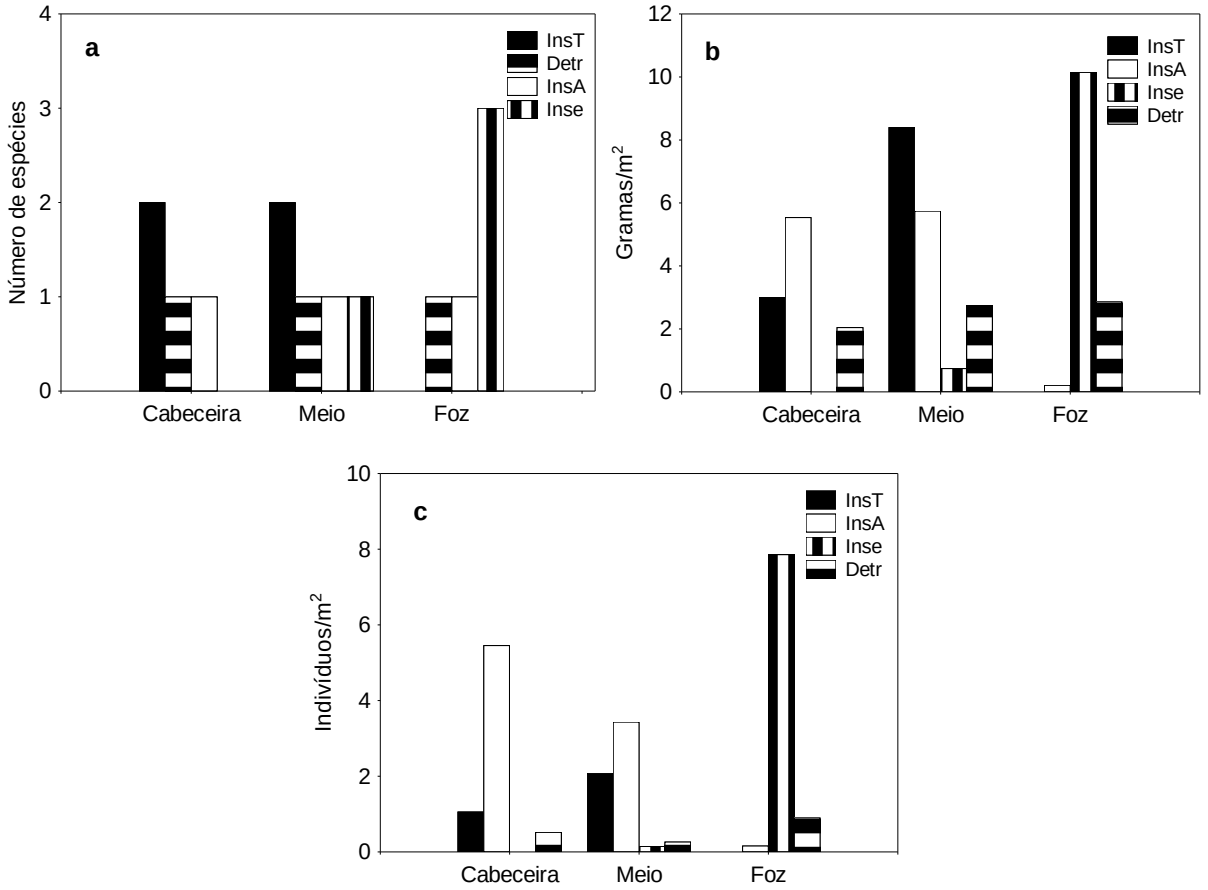


Fig. 6 Número de espécies (a), densidade (b) e biomassa (c) dos grupos tróficos ao longo do gradiente longitudinal do riacho Água da Roseira, sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. InsT=insetívoro terrestre; Detr=detritívoro; InsA=insetívoro aquático; Inse=insetívoro.

Na cabeceira do riacho Remo, os grupos herbívoro e detritívoro obtiveram o maior número de espécies, porém, a maior densidade foi registrada para o grupo detritívoro, e a maior biomassa para o herbívoro (Fig. 7). No meio do riacho Remo, os atributos dos grupos tróficos apresentaram variações marcantes, o insetívoro aquático obteve o maior número de espécies, o grupo detritívoro/insetívoro a maior densidade, e o insetívoro terrestre a maior biomassa. Na foz, o número de espécies foi maior para os grupos insetívoro e detritívoro, enquanto o valor da densidade foi maior para o grupo detritívoro, e a biomassa para o insetívoro.

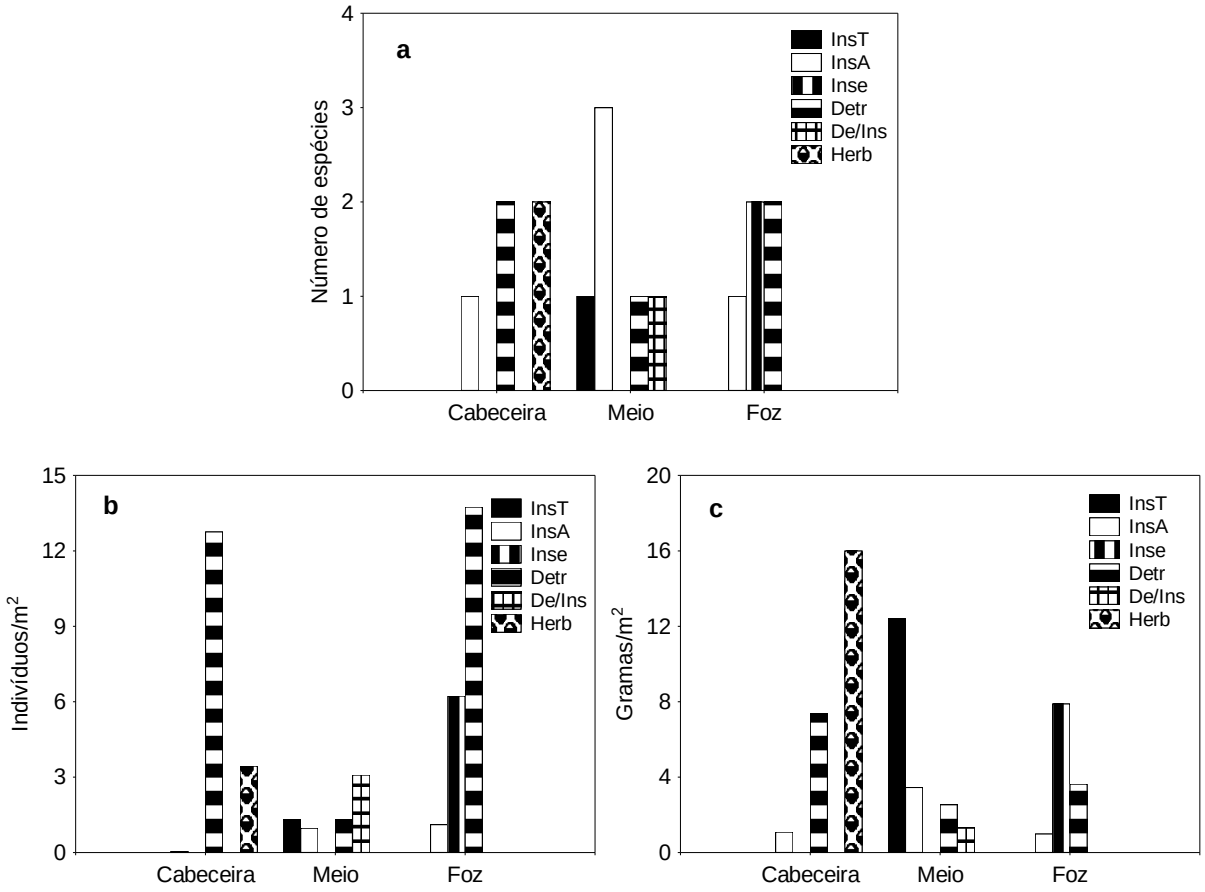


Fig. 7 Número de espécies (a), densidade (b) e biomassa (c) dos grupos tróficos ao longo do gradiente longitudinal do riacho Remo, sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. InsT= insetívoro terrestre; InsA= insetívoro aquático; Inse= insetívoro; Herb= herbívoro; Detr= detritívoro; De/ins= detritivoro/insetívoro.

Na cabeceira do riacho Romeira, mesmo com apenas três espécies, os grupos tróficos variaram em cada atributo (Fig. 8). Apenas uma espécie compôs os grupos insetívoro terrestre, onívoro e detritívoro/insetívoro, sendo que dentre eles, o grupo detritívoro/insetívoro alcançou a maior densidade, e a biomassa foi similar entre os três grupos. No meio, também três grupos tróficos tiveram números de espécies iguais, insetívoro aquático, onívoro e detritívoro, destacando-se o grupo detritívoro em densidade, seguido por insetívoro aquático, e o onívoro em biomassa. O grupo insetívoro aquático foi representado pelo maior número de espécies e densidade na foz do riacho, enquanto o grupo onívoro apresentou a maior biomassa.

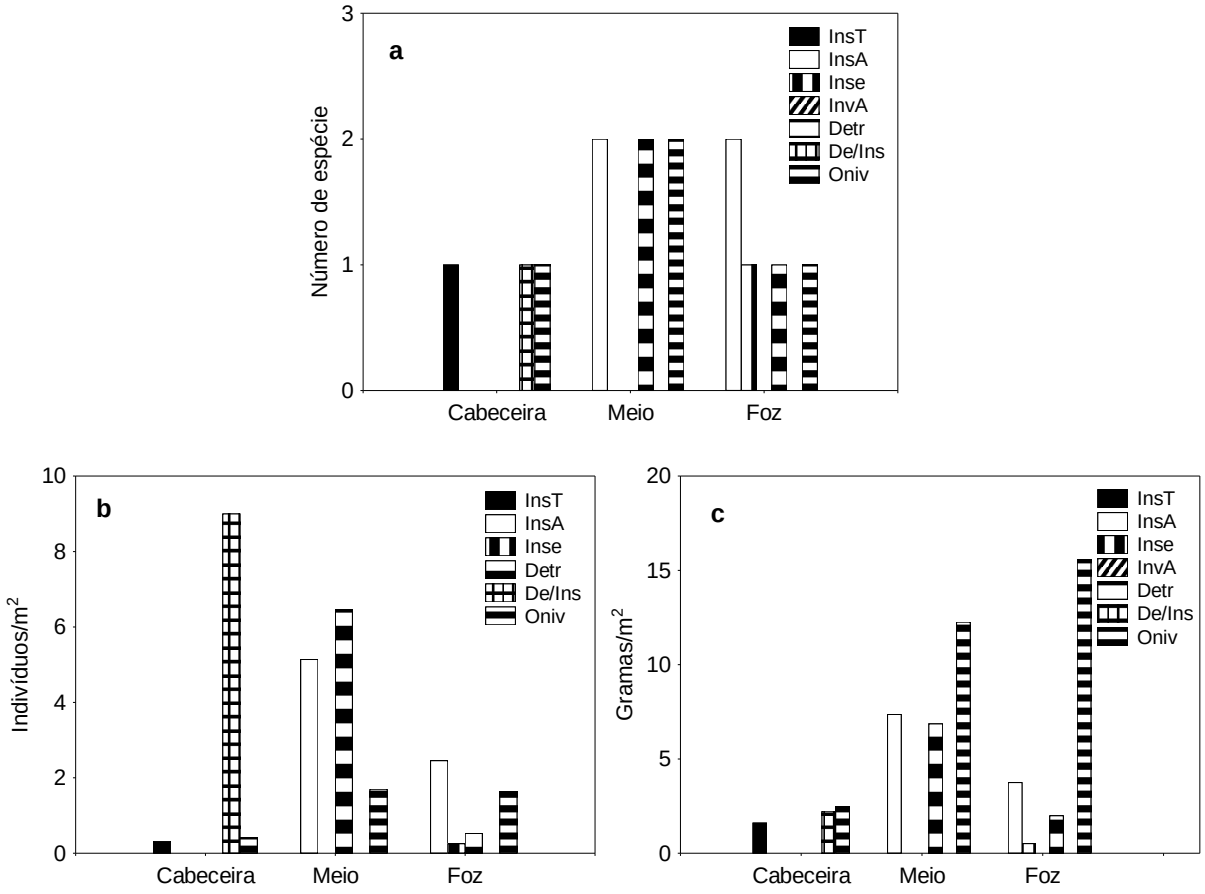


Fig. 8 Número de espécies (a), densidade (b) e biomassa (c) dos grupos tróficos ao longo do gradiente longitudinal do riacho Romeira, sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. InsT= insetívoro terrestre; InsA= insetívoro aquático; Oniv= Onívoro; Inse= insetívoro; Detr= detritívoro; De/ins= detritivoro/insetívoro.

Na cabeceira do riacho Zaúna, o grupo invertívoro aquático apresentou o maior número de espécies e o maior valor de densidade, enquanto o detritívoro a maior biomassa (Fig. 9). No meio, o grupo herbívoro e o detritívoro apresentaram o mesmo número de espécies, destacando-se em densidade o grupo detritívoro, e em biomassa o grupo herbívoro. O grupo insetívoro aquático destacou-se em número de espécies e biomassa na foz, e a maior densidade foi registrada pelo grupo detritívoro/insetívoro.

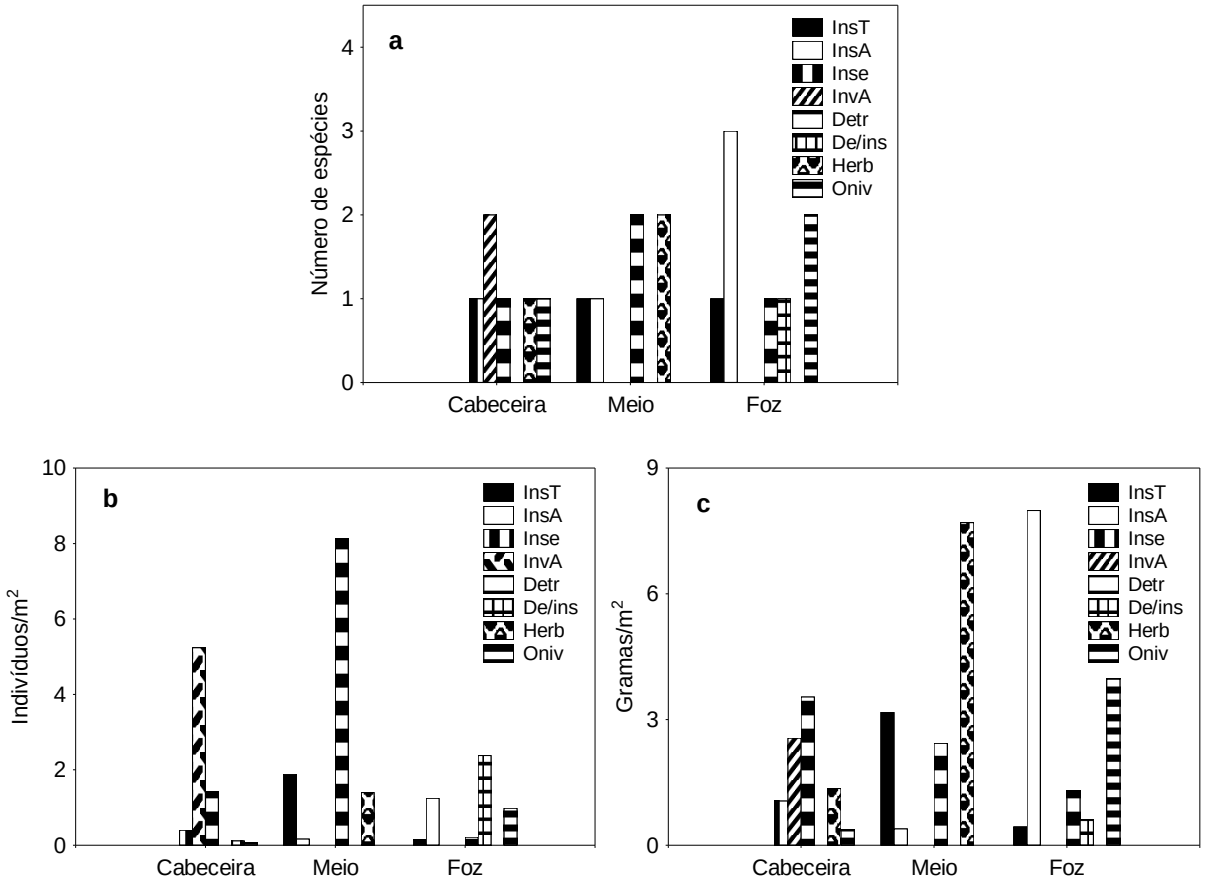


Fig. 9 Número de espécies (a), densidade (b) e biomassa (c) dos grupos tróficos ao longo do gradiente longitudinal do riacho Zaúna, sub-bacia do rio Pirapó - bacia do alto rio Paraná. InsT=insetívoro terrestre; InsA=insetívoro aquático; Onívoro=Oniv; Detr=detritívoro; De/ins=detritívoro/insetívoro; Inse=insetívoro; Herb=herbívoro; InvA=invertívoro aquático.

A CCA explicou 25,0% da variação dos dados, indicando relações entre a estruturação ambiental e a biomassa dos grupos tróficos. Através de inspeção gráfica, evidenciou-se para o eixo 1, que o grupo herbívoro esteve associado positivamente com troncos/galhos/folhas das margens e largura da vegetação para os trechos de cabeceira do riacho Remo, e meio do Zaúna (Fig. 10). Os grupos tróficos insetívoro terrestre e detritívoro/insetívoro foram negativamente associados à variável seixos no eixo 2, principalmente para os trechos meio dos riachos Água da Roseira e Remo, enquanto os insetívoros foram positivamente relacionados com grânulos (eixo 2) para os trechos de foz dos riachos Água da Roseira e Remo.

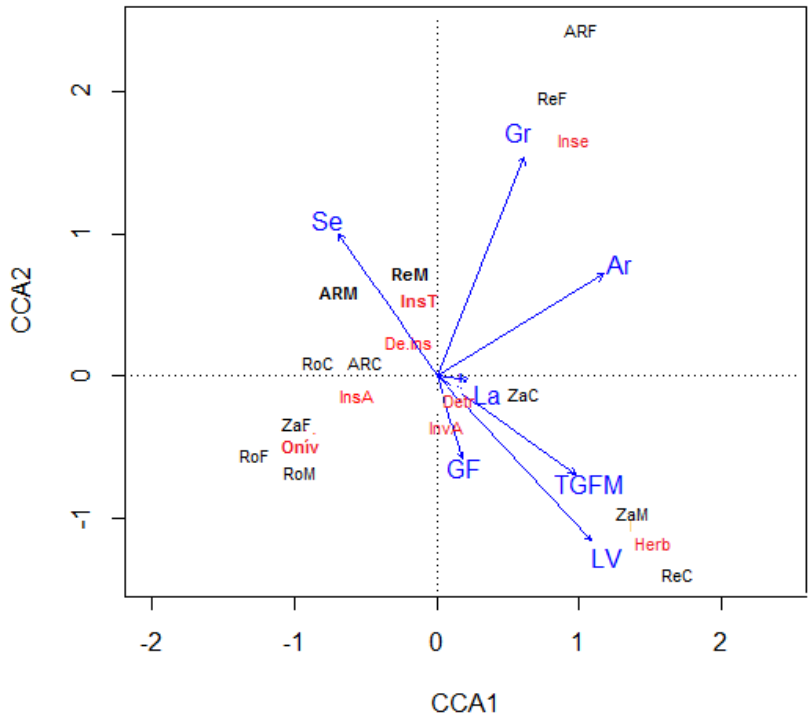


Fig. 10 Ordenação das variáveis ambientais e da biomassa dos grupos tróficos ao longo do gradiente longitudinal dos riachos, definida pelos dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA1 e CCA2). Vetores das variáveis ambientais: GF= galhos/folhas; TGFM= troncos/galhos/folhas nas margens; La= largura do riacho; Ar=argila; Gr= grânulos; Se= seixos; LV= largura da vegetação ripária. Grupos tróficos= InsT=insetívoro terrestre; InsA=insetívoro aquático; Oniv=onívoro; Inse=insetívoro; Detr=detritívoro; De.ins= detritivoro/insetívoro; Herb=herbívoro; InvA=invertívoro aquático). AR=água da Roseira; Re=Remo; Ro=Romeira; Za=Zaúna; as letras C, M e F, correspondem à cabeceira, meio e foz, respectivamente, de cada riacho.

3.4 DISCUSSÃO

A dieta das dezesseis espécies permitiu a classificação de oito grupos tróficos: insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, invertívoro aquático, onívoro, herbívoro, detritívoro/insetívoro e detritívoro. Foram dominantes quatro recursos que, frequentemente, são mencionados na literatura como principais recursos na dieta de peixes de riachos tropicais: insetos aquáticos e terrestres, vegetais terrestres e detritos (Winemiller 1990; Pouilly et al. 2006; Rolla et al. 2009; Bonato et al. 2012; Wolff et al. 2013). Assim, formou-se os grupos tróficos de maior ocorrência, insetívoro aquático (dez espécies ocuparam esse grupo), detritívoro e insetívoro terrestre (duas espécies), onívoro (cinco espécies) e herbívoro (três espécies), sendo que os dois primeiros ocorreram em praticamente todos os trechos. O predomínio de espécies insetívoras aquáticas, especialmente as que consomem insetos em estágio inicial de desenvolvimento, é

considerado comum em riachos (Uieda et al. 1997; Russo et al. 2002; Pinto e Uieda 2007). Da mesma forma, detrito também tem sido considerado como parte importante da dieta das assembleias de peixes de riachos (Oliveira e Bennemann 2005; Ferreira e Casatti 2006; Silva et al. 2012). O predomínio de alguns grupos tróficos reflete a presença de assembleias de peixes pré selecionadas, que estão adaptadas a consumir os recursos mais abundantes em um local (Esteves et al. 2008).

Os resultados deste estudo evidenciaram que a organização trófica da ictiofauna de três (Água da Roseira, Remo e Romeira) dos quatro riachos analisados, foi influenciada pelo gradiente longitudinal, como prevê a teoria do *RCC* (Vannote et al. 1980). Nas cabeceiras desses riachos, formaram-se três grupos tróficos, insetívoro terrestre (riachos Água da Roseira e Romeira), herbívoro (Remo) e onívoro (Romeira - formado por espécies que consumiram predominantemente insetos e vegetais terrestres), os quais foram influenciados pela entrada de recursos alóctones advindos da vegetação ripária. O consumo de recursos alóctones neste trecho reforça a importância do fluxo de energia entre os sistemas terrestres e aquáticos para o suprimento de energia para ictiofauna (Polis et al. 1997; Nakano et al. 1999; Baxter et al. 2005), bem como na formação de microhabitats, que favorece a heterogeneidade ambiental, influenciando a distribuição espacial das assembleias de peixes (Angemeier e Karr 1983; Bührnheim 2002). Estes grupos foram compostos essencialmente de espécies do gênero *Astyanax*, que em riachos florestados consomem grandes quantidades de insetos terrestres (Casatti et al. 2001; Casatti 2002) e vegetais terrestres (folhas e sementes) (Bennemann et al. 2005; Rolla et al. 2009; Bonato et al. 2012).

Apesar do elevado consumo de recursos alóctones nas cabeceiras, também foram registrados o grupo detritívoro, representado principalmente por *H. ancistroides*, e insetívoro aquático representado por *I. mirini*, *G. inaequilabiatus* e *C. zebra*, que consumiram basicamente larvas de insetos, sendo estas espécies consideradas especuladoras do substrato, por possuírem táticas e adaptações morfológicas adequadas para explorar este habitat, especialmente a posição da boca (Sazima 1986). *Poecilia reticulata* foi considerada detritívora no Remo, e detritívora/insetívora no Romeira, resultado que acredita-se, esteja associado ao comportamento alimentar, pois é considerada consumidora ocasional de detrito/sedimento por executar "abocanhadas" indiscriminadas no substrato (Alves 2010). Assim, ora detrito foi o recurso mais consumido, ora insetos aquáticos foram tão importantes quanto o detrito. Essas estratégias

alimentares destacam a importância da identidade específica, a qual está intimamente relacionada aos processos de adaptações das espécies ao meio (Sampaio e Goulart 2011).

Nos trechos intermediários foi registrado o grupo insetívoro terrestre no Água da Roseira e Remo, associado à presença de *A. fasciatus* e *B. stramineus*. Nestes riachos, a vegetação ripária esteve presente tanto na cabeceira quanto no meio, e as larguras do leito foram praticamente iguais. Nesse sentido, a taxa perímetro/área foi importante e provavelmente determinou a transferência de subsídios terrestres para o riacho (Polis et al. 1997). Os insetívoros aquáticos ocorreram nos três riachos, e este grupo trófico comportou uma espécie (*I. mirini*) no riacho Água da Roseira, três (*G. inaequilabiatus*, *T. diabolus* e *Piabina* sp.) no Remo, e duas (*I. mirini* e *P. tenebrosa*) no Romeira. A presença marcante de insetívoros aquáticos no meio, provavelmente está associada ao fato de ser uma zona de transição entre a cabeceira e a foz, isto é, apresenta um meio termo entre os dois trechos (Ferreira e Petrere Jr. 2009), bem como diferenças inexatas na disponibilidade de recursos alimentares. Nestes trechos, foi registrado o grupo detritívoro nos três riachos e detritívoro/insetívoro no Remo. As espécies que formaram estes grupos consumiram principalmente recursos de origem autóctone (como por exemplo, insetos e outros pequenos invertebrados aquáticos, vegetais aquáticos e detrito/sedimento), evidenciando alteração da estrutura trófica nestes trechos, quando comparado à cabeceira, como prediz o *RCC* (Vannote et al. 1980) e registrado por outros autores (Melo et al. 2004; Pouilly et al. 2006; Wolff et al. 2013).

Já na foz dos três riachos, não foram registrados os grupos insetívoro terrestre e herbívoro, enquanto insetívoro aquático e detritívoro foram os mais representativos, e formados por espécies que consomem essencialmente recursos autóctones (insetos e detrito). Incremento de invertívoros e onívoros com tendência a invertivoria na direção do gradiente longitudinal (cabeceira/foz) foi observado por Schneider et al. (2011), que sugeriram que o acúmulo de matéria orgânica em regiões próximas a foz dos riachos facilita o estabelecimento de insetos no substrato, aumentando a disponibilidade desses recursos para os peixes. O material vegetal advindo da região marginal é transportado ao longo do riacho, transformando-se em detritos que são acumulados na foz propiciando a ocorrência de detritívoros nestas áreas (Schneider et al. 2011).

Assim, os resultados mostraram que o gradiente longitudinal influenciou a organização trófica da ictiofauna nos riachos Água da Roseira, Remo e Romeira, considerando que foi observada clara alteração na ocorrência dos grupos tróficos, associadas principalmente ao

consumo diferenciado de recursos autóctones e alóctones pelas espécies que compuseram os grupos. Grupos tróficos formados por espécies que consomem predominantemente recursos alóctones foram observados exclusivamente nos trechos de cabeceira e meio, e aquelas que consumiram recursos essencialmente aquáticos foram mais frequentes nos trechos de foz. Vários autores têm observado que algumas espécies de peixes exploram diferentes recursos alimentares ao longo do gradiente de riachos, sendo a contribuição de recursos autóctones maior na foz do que na cabeceira (Angermeier e Karr 1983; Melo et al. 2004; Pouilly et al. 2006; Wolff et al. 2013).

Influência do gradiente longitudinal sobre a estrutura trófica foi observada também para o atributo número de espécies que compõe os grupos tróficos, para os quatro riachos. Houve tendência de incremento do número de espécies, e a composição trófica tornou-se mais diversificada da cabeceira em direção à foz, como observado por Pouilly et al. (2006) para riachos da Bolivia. A tendência de aumento no número de espécies conforme o gradiente, está de acordo com registros em riachos tropicais para o atributo riqueza de espécies (Súarez et al. 2011; Takahashi et al. 2013) e para a estrutura trófica (Pouilly et al. 2006). De acordo com a interpretação de Angermeier e Karr (1983), o aumento do número de grupos tróficos consumidores de recursos autóctones e a diversificação trófica podem estar associados à diversificação dos recursos alimentares ao longo do gradiente (Vannote et al. 1980).

Considerando a densidade e a biomassa dos grupos tróficos não foi observada influência do gradiente longitudinal. Independente do trecho dos riachos os grupos tróficos detritívoro e insetívoro aquático foram os mais importantes em termos de densidade. Esta tendência é um resultado da elevada abundância numérica de espécies com tamanho muito reduzido, as quais compuseram estes grupos, particularmente *P. reticulata*, *I. mirini* e *H. ancistroides*. Por outro lado, em termos de biomassa, com algumas exceções, os grupos insetívoro terrestre, insetívoro, herbívoro e onívoro foram os mais abundantes, independente do trecho dos riachos. Este resultado é justificado pelo maior peso alcançado pelas espécies que compuseram estes grupos, essencialmente os *Astyanax*. Além disso, os resultados da CCA evidenciaram que a largura da vegetação e a estruturação do habitat (troncos/galhos/folhas das margens) influenciaram a formação do grupo herbívoro, em termos de biomassa, na cabeceira do riacho Remo, e no meio do Zaúna, enquanto a biomassa do grupo insetívoro foi influenciada pela variável grânulos na foz dos riachos Água da Roseira e Remo. A falta de correspondência entre a densidade e a biomassa

dos grupos tróficos, também foi observada para riachos do alto rio Paraná, nos quais a densidade foi maior para detritívoros e a biomassa para onívoros na cabeceira, no trecho intermediário algívoros foram mais importantes em densidade e piscívoros em biomassa, enquanto na foz algívoros foram predominantes em densidade e detritívoros e piscívoros em biomassa (Luiz et al. 1998). Por outro lado, em um riacho da mata Atlântica foi observado decréscimo da densidade e da biomassa de invertívoros e insetívoros aquáticos ao longo do gradiente, enquanto houve incremento de ambos os atributos para os detritívoros (Wolff et al. 2013).

A biomassa de peixes de riachos parece estar vinculada ao consumo de insetos (Vidotto-Magnoni e Carvalho 2009), sendo que, direta ou indiretamente, a maior fonte de carbono orgânico para as comunidades aquáticas são advindas via fluxo de recursos terrestres (Pace et al. 2004). Este, pode ser um dos fatores que justificam a maior biomassa dos grupos trófico, cujas espécies dependem de insetos e vegetais terrestres, independente do gradiente longitudinal.

Em resumo, os resultados mostraram que a organização trófica e o número de espécies que compõem os grupos tróficos são influenciados pelo gradiente do riacho, no entanto, a densidade esteve principalmente associada ao elevado número de espécies de tamanho reduzido que consumiram basicamente recursos autóctones independente do trecho, e a biomassa dos grupos tróficos acompanharam o aporte de material alóctone, consumido basicamente por espécies de maior tamanho, assim, para estes dois atributos a composição específica foi mais importante.

REFERÊNCIAS

Alves GHZ (2010). Atividade de forrageamento de *Poecilia reticulata* (Osteichthyes: Poeciliidae) sobre organismos bênticos em riachos neotropicais. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 22p.

Angermeier LP, Karr JR (1983) Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. Environmental Biology of Fishes 9:117-135.

Barili E, Agostinho AA, Gomes LC, Latini JD (2011) The coexistence of fish species in stream: relationships between assemblage atributes and trophic and environmental variables. Environmental Biology of Fish 92: 41-52.

Baxter CV, Fausch KD, Saunders WC (2005) Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology 50: 201-220.

Bennemann ST, Galves W, Capra LG (2011) Recursos alimentares utilizados pelos peixes e estrutura trófica de quatro trechos no reservatório Capivara (Rio Paranapanema). Biota Neotropica 11: 63-71.

Bennemann ST, Gealh AM, Orsi ML, Souza LM (2005) Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de A*styanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. Iheringia, Série Zoologia 95: 247-254.

Bonato KO, Delariva RL, Silva JC (2012) Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. Zoologia 29: 27-38.

Brejão GL, Gerhard P, Zuanon J. (2013) Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. Neotropical Ichthyology 11: 361-373.

Bührnheim CM, Cox-Fernandes C (2003) Structure of fish assemblages in Amazonian rain-forest streams: effects of habitats and locality. Copeia 2: 255-262

Casatti L (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Paraná, Sudeste do Brasil. Biota Neotropica 2: 1-14.

Casatti L, Langeani F, Castro RMC (2001) Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Rio Paraná, SP. Biota Neotropica 1: 1-15.

Cruz BB, Teshima FA, Cetra M (2013) Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater stream of lower Sorocaba River Basin, São Paulo, Brazil. Neotropical Icgthyology 11: 171-178.

Esteves KE, Aranha JMR (1999) Ecologia trófica de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis 6: 157-182.

Esteves KE, Lobo AVP, Faria MDR (2008) Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga, Upper Tiête River Basin, Brazil. Hydrobiologia 598: 373-387.

Ferreira CP, Casatti L (2006) Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 23: 642-651.

Ferreira FC, Petrere Jr. M (2009) The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic Forest of Southeast Brazil. Hidrobiologia 636: 11-34.

Hellawel JM, Abel RA (1971) A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. Journal of Fish Biology 3: 29-37.

Higgins CL, Strauss RE (2008) Modeling stream fish assemblages with niche apportionment models: patterns, processes, and scale dependence. Transactions of the American Fisheries Society 137: 696-706.

Hyslop EJ (1980) Stomach contents analysis – a review of methods and their applications. Journal of Fish Biology 17: 411-429.

Ibañez C, Tedesco PA, Bigorne R, Hugueny B, Poully M, Zepita C, Zubieta J, Oberdorff T (2007) Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested stream in the Bolivian Amazon. Aquatic Living Resource 20: 131-142.

Isaac A (2013) Metodologias de classificação de peixes em guildas tróficas para uso em estudos ecológicos e avaliações ambientais. Universidade Estadual de Maringá, Tese de Doutorado, 29p.

Keenleyside MHA (1979) Diversity and adaptations in fish behaviour. Springer-Verlag, Berlin.

Legendre P, Legendre L (1998) Numerical ecology. Elsevier Science B.V., Amsterdam.

Luiz EA, Agostinho AA, Gomes LC, Hahn NS (1998) Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Rio Paraná. Revista Brasileira de Biologia 58: 273-285.

Lyons J (1992) The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. North American Journal of Fisheries Management 12: 198-201.

Matthews WJ (1998) Patterns in freshwater fish ecology. Chapman and Hall, New York.

Mattos G, Cardoso RS, Santos AS (2013) Environmental effects on the structure of polychaete feeding guilds on the beaches of Sepetiba Bay, south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 93: 973-980.

Melo CE, Machado FA, Pinto-Silva V (2004) Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin. Neotropical Ichthyology 2: 37-44

Miranda JC, Mazzoni R (2009) Estrutura e persistência temporal da comunidade de peixes de três riachos do Alto Rio Tocantins, GO. Biota Neotropica 9: 71-78.

Nakano S, Miyasaka H, Kuhara N (1999) Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. Ecology 80: 2435-2441.

Oliveira DC, Bennemann ST (2005) Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota Neotropica 1: 95-107.

Pace ML, Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF, Hodgson JR, Van de Bogert MC, Bade DL, Kritzberg ES, Bastviken D (2004) Whole-lake carbon-13 additions reveal terrestrial support of aquatic food webs. Nature 427: 240-243.

Peruço JD (2004) Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 63p.

Pinto TLF, Uieda VS (2007) Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: Are the spatial and seasonal differences in their selectivity? Acta Limnologica Brasiliensia 19: 67-78.

Polis GA, Anderson WB, Holt RD (1997) Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. Annual Review of Ecology and Systematics 28: 289-316.

Pouilly M, Barrera S, Rosales C (2006) Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along na environmental gradiente in the Upper Beni watershed (Bolivia). Journal of Fish Biology 68: 137-156.

Rolla APR, Esteves KE, Ávila-da-Silva AO (2009) Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). Neotropical Ichthyology 7: 65-76.

Root RB (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnat-catcher. Ecological Monographs 37: 317-350.

Russo MR, Ferreira A, Dias RM (2002) Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. Acta Scientiarum 24: 411-417.

Sampaio ALA, Goulart E (2011) Ciclídeos neotropicais: ecomorfolgia trófica. Oecologia Australis 15: 775-798.

Sazima I (1986) Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. Journal of Fish Biology 29: 53-65.

Schneider M, Aquino PPU, Silva MJM, Fonseca CP (2011) Trophic structure of a fish community in Bananal Stream subbasin in Brasilia National Park, Cerrado biome (Brazilian Savanna), DF. Neotropical Ichthyology 9: 579-592.

Silva JC, Delariva RL, Bonato KO (2012) Food-resource partitioning among fish species from a first-order stream in northwestern Paraná, Brazil. Neotropical ichthyology 10: 389-399.

Simberloff D, Dayan T (1991) The guild concept and the structure of ecological communities. Annual Review of Ecological Systems 22: 115-143.

Strahler AN (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions American Geophysical Union 38: 913-920.

Súarez YR, Souza MM, Ferreira FS, Pereira MJ, Silva EA, Ximenes LQL, Azevedo LG, Martins OC, Lima-Júnior SE. (2011) Patterns of species richness and composition of fish assemblages in streams of the Ivinhema River basin, Upper Paraná River. Acta Limnologica Brasiliensia 23: 77-188.

Takahashi ELH, Rosa FRT, Francisco Langeani F, Nakaghi LSO (2013) Spatial and seasonal patterns in fish assemblage in Córrego Rico, upper Paraná River basin. Neotropical Ichthyology 11: 143-152.

Tejerina-Garro FL, Mérona B, Oberdorff T, Hugueny B (2006) A fish-based índex of large river quality for French Guiana (South America): method and preliminary results. Aquatic Living Resources 19: 31-46.

Ter Braak CJF, Smilauer P (2002) CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user'guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca, New York.

Tilman, D. (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. Ecology 80: 1455–1474

Uieda VS, Buzzato P, Kikuchi RM (1997) Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. Anais da Academia Brasileira de Ciencias 69: 243-252.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing C (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130-137.

Vidotto-Magnoni, A.P. & E.D. Carvalho. 2009. Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. Neotropical Ichthyology 7 (4): 701-708.

Welcomme RL (1979) Fisheries ecology of floodplain rivers. Longman, London & New York.

Winemiller K.O. 1990. Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trophic Networks. Ecological Monographs 60(3):331-367.

Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP (2008) Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D (Ed) Tropical stream ecology. Dudgeon D & Cressa C. Elsevier/Academic, San Diego PP 107-140.

Wolff LL, Carniatto N, Hahn NS (2013) Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. Neotropical Ichthyology 11: 375-386.

Wootton RJ (1990) Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, London.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nestes riachos, os fatores decisivos que explicaram os padrões do uso dos recursos alimentares pelos peixes, foram a disponibilidade dos recursos, mas principalmente a composição das espécies, vinculada ao requerimento ecológico de cada uma delas. Esses fatores permitiram a utilização de recursos alimentares específicos e a ocupação de diferentes microhabitats.

Os resultados também mostraram que o gradiente longitudinal influenciou na organização trófica e no número de espécies da ictiofauna. No entanto, a densidade esteve principalmente associada ao elevado número de espécies de tamanho reduzido, que consumiram basicamente recursos autóctones independente do trecho. Já a biomassa dos grupos tróficos acompanharam o aporte de material alóctone, consumido essencialmente por espécies de maior tamanho. Portanto, para os atributos densidade e biomassa, a composição específica foi ecologicamente determinante para a estruturação trófica.