

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

MARIA JULIA MILEO GANASSIN

Efeitos da urbanização sobre a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* em riachos da bacia do rio Paraná, Brasil

Maringá
2016

MARIA JULIA MILEO GANASSIN

Efeitos da urbanização sobre a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* em riachos da bacia do rio Paraná, Brasil

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

Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn

Maringá
2016

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

- G195e Ganassin, Maria Julia Mileo, 1992-
Efeitos da urbanização sobre a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* em riachos da bacia do rio Paraná, Brasil / Maria Julia Mileo Ganassin. -- Maringá, 2016.
34 f. : il. (algumas color.).
- Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2016.
Orientadora: Prof.ª Dr.ª Norma Segatti Hahn.
1. *Poecilia reticulata*, Peters, 1859 (Osteichthyes, Poeciliidae) "barrigudinho" - Alimentação - Pirapó, Rio - Paraná (Estado). 2. Riachos urbanos - Degradação - Paraná (Estado). 3. Riachos rurais - Degradação - Paraná (Estado). 4. Solo - Impermeabilização. 5. Vegetação ripária - Preservação - Solo - Impermeabilização. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.667153098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

MARIA JULIA MILEO GANASSIN

Efeitos da urbanização sobre a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* em riachos da bacia do rio Paraná, Brasil

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

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

Prof. Dr. Anderson Ferreira
Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Aprovada em: 29 de abril de 2016.

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

Dedico essa dissertação a minha querida mãe, Elvira, pelo amor imensurável, imenso apoio e admirável exemplo.

“Como é grande o meu amor por você...”

AGRADECIMENTOS

À toda minha família, em especial à Marcela, Thiago, Domênico e Lourdes (avós queridos), por todo apoio desde o início e por terem acreditado em mim quando eu mesma não acreditava.

À minha mãe. Elvira, Elvira, você em especial soube lidar comigo nos momentos mais críticos deste processo, soube ser calma quando precisava e com suas palavras orientou muitos dos meus momentos de angústia. Serei eternamente grata e uma pessoa muito melhor, diga-se de passagem, se um dia for apenas metade do que você é e ter apenas parte de toda essa sua garra e determinação. Você sempre foi e sempre será o meu maior exemplo. Te amo.

À Luiza e Clara, minhas eternas amiugas, por me mostrarem a mais pura e verdadeira forma de amor. A alegria e animação de vocês estiveram comigo por toda essa caminhada e serviram como motivação para sempre seguir em frente, e é olhando todos os dias para a foto de vocês colada em minha bancada que arranjo forças para começar a trabalhar. Obrigada por serem inspiração para mim, quero sempre ser exemplo e porto seguro para vocês.

À minha orientadora, Norma Segatti Hahn, por todas as oportunidades, apoio, incentivo, confiança, amizade e compreensão. Sabe puxar a orelha da forma mais amorosa que existe. Quem dera um dia ser tão competente quanto você.

À todas meninas do laboratório de Ecologia Trófica pelos momentos de descontração e risadas, pela ajuda e o apoio emocional e profissional.

À Marlene Rodrigues da Silva, por ter sido minha mãe científica e me querer desde o primeiro momento no lab. Obrigada pelas inúmeras e pacientes horas ao meu lado durante toda a graduação me ensinando como analisar estômagos, pelas milhares de oportunidades que me proporcionou, e por todos os ensinamentos, que com um verdadeiro dom, soube passar à mim. Se cresci, ao menos um pouco, cientificamente, você com certeza fez parte disso.

Aos verdadeiros amigos Geovani, Aline, Isabela, Larissa, Amanda, Luiz e Augustinho/Agostinho, por todos os momentos/experiências incríveis que vivemos antes e durante o mestrado. Meus verdadeiros amigos que sempre acreditaram em mim, me ajudaram no desenvolvimento desta dissertação e que me escutaram repetir milhares de vezes as mesmas lamúrias.

Ao Raffael Tófoli e Rosa Maria Dias, pela ajuda com as planilhas e gráficos de seletividade, e pelas discussões que contribuíram para fazer desta dissertação um trabalho melhor.

À minha turma de mestrado, que me proporcionou 2 anos de muito companheirismo, churrascos inesquecíveis e risadas sem fim.

Ao Matheus Baumgartner, que nunca mediu esforços para me ajudar em todos os momentos da dissertação, especialmente na parte estatística.

Ao Augusto Frota, pela confecção (em grande estilo) do mapa dos riachos.

À Dr.^a Janet Higuti, por ter cedido os dados de macroinvertebrados, os quais foram essenciais para a realização deste trabalho.

Às meninas da secretaria, Jocemara e Aldenir, por sempre me atenderem de forma educada e prestativa.

À Salete e ao João, pela sempre ajuda com a parte bibliográfica, com tamanha educação.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais por fornecer a infraestrutura e pelo auxílio no desenvolvimento da pesquisa.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais por fazerem parte da construção do meu conhecimento.

À todos os funcionários do Nupélia/PEA, por todo amor com que nos acolhem, por toda ajuda que nos oferecem e por todos os momentos deliciosos que nos proporcionam na companhia de vocês. Assim como os professores, vocês nos ensinam muito.

Ao órgão de fomento CNPq pela bolsa de mestrado.

À Deus, que me deu forças, sabedoria e saúde para trilhar mais este caminho.

E por fim, queria agradecer ao meu pai, José Henrique, que de onde quer que esteja, aposto que olha por mim e me manda energias para que eu não desista dos meus objetivos. Um dia nos reencontraremos. Amo você.

*“A mente que se abre a uma nova ideia
jamais voltará ao seu tamanho original”*
Albert Einstein

Efeitos da urbanização sobre a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* em riachos da bacia do rio Paraná, Brasil

RESUMO

Investigou-se se a dieta e seleção de presas por *Poecilia reticulata* Peters, 1859 podem refletir as condições ambientais em riachos, utilizando a área total de impermeabilização do solo (IS) como métrica. Riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do Paraná (PR), foram classificados em rurais e urbanos, respectivamente, aqueles com baixo (BIS) e alto percentual de impermeabilização do solo (AIS). Foi testada a hipótese de que tanto a dieta quanto a seletividade diferem entre os grupos de riachos BIS e AIS e entre os períodos hidrológicos, especialmente nos riachos AIS. Os macroinvertebrados representaram 90% da dieta da espécie independente do riacho e período. Houve diferença na dieta e na seleção de presas entre os grupos de riachos BIS e AIS, entretanto, quando se considera o período hidrológico, diferenças significativas foram constatadas apenas para os riachos AIS. Nos riachos BIS, o espectro alimentar foi mais amplo (16 tipos de presas) e houve seleção de mais presas preferenciais: Cladocera, Copepoda, Lepidoptera, Empididae, Muscidae e Simuliidae na chuva, e Cladocera, Copepoda Amphipoda, Chironomidae, Muscidae e Simuliidae na seca. Nos riachos AIS, além da espécie ter apresentado uma dieta com baixa riqueza de itens (12), houve elevada dominância de um único tipo de presa (Chironomidae), o que também se refletiu na menor seletividade alimentar. Foram selecionadas: Lepidoptera, Chironomidae e Simuliidae, na chuva e além destas, Collembola e Ceratopogonidae, na seca. Ephemeroptera e Trichoptera estiveram entre as presas sempre evitadas, independente do riacho e período; Coleoptera e Oligochaeta foram evitadas apenas nos riachos BIS e AIS, respectivamente. Os resultados obtidos indicaram que a dieta e a seleção de presas por *P. reticulata*, foram alteradas e podem refletir as condições ambientais em riachos quando se utiliza o IS como variável explanatória.

Palavras-chave: Dieta de Poeciliidae. Disponibilidade de macroinvertebrados. Riachos rurais. Riachos urbanos. Cobertura do solo.

Urbanization effects on the diet and prey selection by *Poecilia reticulata* in streams of the Paraná river basin, Brazil

ABSTRACT

This study investigated if the diet and selection of preys by *Poecilia reticulata*, Peters, 1859 can reflect the environmental conditions in streams. The soil Impervious Surface (IS) total area was used as a metric measure. The sub-basin streams of Pirapó and Paraná rivers (PR) were classified as rural and urban ones, respectively, those with a low BIS and a high percentage of soil impervious surface (AIS). It was evaluated the hypothesis that both, diet and selectivity, differ between BIS and AIS stream groups, and among the hydrological periods, especially in AIS streams. Macroinvertebrates accounted for 90% of the species diet, regardless the stream and period. Concerning diet and prey selection there were differences between BIS and AIS streams groups, however, when considering the hydrological period, significant differences were observed only for AIS streams. In BIS streams, the food spectrum was wider (16 types of prey) and there was a selection of more preferential preys: Cladocera, Copepoda, Lepidoptera, Empididae, Muscidae and Simuliidae in the rain, in addition to Cladocera, Copepoda, Amphipoda, Chironomidae, Muscidae and Simuliidae during drought. Considering the AIS streams, the species has shown a low diet in relation to the items (12), and there was a high dominance of a single type of prey (Chironomidae), which was also reflected in the lower food selectivity. The following preys were selected in these streams: Lepidoptera, Chironomidae and Simuliidae in the rain, in addition to Collembola and Ceratopogonidae during drought. Ephemeroptera and Trichoptera were always avoided, regardless the stream and period, whereas Coleoptera and Oligochaeta were avoided only in BIS and AIS streams, respectively. The results showed that diet and prey selection by *P. reticulata* have been changed and might reflect the environmental conditions in streams when using the IS as an explanatory variable.

Keywords: Poeciliidae diet. Macroinvertebrates availability. Rural streams. Urban streams. Ground cover.

**Este trabalho foi elaborado e formatado
conforme as normas da publicação científica
Journal of Fish Biology. Disponível em:
[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISS
N\)1095-8649](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1095-8649)**

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1 ÁREA DE ESTUDO	15
2.2 AMOSTRAGENS	17
2.3 ANÁLISE DA DIETA.....	18
3 RESULTADOS	20
3.1 DIETA TOTAL	20
3.2 DIETA x MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS	21
3.3 SELETIVIDADE ALIMENTAR	22
4 DISCUSSÃO	24
REFERÊNCIAS.....	28

1 INTRODUÇÃO

A urbanização é um processo crescente que atua diretamente na modificação de habitats naturais, constituindo uma séria ameaça aos ambientes aquáticos (Jacobson, 2011). Desde o século passado, tem ocorrido um incremento do número de riachos em áreas urbanas, os quais tem sofrido inúmeros efeitos deletérios, descritos por Meyer *et al.* (2005) como a “síndrome dos riachos urbanos”. Estes impactos causados pela urbanização ocasionam perda da qualidade e integridade ecológica, o que interfere no equilíbrio e manutenção das comunidades residentes (Stanfield & Kilgour, 2006; Wang *et al.*, 2012).

Dentre os impactos decorrentes da urbanização, a impermeabilização da superfície do solo (IS) ou área de superfície impermeável (SI) (construções, rodovias e áreas pavimentadas) é conhecida como uma das importantes variáveis de alteração e estresse em riachos (Stanfield & Kilgour, 2006; Cunico *et al.*, 2011; Cunico *et al.*, 2012). O uso dessa métrica é muito vantajosa, uma vez que sumariza todas as outras variáveis físicas e químicas que afetam riachos urbanizados (*e.g.* aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo; redução na concentração de oxigênio dissolvido; aumento da intensidade e frequência das oscilações de fluxo; diminuição da densidade da mata ciliar e aumento da erosão do canal) (Fogaça *et al.*, 2013) e por essa razão tem sido usada em diversos estudos (*e.g.* Roy & Shuster, 2009; Wenger *et al.*, 2009; Hilderbrand *et al.*, 2010; King & Baker, 2010). Os autores apontam também que, apesar de sua eficiência, a maioria dos resultados é proveniente dos USA e Austrália, com poucos estudos em outras regiões.

As inundações fazem parte do regime natural de muitos riachos, porém, Coleman II *et al.* (2011), alertam que o processo de urbanização intensifica sua frequência e magnitude. Nessa situação os riachos urbanos sofrem modificações mais intensas, com respostas rápidas e severas aos eventos chuvosos, o que afeta negativamente assembleias de peixes (*e.g.* Cunico *et al.*, 2012) além dos organismos bentônicos (Stanfield & Kilgour, 2006; Wang *et al.*, 2012; Fogaça *et al.*, 2013), os quais são rapidamente removidos devido ao deslocamento do substrato de fundo (Death & Zimmermann, 2005; Fogaça *et al.*, 2013). Dessa forma, alterações na disponibilidade desses macroinvertebrados afetam a ictiofauna, visto ser este um importante recurso para peixes de riachos (Kikuchi & Uieda, 1998; Casatti, 2002; Pinto & Uieda, 2007; Vidotto-Magnoni & Carvalho, 2009; Tófoli *et al.*, 2013).

Peixes de água doce podem se alimentar indiscriminadamente do recurso mais abundante no ambiente (Sih & Moore, 1990), mas grande parte das espécies é forrageadora seletiva e se alimenta de presas específicas (Mittelbach & Persson, 1998). A ingestão de um tipo de presa depende de características do predador, como morfologia e comportamento (Mazzoni *et al.*, 2010; Brejão *et al.*, 2013; Neves *et al.*, 2015) e também de fatores extrínsecos como tamanho, disponibilidade e abundância da presa no ambiente (Kahilainen & Lehtonen, 2003; Rezende & Mazzoni, 2006; Tófoli *et al.*, 2013; Ryan & Kelly-Quinn, 2015). Desta forma, alterações ambientais que causam mudanças na densidade das presas podem levar os predadores a alterarem suas preferências alimentares (Closs *et al.*, 1999; Cantanhêde *et al.*, 2009; Carter *et al.*, 2010; Tófoli *et al.*, 2013).

Poecilia reticulata, Peters, 1859, é um pequeno peixe bentopelágico que vem sendo amplamente distribuído pelo mundo como animal de estimação ornamental e agente no controle de mosquitos (Dussault & Kramer, 1981). Nativa do noroeste da América do Sul e ilhas adjacentes do leste do Caribe, presente em diversos habitats (Bisazza, 1993; Kenny, 1995; Allen *et al.*, 2002) e é apontada como uma das espécies mais abundantes em riachos urbanos e rurais (Oliveira & Benneman, 2005; Cunico *et al.*, 2012). Tem sido registrada em riachos com alto ou baixo grau de degradação e poluição (Cunico *et al.*, 2012), sendo portanto, uma espécie indicadora da má qualidade da água devido ao seu *fitness* biológico em condições ambientais distintas (Araújo, 1983). A espécie apresenta estreita relação com o substrato, onde consome algas, invertebrados e detritos (Dussault & Kramer, 1981; Oliveira & Bennemann, 2005), embora também seja encontrada nas margens dos riachos em contato com a vegetação presente (Anderson Ferreira, com. pessoal). É considerada omnívora e altamente oportunista (Lawal *et al.*, 2012), entretanto, fatores ambientais tem o potencial de tornar esses pequenos poecilídeos mais seletivos na escolha da presa. Um exemplo dessa habilidade foi mencionado por Zandona *et al.* (2011), em riachos de altitude na ilha de Trinidad. Os autores constataram que *P. reticulata* foi especialista em invertebrados, selecionando presas em riachos onde estava sob risco de predação e foi mais generalista, consumindo um misto de detritos e algas em riachos sem risco de predação. Neste contexto, existem indícios da capacidade da espécie em alterar seu comportamento alimentar diante de situações distintas.

São comuns os estudos que relatam interação entre dieta de peixes e urbanização de riachos, entretanto, a métrica utilizada na grande maioria destes trabalhos é a presença ou ausência da vegetação ripária (e.g. Dineen *et al.*, 2007; Ferreira *et al.*, 2012 *a,b*; Ryan

& Kelly-Quinn, 2015). Este é o primeiro estudo que avalia como a urbanização determina a dieta e seletividade alimentar de uma espécie de peixe em riachos, usando a impermeabilização do solo como variável explanatória. Neste estudo foi investigado se a composição da dieta e a seleção de presas por *P. reticulata*, podem refletir as condições ambientais em riachos. Para isso, foi utilizada como métrica a área total de impermeabilização do solo (IS), a qual permitiu separar riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do Paraná (PR) em rurais, aqueles com baixo percentual de impermeabilização do solo (BIS) e urbanos, aqueles com alto percentual de impermeabilização do solo (AIS).

Considerando que ocorre redução na riqueza taxonômica de macroinvertebrados e consequente homogeneização da fauna, em riachos com alto IS (Fogaça *et al.*, 2013) e que isso leva a alterações na disponibilidade das presas para o predador, testou-se a hipótese de que tanto a dieta quanto a seletividade diferem entre os grupos de riachos BIS e AIS e entre os períodos hidrológicos, especialmente nos riachos AIS. Mais especificamente nós avaliamos se: (i) a dieta difere entre os riachos BIS e AIS; (ii) o período hidrológico afeta a dieta apenas os riachos AIS; (iii) o espectro alimentar é mais restrito nos riachos AIS, principalmente na chuva; (iv) a seletividade alimentar é mais intensa (seleção positiva) nos riachos BIS, independente do período hidrológico.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Adotando-se como critério a urbanização, atribuída pela área total de impermeabilização do solo (IS), foram selecionados para este estudo, seis riachos de baixa ordem (Strahler, 1957), Remo, Romeira, Zaúna, Mandacarú, Guaiapó e Miosótis, localizados no município de Maringá (PR), sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná, Brasil (Fig. 1). Esta sub-bacia está inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes 22°30' e 23°30' Sul e longitudes 51°15' e 52°15' Oeste, com uma área de drenagem de aproximadamente 5.076 Km² (Peruço, 2004). A região é relativamente industrializada, sendo a cidade de Maringá o centro urbano mais importante da região (IBGE, 2010).

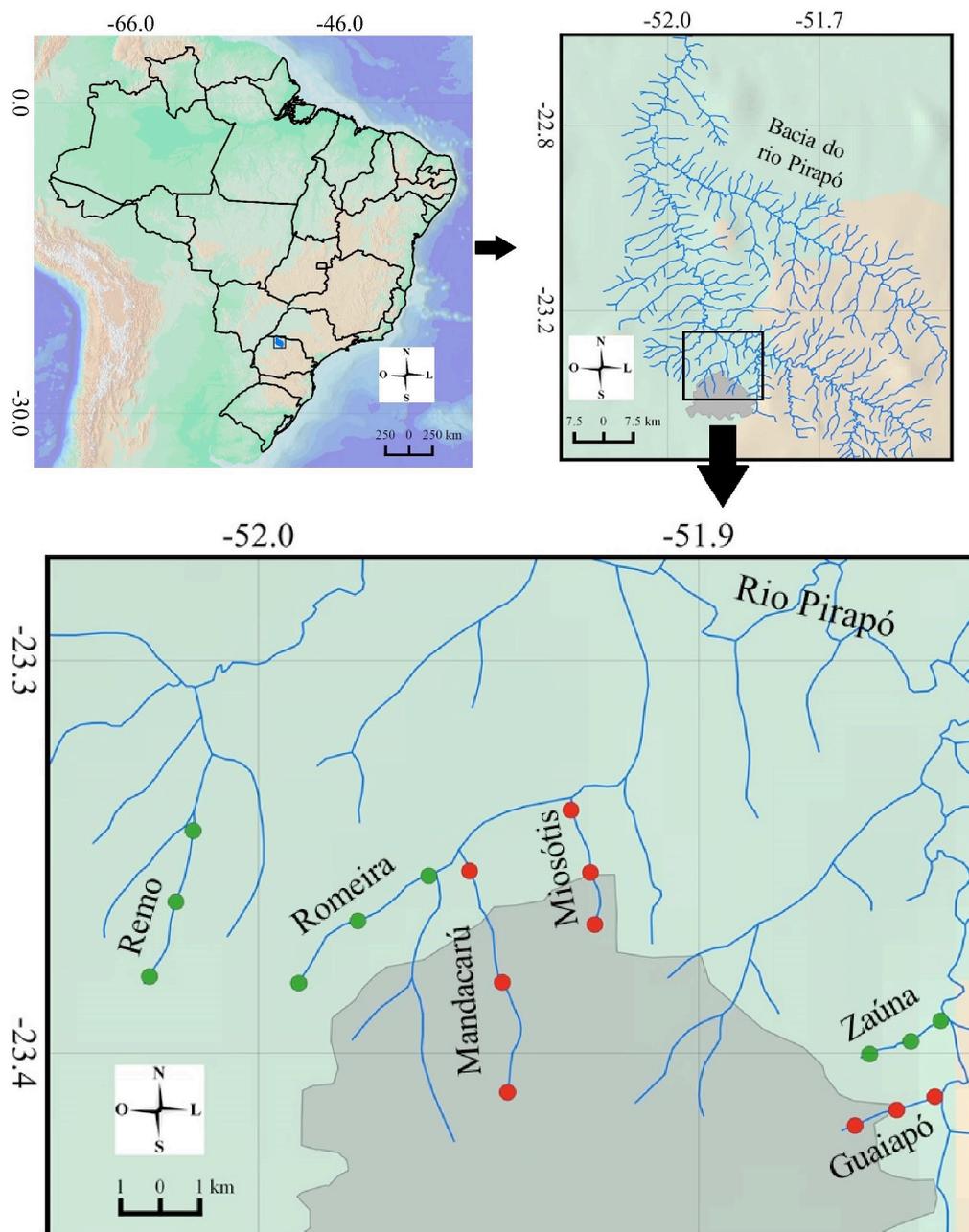


Fig. 1. Área de estudo com destaque para o grupo de riachos rurais, em verde (Remo, Romeira e Zaúna) e urbanos em vermelho (Mandacarú, Guaiapó e Miosótis), e os três pontos de amostragem em cada um deles. Área em cinza delimita a área urbanizada dos riachos pertencentes à sub-bacia do rio Pirapó, bacia do rio Paraná, Brasil.

Os riachos escolhidos para este estudo possuem morfologia e áreas de fluxo similares, sendo rasos (profundidade máxima = 0,26m) e com substrato predominantemente composto por areia e argila, porém possuem níveis de interferência antrópica diferentes (Cunico *et al.*, 2012) (Tabela I). Os seis riachos foram classificados em dois grupos de acordo com o percentual de impermeabilização do solo (IS), seguindo a metodologia de Fogaça *et al.* (2013). Os riachos Remo, Romeira e Zaúna são menos

impactados e compõe o grupo com baixo percentual de impermeabilização do solo (BIS) (sub-bacia com IS <2%) e foram neste estudo considerados rurais. Estão situados em áreas agrícolas, apresentam vegetação em quase toda sua extensão (sendo esta composta por arbustos, trepadeiras e gramíneas) e suas águas apresentam baixos valores de condutividade e nitrogênio total, o que indica bom estado de preservação. Os riachos Mandacarú, Guaiapó e Miosótis, que são os mais impactados pela urbanização e compõe o grupo com alto percentual de impermeabilização do solo (AIS) (sub-bacia com IS >9%) foram neste estudo considerados urbanos. Estão quase que totalmente inseridos no perímetro urbano, apresentam resquícios de vegetação nas margens (predominantemente gramíneas) e os níveis de condutividade e nitrogênio total são elevados, indicando alto índice de poluição.

Tabela I. Características abióticas dos riachos amostrados (dados obtidos por Cunico *et al.*, 2012).

Riachos	Coordenadas	Área de drenagem (ha)	Urbanização (%)	Superfície impermeável (%)
Remo	23 ⁰ 21' 39,26''S 52 ⁰ 01' 02,48''O	792,33	0,5	0,5
Romeira	23 ⁰ 22' 04,05''S 51 ⁰ 58' 43,50''O	895,99	0	0,5
Zaúna	23 ⁰ 23' 47,35''S 51 ⁰ 51' 02,09''O	297,49	0	1,6
Mandacarú	23 ⁰ 23' 05,24''S 51 ⁰ 56' 49,85''O	1.504,9	82,5	30,8
Guaiapó	23 ⁰ 24' 44,54''S 51 ⁰ 51' 13,83''O	1.596,8	73,6	33,4
Miosótis	23 ⁰ 21' 54,50''S 51 ⁰ 55' 37,35''O	1.213,86	56,7	9,3

2.2 AMOSTRAGENS

Peixes

Três pontos de coleta (cabeceira, intermediário e foz) foram estabelecidos e amostrados nos meses de julho de 2007 (período chuvoso) e fevereiro de 2008 (período seco), em cada riacho. Durante o período de coleta as chuvas foram mais frequentes no inverno (227,9 mm), enquanto que no verão foi registrado apenas 134,6 mm (Cunico *et al.*, 2012). A extensão dos segmentos amostrados foi determinada em aproximadamente 20 vezes a largura média do leito fluvial, possibilitando assim maior probabilidade de abrangência de no mínimo uma sequência de habitats (corredeira, poça e remanso) (Moulton II *et al.*, 2002; Hauer & Lamberti, 2007), sendo os segmentos delimitados por redes de bloqueio com malha de 2 mm entre nós. Foi utilizado equipamento de pesca-

elétrica (gerador portátil de corrente alternada 1 KW, 220 V, 3-4 A) por meio de três capturas sucessivas com unidade de esforço constante (tempo). Os peixes capturados foram eutanaziados com benzocaína 10% e após, fixados em formalina 10%. No laboratório os espécimes foram identificados, medidos (comprimento total e padrão), pesados (peso total) e eviscerados, sendo os estômagos, conservados em álcool 70%. Exemplares testemunhos foram depositados na Coleção de peixes do Núcleo de pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia) da Universidade Estadual de Maringá e podem ser consultados acessando Collection's homepage (<http://peixe.nupelia.uem.br/>).

Macroinvertebrados bentônicos

As coletas dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas nos mesmos períodos e locais das coletas dos peixes, utilizando um amostrador Surber (0,09 m²) com abertura de malha 0,250 mm. Em cada ponto foram coletadas três amostras, as quais foram pré-triadas em um jogo de peneiras (abertura de malhas 4 e 0,250 mm) e fixadas em formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio. Posteriormente, os organismos retidos na menor abertura de malha foram triados sob microscópio estereoscópico. A abundância dos macroinvertebrados no ambiente foi expressa como número de indivíduos/m². A identificação e quantificação dos macroinvertebrados foram realizadas no laboratório de Zoobentos-Ostracoda/Nupélia/Universidade Estadual de Maringá.

2.3 ANÁLISE DA DIETA

Os estômagos foram abertos e os conteúdos estomacais analisados sob microscópio estereoscópico e óptico. Os itens alimentares foram identificados com auxílio de chaves de identificação específicas, ao menor nível taxonômico possível. Para quantificar o alimento foi utilizada a abundância numérica relativa (%N), na qual a abundância de um item alimentar é dada como porcentagem do número total de itens registrados em todos os conteúdos estomacais (Hyslop, 1980). Um misto de detritos e algas unicelulares, apesar de presentes em todos os conteúdos estomacais, foram excluídos das análises, devido a impossibilidade de separação e contagem destes recursos. Os dados de alimentação foram divididos em: *Dieta total* = que incluiu todos os itens alimentares, tanto aquáticos quanto terrestres e *Dieta x macroinvertebrados aquáticos* = que incluiu somente os invertebrados aquáticos.

A fim de testar possíveis diferenças na dieta dos peixes (tanto a *dieta total* quanto a *dieta x macroinvertebrados aquáticos*) entre os grupos de riachos e entre os períodos hidrológicos, foi realizada uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA). Esse método é análogo à análise de variância fatorial e calcula variações dentro e entre os grupos determinados, comparando posteriormente com variações obtidas por meio de permutações randômicas na matriz de dados (Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001). A matriz original (número de cada tipo de item contido no estômago de cada peixe) foi *log* transformada, e em seguida, criada uma matriz de dissimilaridade pelo método de Bray-Curtis. Utilizou-se 4.999 permutações para avaliar a significância estatística do pseudo-F derivado da PERMANOVA e o nível de significância adotado foi $p < 0,05$. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no *software* PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

A amplitude do nicho trófico foi avaliada pelo Índice de Levins (Krebs, 1989), utilizando a seguinte fórmula:

$$B = 1 / \left(\sum_{i=1}^n p_i^2 \right),$$

onde: B = amplitude do nicho trófico, p_i é a proporção da presa i na dieta, e n é o número de itens alimentares. Os valores da amplitude do nicho variam de 1 a n .

2.4 ANÁLISE DA SELETIVIDADE ALIMENTAR

Os dados utilizados para os cálculos da seletividade alimentar foram baseados na composição numérica relativa das presas registradas nos conteúdos estomacais do predador e aquelas coletadas no ambiente. Para a análise foi utilizado o Índice de Seletividade de Vanderploeg & Scavia (1979):

$$E_i^* = [W_i - (1/n)] / [W_i + (1/n)]$$

onde: n = número de tipos de presas disponíveis e o W_i (coeficiente de seletividade) é calculado pela fórmula:

$$W_i = (r_i / p_i) \sum 1 / (r_i / p_i)$$

onde: r_i = porcentagem da presa i nos conteúdos estomacais; p_i = porcentagem da presa i no ambiente.

O E_i varia de -1 a 1. Teoricamente, valores negativos indicam evitação da presa, os positivos, seleção ativa da presa, enquanto que valores nulos indicam predação ao acaso. Ocasionalmente, determinados tipos de presa ocorrem na dieta, mas não ocorrem na amostra de macroinvertebrados aquáticos, ou vice-versa. Nestes casos, quando a presa perfaz mais de 5% da dieta, o valor de seletividade é igual a 1 (Nunn *et al.*, 2007). Quando a porcentagem de uma presa potencial na amostra ambiental for maior que 5%, mas não foi consumida, o valor de seletividade é -1. Nos casos em que a presa não foi detectada na amostra ambiental e constitui menos de 5% da dieta, ou quando a porcentagem de uma presa não consumida representa menos de 5% da amostra ambiental, o valor de seletividade é 0 (Polacik & Reichard, 2010).

3 RESULTADOS

3.1 DIETA TOTAL

Foram analisados 159 conteúdos estomacais de *Poecilia reticulata* (Cp = 1,3 – 4,2 cm), dos quais, 87 e 72 correspondem aos grupos de riachos BIS e AIS, respectivamente. De modo geral, os macroinvertebrados aquáticos representaram cerca de 90% da dieta, sendo que destes 65% correspondem a insetos imaturos, independente dos grupos de riachos e períodos hidrológicos. Houve diferença significativa na dieta devido a interação entre os grupos de riachos e os períodos hidrológicos (Pseudo-F = 3,87; p = 0,0006), entretanto, quando se leva em conta os períodos de seca e chuva, essas diferenças foram detectadas apenas nos riachos AIS (p = 0,0002). Nota-se a ausência de microcrustáceos na dieta dos peixes dos riachos AIS e o incremento de organismos terrestres, no período de chuva, nestes mesmos riachos (Fig. 2).

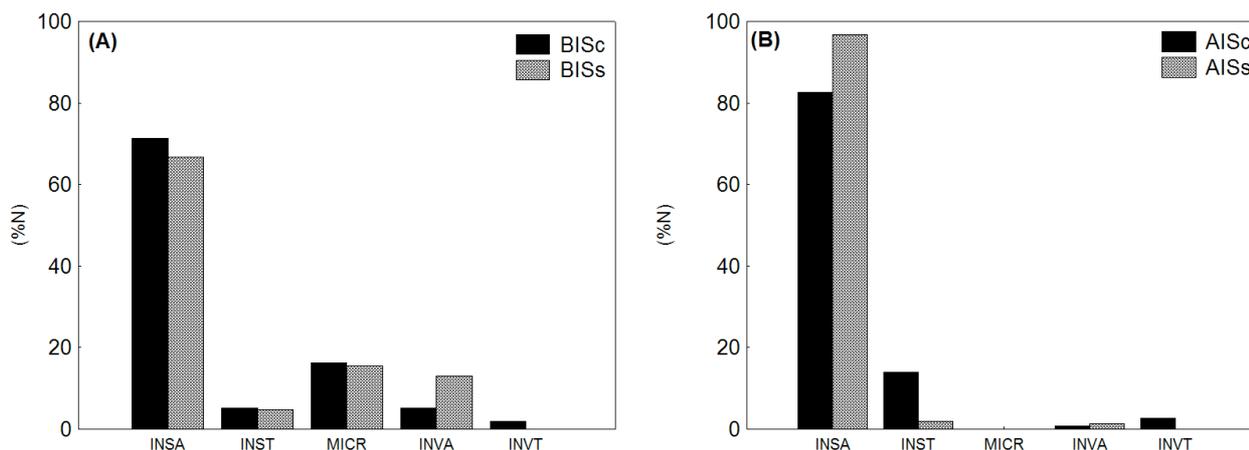


Fig. 2. Recursos alimentares (Insetos Aquáticos = INSA, Insetos Terrestres = INST, Microcrustáceos = MICR, Invertebrados Aquáticos = INVA e Invertebrados Terrestres = INVT) consumidos por *Poecilia reticulata* nos grupos de riachos (A) com baixo percentual de impermeabilização do solo, nos períodos de chuva (BISC) e seca (BISS) e (B) alto percentual de impermeabilização do solo, nos períodos de chuva (AISC) e seca (AIS). Sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil.

3.2 DIETA x MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Os resultados da PERMANOVA bifatorial mostraram que houve diferença significativa na dieta devido a interação entre os grupos de riachos e os períodos hidrológicos (Pseudo-F = 2,15; $p = 0,04$). Os resultados do teste par a par mostraram que os períodos de seca e chuva não foram significativamente diferentes para os riachos BIS ($T = 1,357$; $p = 0,101$), porém diferiram significativamente para os riachos AIS ($T = 2,023$; $p = 0,002$).

Foram consumidos 16 e 12 tipos de macroinvertebrados nos riachos BIS e AIS, respectivamente (Tabela II). Este padrão pode ser corroborado com os valores de amplitude de nicho trófico, os quais foram mais elevados nos riachos BIS (entre 5 e 7) e mais baixos nos riachos AIS (<1,5), com diferenças inexpressivas quanto a sazonalidade. Nos riachos AIS, além da espécie ter apresentado dieta com baixa riqueza de itens, houve elevada dominância de uma única presa, representada por Chironomidae, ao contrário dos riachos BIS, onde a dieta foi mais equilibrada, com baixa dominância de uma determinada presa, sendo esta também representada por Chironomidae.

3.3 SELETIVIDADE ALIMENTAR

De modo geral, observou-se que no grupo de riachos AIS as presas mais abundantes na dieta, foram, também, aquelas que estiveram entre as mais abundantes no ambiente, entretanto isto não ocorreu para o grupo BIS (Tabela II).

Tabela II. Abundância relativa dos macroinvertebrados aquáticos no ambiente e na dieta de *Poecilia reticulata* em riachos com diferentes percentuais de impermeabilização do solo, nos períodos de chuva e seca e alto percentual de impermeabilização do solo, nos períodos de chuva e seca. Sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), Brasil. L = larva; P = pupa; Ni = ninfa; Na = náiaide.

Presas	BAIXO % IS				ALTO % IS			
	Chuva (61)		Seca (26)		Chuva (31)		Seca (41)	
	Ambiente	Dieta	Ambiente	Dieta	Ambiente	Dieta	Ambiente	Dieta
(a) Turbellaria (TUR)	1,04	–	0,68	–	0,16	–	0,04	–
(b) Nematoda (NEM)	0,06	–	0,01	–	0,16	–	0,12	–
(c) Nematomorpha (NEMA)	0,09	–	0,03	–	0,33	–	–	–
(d) Gastropoda (GAS)	1,79	–	0,05	–	0,82	–	0,18	–
(e) Bivalvia (BIV)	2,74	–	2,94	–	0,49	–	–	–
(f) Oligochaeta (OLI)	10,06	2,24	2,91	–	35,59	–	9,02	1,09
(g) Hirudinea (HIR)	0,01	–	–	–	–	–	0,01	–
(h) Prostigmata (PRO)	3,75	0,75	2,41	–	1,71	–	0,07	–
(i) Cladocera (CLA)	1,03	3,73	–	10,14	–	–	–	–
(j) Ostracoda (OST)	17,59	11,19	6,35	1,45	0,98	–	0,66	–
(k) Copepoda (COP)	0,27	0,75	0,04	1,45	0,16	–	0,35	–
(l) Decapoda (DEC)	0,01	–	0,01	–	–	–	–	–
(m) Amphipoda (AMP)	1,36	2,24	0,74	5,80	–	–	–	–
(n) Collembola (COLL)	0,01	–	0,06	–	0,16	–	0,04	0,27
(o) Ephemeroptera (EPH), Na	12,35	4,48	30,69	8,70	9,47	7,37	16,87	1,50
(p) Odonata (ODO), Ni	1,18	–	1,28	–	0,16	–	0,81	–
(q) Plecoptera (PLE), Na	0,40	–	1,29	–	–	–	0,01	–
(r) Coleoptera (COL), L	15,45	0,75	15,70	1,45	0,16	–	0,93	–
(s) Megaloptera (MEG)	0,01	–	–	–	0,08	–	–	–
(t) Trichoptera (TRI), L+P	7,32	17,16	18,69	7,25	12,90	2,11	2,24	0,54
(u) Lepidoptera (LEP), L	0,03	0,75	0,01	–	0,08	1,05	0,02	0,27
(v) Diptera n.i. (DIP), L+P	1,31	0,75	2,02	–	3,76	4,21	8,79	5,58
(w) Ceratopogonidae (CER), L	1,98	0,75	0,16	–	0,08	–	0,06	0,27
(x) Chironomidae (CHI), L+P	18,20	28,36	11,11	37,68	32,33	82,11	57,89	88,16
(y) Tabanidae (TAB), L	–	–	0,24	–	0,16	–	–	–
(z) Tipulidae (TIP), L	0,03	–	0,11	–	–	–	–	0,27
(a') Empididae (EMP), L	0,55	3,73	0,10	–	0,08	–	0,01	–
(b') Muscidae (MUS), L	0,09	1,49	0,60	13,04	0,08	–	1,44	0,27
(c') Simuliidae (SIM), L	1,25	20,90	1,72	13,04	0,08	2,11	0,43	1,77
(d') Psychodidae (PSY), L	0,05	–	0,03	–	–	1,05	0,01	–
(e') Dolichopodidae (DOL), L	0,01	–	–	–	–	–	–	–
Número de itens consumidos	16		10		7		11	
B (Amplitude de nicho trófico)	7,27		5,71		1,46		1,28	

Nos riachos BIS houve seleção de maior variedade de presas. Nesses riachos, o número de presas selecionadas foi igual em ambos os períodos, sendo estas, Cladocera, Copepoda, Lepidoptera, Empididae, Muscidae e Simuliidae no período de chuva e

Cladocera, Copepoda, Amphipoda, Chironomidae, Muscidae e Simuliidae no período de seca. Já, nos riachos AIS, a espécie selecionou mais presas no período de seca, sendo elas, Collembola, Lepidoptera, Ceratopogonidae, Chironomidae e Simuliidae, enquanto no período de chuva, foram selecionadas Lepidoptera, Chironomidae e Simuliidae (Fig. 3).

Embora algumas presas tenham sido abundantes nas amostras ambientais, estas foram evitadas pela espécie. Ephemeroptera e Trichoptera, por exemplo, foram presas quase sempre evitadas independente do riacho e período hidrológico. Outros tipos de presas como Coleoptera e Oligochaeta, tiveram alta abundância, a primeira nos riachos BIS e a segunda nos riachos AIS, mas foram também evitadas nesses grupos de riachos, independente do período hidrológico.

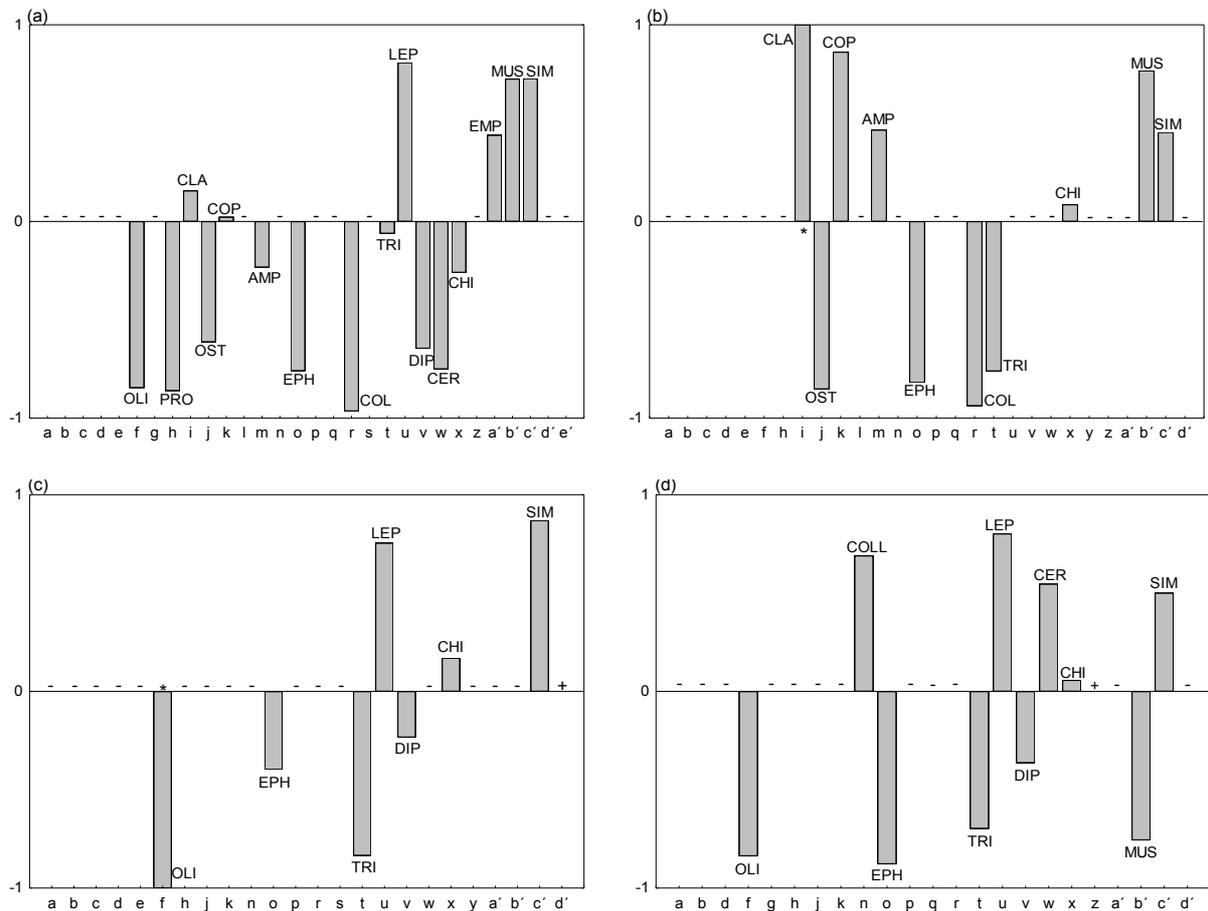


Fig. 3. Seletividade alimentar (E_i) por *Poecilia reticulata* para diferentes tipos de presas (ver sigla na Tabela II) e suas respectivas abundâncias em riachos da sub-bacia hidrográfica do rio Pirapó, bacia do rio Paraná (PR), com baixo e alto percentual de impermeabilização do solo, nos períodos de chuva e seca: (a) baixo e chuva, (b) baixo e seca, (c) alto e chuva, (d) alto e seca. Itens presa consumidos pelo predador (<5% da dieta) mas que não foram detectados na amostra ambiental (+), itens presa detectados na amostra ambiental (<5%) mas que não foram consumidos pelo predador (-), itens presa arbitrariamente consumidos,

+1 (>5% na dieta, mas não detectado na amostra ambiental) ou -1 (>5% na amostra ambiental, mas ausente na dieta) (*) são mostrados.

4 DISCUSSÃO

Espécies de *Poecilia* apresentam alta variabilidade em relação aos seus hábitos alimentares, sendo consideradas detritívoras, herbívoras, insetívoras, invertívoras e planctívoras, dependendo do local de origem (Harrington & Harrington, 1982; Arthington, 1989; Winemiller, 1993; Rodriguez, 1997; Dua *et al.*, 2007, Zandona *et al.*, 2011; Lawal *et al.*, 2012). Neste estudo, o consumo elevado de insetos aquáticos, em ambos os grupos de riachos, por *P. reticulata*, mostra a importância deste recurso na dieta da espécie. Estudos sobre a dieta de peixes em riachos tropicais também relatam, que em especial, insetos em vários estágios de desenvolvimento são um dos recursos alimentares mais importantes para os peixes (Casatti, 2002; Russo *et al.*, 2002; Deus & Petreire Jr., 2003; Ferreira *et al.*, 2012 *a,b*; Tófoli *et al.*, 2013).

Para as populações de *P. reticulata*, diferenças significativas entre os grupos de riachos demonstram a influência do uso do solo (IS) na dieta da espécie. Essas diferenças se devem à exploração de maior número de tipos de presas, consumo exclusivo de microcrustáceos e quase que exclusivo de outros invertebrados nos riachos BIS. Esse fato foi influenciado diretamente pela disponibilidade de alguns táxons nos riachos BIS e a ausência ou baixa abundância nos riachos AIS, o que indica que a dieta desta espécie refletiu as condições do ambiente, fato este também constatado por Tófoli *et al.* (2013), para *Imparfinis mirini*, em riachos da mesma bacia. Um exemplo evidente foram os microcrustáceos, representados na dieta e no ambiente (especialmente na chuva), por Cladocera e Ostracoda, somente no primeiro grupo de riachos. Estes organismos são muito susceptíveis a ambientes antropizados e estudos desenvolvidos por Ruiz *et al.* (2013) mostram que os Ostracoda podem ser incluídos entre os bioindicadores mais promissores em água doce, o que evidencia a boa qualidade ambiental dos riachos BIS. Dentre os vários fatores estressores que afetam os Ostracoda são citadas as altas taxas de sedimentação e forte revolvimento do fundo, os quais são desfavoráveis ao desenvolvimento do grupo (Ruiz *et al.*, 2013), características estas que predominam nos riachos AIS, em especial na chuva.

A dieta total de *P. reticulata* (incluindo itens aquáticos e terrestres) foi afetada sazonalmente nos riachos AIS, com diferença significativa, conforme previsto. Essa

diferença se deve ao período de chuvas, quando a espécie aumentou o consumo de recursos terrestres, como insetos e outros invertebrados, os quais provavelmente foram carregados para os riachos e apanhados no *drift*. Este comportamento pode indicar uma estratégia alimentar compensatória, quando o recurso preferencial decresce (Yeager *et al.*, 2014), embora *P. reticulata* tenha capacidade de forragear na superfície devido ao ligeiro prognatismo (Graça & Pavanelli, 2007). De acordo com Gimenez *et al.*, (2015) quando ocorrem mudanças severas nas variáveis abióticas em riachos, pode haver aumento nas taxas de *drift*. É provável também, que devido ao forte e rápido revolvimento do substrato no evento chuvoso em alto IS (Fogaça *et al.*, 2013) tenham dificultado o acesso do peixe à região bentônica. Além disso, o nível desses riachos (riachos rasos) flutuam de forma muito rápida, em um curto período de tempo (Walsh *et al.*, 2004, 2005a,b), gerando distúrbios, especialmente sobre os macroinvertebrados, que são removidos do substrato (Death & Zimmermann, 2005; Fogaça *et al.*, 2013). Embora os recursos terrestres sejam sempre registrados na dieta de peixes de riachos (Uieda & Kikuchi, 1995; Small *et al.*, 2013; Wolff *et al.*, 2013), a dificuldade de acesso aliada a remoção dos organismos mais vulneráveis do bentos, podem ter impellido o peixe a buscar alimento na superfície para complementar a dieta.

O espectro alimentar (estimado apenas com os organismos aquáticos) foi claramente mais restrito nos riachos AIS, quando se considera também, a amplitude de nicho trófico, condizendo com o esperado. Entretanto, quanto à sazonalidade as diferenças na amplitude da dieta, dentro de cada grupo de riachos, foram inexpressivas, o que contradiz com o esperado. Este fato se deve ao elevado consumo de Chironomidae por *P. reticulata* (> 80% da dieta), independente do período hidrológico, nos riachos AIS, indicando dominância de um só tipo de presa na dieta. Crowder & Cooper (1982), sugerem que quando um tipo de presa é muito abundante no ambiente a amplitude de nicho do predador será estreita, fato observado neste estudo. Nos riachos BIS, embora a dieta tenha sido mais diversificada e balanceada, gerando valores mais elevados de amplitude de nicho, houve também dominância de Chironomidae. Estes dípteros são uma constante na dieta de peixes (Aranha *et al.*, 2000; Uieda & Pinto, 2011; Mise *et al.*, 2015), mas no caso dos riachos AIS, nota-se uma homogeneização da fauna, ou seja, poucos táxons (Chironomidae e Oligochaeta) abundantes na dieta e/ou no ambiente, sendo estes considerados tolerantes a má qualidade ambiental (Callisto *et al.*, 2001; Xu *et al.*, 2014). Esse fato é comentado por Smith & Lamp (2008), os quais relatam que

alterações físicas e químicas no ambiente promovem redução dos táxons menos tolerantes e incremento daqueles mais tolerantes à poluição.

A seleção de uma maior variedade de presas nos riachos BIS pode ter ocorrido pela influência indireta da maior heterogeneidade de *habitat* (Cunico *et al.*, 2012) sobre a assembleia de macroinvertebrados (Fogaça *et al.*, 2013), permitindo com que *P. reticulata* selecionasse itens raros nas amostras ambientais. Habitats ricos em substratos orgânicos como troncos, galhos e folhas, principalmente provenientes da vegetação ao redor, fornecem uma complexidade estrutural capaz de abrigar maior diversidade de macroinvertebrados (Reid *et al.*, 2010). De acordo com Nicola *et al.* (2010) distúrbios ambientais de origem antrópica, como a remoção da vegetação ripária e enriquecimento de nutrientes, podem alterar essas comunidades, modificando assim, a estrutura da teia trófica. Devido aos riachos BIS serem mais estruturados e estáveis, o período hidrológico parece não ter alterado o comportamento seletivo da espécie (seleção positiva), embora um maior número de presas tenham sido evitadas na chuva, possivelmente em função da menor acessibilidade. Nos riachos AIS, a maior seleção de presas na seca, indica ser este o período mais favorável ao predador, uma vez que na chuva a baixa diversidade, tanto daquelas selecionadas quanto daquelas evitadas, pode ter ocorrido devido a remoção dos recursos. Estas são evidências de nos riachos com alto IS as chuvas tiveram grande influência sobre a atividade de forrageamento de *P. reticulata* sobre presas preferenciais.

A despeito de Chironomidae, Ephemeroptera e Trichoptera terem sido presas abundantes em ambos os grupos de riachos amostrados, as duas últimas foram evitadas. Os Ephemeroptera foram sempre evitados pelo peixe, possivelmente por apresentarem maior mobilidade e comportamento responsivo (Scrimgeour *et al.*, 1994), fato também observado para *I. mirini* em riachos da mesma bacia (Tófoli *et al.*, 2013). De acordo com os autores, tais características diminuem a vulnerabilidade da presa e aumentam o tempo de manipulação, gerando mais custos do que benefícios para o predador. Os Trichoptera foram sempre evitados pela espécie, apesar de serem presas consideradas de fácil captura em função da baixa mobilidade (Tófoli *et al.*, 2013). Isto pode ser o indício de que esses insetos foram pouco acessíveis ao predador, ou que a área de forrageamento do predador não tenha coincidido com a presença destes organismos no ambiente, visto serem estes comuns na dieta de peixes (Tófoli *et al.*, 2013; Ryan & Kelly-Quinn, 2015).

Larva de Coleoptera foi uma presa bastante abundante apenas nos riachos BIS, talvez porque algumas famílias sejam sensíveis, desaparecendo ou tornando-se raras em

riachos urbanizados (Gimenez *et al.*, 2015). Apesar de sua alta abundância, estes foram sempre evitados pela espécie. Embora a identificação destes insetos tenha sido em nível de ordem, a grande maioria coletada foi representada por Elmidae (J. Higuti, com. pessoal), assim como os poucos exemplares presentes na dieta. Tófoli *et al.* (2013), fizeram a mesma observação em relação a seletividade alimentar de *I. mirini* nesta bacia hidrográfica, e justificam que a evitação dos peixes por estas larvas pode ser devido a sua cutícula espessa e pequenos espinhos laterais, que dificultam a ingestão. Ainda, Elliott (2008), faz referência a pouca acessibilidade dos peixes em relação aos Elmidae, visto serem estes insetos encontrados proporcionalmente em maior quantidade no ambiente do que na dieta.

Os Oligochaeta foram bastante abundantes nas amostras ambientais nos riachos AIS e a exemplo dos Coleoptera foram sempre evitados. A presença destes anelídeos em ambientes aquáticos degradados é justificada pelo fato de tolerarem baixas concentrações de oxigênio dissolvido (Milbrink, 1994; Lang, 1998; Mandaville, 2000), sendo considerados bons indicadores ambientais (Wetzel, 1983; Xu *et al.*, 2014). A despeito dos resultados mostrarem que estes anelídeos foram evitados por *P. reticulata*, isso deve ser visto com cautela, pois devido a sua fina cutícula e rápida digestão, eles podem ser subestimados na dieta dos peixes, como mencionado por Kakareko (2001).

Simuliidae foi uma presa pouco amostrada no ambiente, entretanto, foi sempre selecionada pela espécie independente dos riachos e período hidrológico. Isso se deve ao fato destes dípteros apresentarem estruturas no abdome que permitem sua fixação em estruturas submersas (McCafferty, 1981; Thorp & Covich, 2010), o que pode ter facilitado sua permanência no fundo dos riachos mesmo em eventos chuvosos. Devido a esta característica, é provável que a amostragem não tenha sido eficiente para descrever sua abundância no ambiente, entretanto, para *P. reticulata*, isso pode ter facilitado a predação.

Nossos resultados indicaram que a composição da dieta e a seleção de presas por *P. reticulata*, foram alteradas e podem refletir as condições ambientais em riachos quando se utiliza como métrica a área total de impermeabilização do solo (IS). Para os riachos com baixo IS, o fato do espectro alimentar ser mais amplo e do peixe selecionar um maior número de presas forneceu evidências de que estes são ambientes menos afetados, e por possuírem maior diversidade de organismos bentônicos, permitiram ao peixe selecionar ativamente suas presas preferenciais. Para os riachos com alto IS, a

composição da dieta com espectro alimentar mais restrito evidenciou a influência dos impactos urbanos sobre a dieta da espécie, já que nesses ambientes houve menor diversidade de organismos com dominância de poucos *taxa* tolerantes, restringindo as opções de presas que poderiam potencialmente ser selecionadas. Ainda, nos riachos com alto IS, fica evidente o efeito negativo da chuva sobre a diversidade e abundância de macroinvertebrados e sobre a atividade de forrageamento da espécie sobre presas preferenciais. Estudos tróficos como descritores de impactos em ambientes naturais utilizando *P. reticulata* são inexistentes, e apesar da espécie ser introduzida, estes peixes são bons amostradores ambientais por serem amplamente distribuídos e altamente oportunistas. Mesmo em se tratando de uma espécie com um conjunto de características favoráveis à tolerância e adaptação a impactos, ficou evidente sua alteração trófica e comportamento seletivo das presas. Este estudo torna-se, então, um indicativo de que se estas alterações são passíveis de ocorrer com *P. reticulata*, devem influenciar ainda em maior escala a maioria das espécies nativas, representando assim, um bom modelo para outros estudos com objetivo de manejo e preservação de riachos.

REFERÊNCIAS

- Allen, G. R., Midgley, S. H. & Allen, M. (2002). Field Guide to the freshwater fishes of Australia. *Western Australian Museum, Perth, Western Australia*, pp. 394.
- Anderson, M. J. (2001). Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**, 626–639.
- Anderson, M. J., Gorley, R. N. & Clarke, K. R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: *Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth: PRIMER-E.
- Aranha, J. M. R., Gomes, J. H. C. & Fogaça, F. N. O. (2000). Feeding of two sympatric species of *Characidium*, *C. lanei* and *C. pterostictum* (Characidiinae) in a coastal stream of Atlantic Forest (Southern Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* **43**, 527–531.
- Araújo, J. R. S. (1983). Projeto de biodeteccção de tóxicos em sistemas fluviais de utilização em captação de água para sistemas públicos de abastecimento. *Cadernos FEEMA, Série Congressos* **17**, 1–129.
- Arthington A. H. (1989). Diet of *Gambusia affinis holbrooki*, *Xiphophorus helleri*, *Xiphophorus maculatus* and *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) in streams of south-eastern Queensland, Australia. *Asian Fisheries Science* **2**, 193–212.
- Bisazza, A. (1993). Male competition, female mate choice and sexual size dimorphism in poeciliid fishes. *Marine Behavior and Physiology* **23**, 257–286.

- Brejão, G. L., Gerhard, P. & Zuanon, J. (2013). Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology* **11**, 361–373.
- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **6**, 71–82.
- Cantanhêde, G. S., Fugi, R. & Hahn, N. S. (2009). Variation in prey selection of a piscivorous fish after the impoundment of a neotropical reservoir: prey size and type. *Journal of Fish Biology* **75**, 75–86.
- Carter, M. K., Shoup, D. E., Dettmers, J. M. & Wahl, D. H. (2010). Effects of Turbidity and Cover on Prey Selectivity of Adult Smallmouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society* **139**, 353–361.
- 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.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. (2006). PRIMER v6: User manual/tutorial. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Closs, G. P., Balcombe, S. R. & Shirley, M. J. (1999). Generalist predators, interaction strength and food-web stability. *Advances in Ecological Research* **28**, 93–126.
- Coleman II, J. C., Miller, M. C. & Mink, F. L. (2011). Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. *Environmental Monitoring and Assessment* **172**, 663–687.
- Crowder, L. B. & Cooper, W. E. (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* **63**, 1802–1813.
- Cunico, A. M., Allan, J. D. & Agostinho, A. A. (2011). Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators* **11**, 1354–1359.
- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C. & Fernandes, R. (2012). The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* **105**, 336–344.
- Death, R. G. & Zimmermann, E. M. (2005). Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity. *Oikos* **392**, 392–402.
- Deus, C. P. & Petrere-Jr., M. (2003). Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **63**, 579–588.
- Dineen, G., Harrison, S. S. C. & Giller, P. S. (2007). Diet partitioning in sympatric Atlantic salmon and brown trout in streams with contrasting riparian vegetation. *Journal of Fish Biology* **71**, 17–38.
- Dua, V. K., Pandey, A. C., Swaphil, R. & Dash, A. P. (2007). Larvivorous activity of *Poecilia reticulata* against *Culex quinquefasciatus* larvae in a polluted water drain in Hardwar, India. *Journal of the American Mosquito Control Association* **23**, 481–483.
- Dussalt, G. V. & Kramer, D. L. (1981). Food and feeding behavior of the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae). *Canadian Journal of Zoology* **59**, 684–701.

- Elliott, J. M. (2008). Ontogenetic shifts in drift periodicity and benthic dispersal in elmid beetles. *Freshwater Biology* **53**, 698–713.
- Ferreira, A., Gerhard, P. & Cyrino, J. E. P. (2012b). Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* **102**, 80–87.
- Ferreira, A., Paula, F. R. P., Ferraz, S. F. B., Gerhard, P., Kashiwaqui, E. A. L., Cyrino, J. E. P. & Martinelli, L. A. (2012a). Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology Freshwater Fish* **21**, 12–22.
- Fogaça, F. N. O, Gomes, L. C. & Higuti, J. (2013). Percentage of Impervious Surface Soil as Indicator of Urbanization Impacts in Neotropical Aquatic Insects. *Neotropical Entomology* **42**, 483–491.
- Gimenez, B. C. G., Lansac-Tôha, F. A. & Higuti, J. (2015). Effect of land use on the composition, diversity and abundance of insects drifting in neotropical streams. *Brazilian Journal of Biology* **75**, 52–59.
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Eduem.
- Harrington R. W. Jr & Harrington E. S. (1982). Effects on fishes and their forage organisms of impounding a Florida (USA) salt marsh to prevent breeding by salt marsh mosquitoes. *Bulletin of Marine Science* **32**, 523–531.
- Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (2007). *Methods in stream ecology*. London: Academic Press (Elsevier).
- Hilderbrand, R. H., Utz, R. M., Stranko, S. A. & Raesly, R. L. (2010). Applying thresholds to forecast potential biodiversity loss from human development. *Journal of the North American Benthological Society* **29**, 1009–1016.
- Hyslop, E. J. (1980). Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* **17**, 411–429.
- IGBE (2010). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?> (Último acesso 2 Junho 2014).
- Jacobson, C. R. (2011). Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. *Journal of Environmental Management* **92**, 1438–1448.
- Kahilainen, K. & Lehtonen, H. (2003). Piscivory and prey selection of four predator species in a whitefish dominated subarctic lake. *Journal of Fish Biology* **63**, 659–672.
- Kakareko, T. (2001). The Diet, Growth and Condition of Common Bream *Abramis brama* (L.) in Wloclawek reservoir. *Acta Ichthyologica Piscatoria* **31**, 37–53.
- Kenny, J. S. (1995). *Views from the bridge: a memoir on the freshwater fishes of Trinidad*. Julian Kenny Publications, Port of Spain, Trinidad. 98 pp.
- Kikuchi, R. M. & Uieda, V. S. (1998). Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: *Ecologia de insetos aquáticos* (Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L., eds), pp. 157–173. PPGE, UFRJ, Rio de Janeiro.

- King, R. S. & Baker, M. E. (2010). Considerations for analyzing ecological community thresholds in response to anthropogenic environmental gradients. *Journal of the North American Benthological Society* **29**, 998–1008.
- Krebs, C. J. (1989). *Ecological methodology*. New York: Harper & Row. 654 pp.
- Lang, C. (1998). Contrasting responses of oligochaeta (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. *Aquatic Science* **61**, 206–214.
- Lawal, M. O., Edokpayi, C. A. & Osibona, A. O. (2012). Food and Feeding Habits of the Guppy, *Poecilia reticulata*, from Drainage Canal Systems in Lagos, Southwestern Nigeria. *West African Journal of Applied Ecology* **20**, 1–9.
- Mandaville, S. M. (2000). *Bioassessment of Freshwaters using Benthic Macroinvertebrates – a Primer*.
- Mazzoni, R., Moraes, M., Rezende, C. F. & Miranda, J. C. (2010). Alimentação e padrões ecomorfológicos das espécies de peixes de riacho do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* **100**, 162–168.
- McArdle, B. H. & Anderson, M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* **82**, 290–297.
- McCafferty, W. P. (1981). *Aquatic Entomology*. Sudbury: Jones & Barlett. xv + 448 pp.
- Meyer, J. L., Paul, M. J. & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 602–612.
- Milbrink, G. (1994). Oligochaetes and pollution in two deep Norwegian lakes. *Hydrobiologia* **278**, 213–222.
- Mise, F. T., Souza, F., Pagotto, J. P. A. & Goulart, E. (2015). Intraspecific ecomorphological variations in *Poecilia reticulata* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes): comparing populations of distinct environments. *Iheringia, Série Zoologia* **105**, 217–222.
- Mittelbach, G. G. & Persson, L. (1998). The ontogeny of piscivory and its ecological consequence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1454–1465.
- Moulton II, S. R., Kennen, L. G., Goldstein, R. M. & Hambrook, J. A. (2002). Revised protocols for sampling algal, invertebrate and fish community as part of the National Water-Quality Assessment Program. USGS: Open-file report 02-150. Virginia, Reston, 87 pp.
- Neves, M. P., Delariva, L. R. & Wolff, L. L. (2015). Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçú National Park. *Neotropical Ichthyology* **13**, 245–254.
- Nicola, G. G., Almodóvar, A. & Benigno, E. (2010). Effects of environmental factors and predation on benthic communities in headwater streams. *Aquatic Science* **72**, 419–429.
- Nunn, A. D., Harvey, J. P. & Cowx, I. G. (2007). The food and feeding relationships of larval and 0 + year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. II. Prey selection and the influence of gape. *Journal of Fish Biology* **70**, 743–757.

- Oliveira, D. C. & Bennemann, S. T. (2005). Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota neotropica* **1**, 95–107.
- Peruço, J. D. (2004). Identificação das principais fontes poluidoras de afluentes da bacia do alto rio Pirapó. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 63 pp.
- Pinto, T. L. F. & Uieda, V. S. (2007). Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: are there spacial and seasonal differences in their selectivity? *Acta Limnologica Brasiliensia* **19**, 67–78.
- Polacik, M. & Reichard, M. (2010). Diet overlap among three sympatric African annual killifish species *Nothobranchius* spp. from Mozambique. *Journal of Fish Biology* **77**, 754–768.
- Reid, H. E., Brierley, G. J. & Boothroyd, I. K. G. (2010). Influence of bed heterogeneity and habitat type on macroinvertebrate uptake in peri-urban streams. *International Journal of Sediment Research* **25**, 203–220.
- Rezende, C. F. & Mazzoni, R. (2006). Disponibilidade e uso de recursos alóctones por *Bryconamericus microcephalus* (Miranda – Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), no córrego Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**, 218–222.
- Rodriguez C. M. (1997). Phylogenetic analysis of the tribe Poeciliini (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Copeia* **4**, 663–679.
- Roy, A. H. & W. D. Shuster. (2009). Assessing impervious surface connectivity and applications for watershed management. *Journal of the American Water Resources Association* **45**, 198–209.
- Ruiz, F., Abad, M.; Bodergat, A. M., Carbonel, P., Rodriguez-Lazaro, P., Gonzalez-Regalado, M. L., Toscano, A., Garcia, E. X. & Prenda, J. (2013). Freshwater ostracods as environmental tracers. *International Journal of Environmental Science and Technology* **10**, 1115–1128.
- Russo, M. R., Ferreira, A. & Dias, R. M. (2002). Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* **24**, 411–417.
- Ryan, D. K. & Kelly-Quinn, M. (2015). Effects of riparian canopy cover on salmonid diet and prey selectivity in low nutrient streams. *Journal of Fish Biology* **86**, 16-31.
- Scrimgeour, G. J., Culp, J. M. & Cash, K. J. (1994). Anti-predator responses of mayfly larvae to conspecific and predator stimuli. *Journal of the North American Benthological Society* **13**, 299–309.
- Sih, A. & Moore, R. D. (1990). Interacting effects of predator and prey behavior in determining diets. In: *Behavioural mechanisms of food selection*, Vol. 20 (Hughes, R. N. ed.), pp. 771–796. Berlin: Springer-Verlag.
- Small, G. E., Torres, P. J., Schweizer, L. M., Duff, J. H. & Pringle, C. M. (2013). Importance of terrestrial arthropods as subsidies in lowland Neotropical rain forest. *Biotropica* **45**, 80–87.

- Smith, R. F. & Lamp, W. O. (2008). Comparison of insect communities between adjacent headwater and main-stem streams in urban and rural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society* **27**, 161–175.
- Stanfield, L. W. & Kilgour, B. W. (2006). Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and in-stream habitats in Lake Ontario Tributaries. In *Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages*, Vol. 48 (Hughes, R. M., Wang, L., Seelbach, P. W., eds), pp. 577–599. Bethesda Maryland: American Fisheries Society, Symposium
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of the American Geophysical Union* **38**, 913–920.
- Thorpe, J. H. & Covich, A. P. (2010). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. London, UK: Academic Press, Elsevier.
- Tófoli, R. M., Alves, G. H. Z., Higuti, J., Cunico, A. M. & Hahn, N. S. (2013). Diet and feeding selectivity of a benthivorous fish in streams: responses to the effects of urbanization. *Journal of Fish Biology* **83**, 39–51.
- Uieda, V. S. & Kikuchi, R. M. (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* **2**, 105–114.
- Uieda, V. S. & Pinto, T. L. F. (2011). Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology* **12**, 31–39.
- Vanderploeg, H. A. & Scavia, D. (1979). Two electivity indices for feeding with special reference to zooplankton grazing. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **36**, 362–365.
- Vidotto-Magnoni, A. P. & Carvalho, E. D. (2009). Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir. *Neotropical Ichthyology* **7**, 701–708.
- Walsh, C. J., Papas, P. J., Crowther, D., Sim, P. T. & Yoo, J. (2004). Stormwater drainage pipes as a threat to a stream-dwelling amphipod of conservation significance, *Austrogammarus australis*, in southeastern Australia. *Biodiversity and Conservation* **13**, 781–793.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D. & Ladson, A. R. (2005a). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 690–705.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D. & Groffman, P. M. (2005b). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 706–723.
- Wang, B., Liu, D., Liu, S., Zhang, Y., Lu, D. & Wang, L. (2012). Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. *Hydrobiologia* **680**, 39–51.
- Wenger, S. J., Roy, A. H., Jackson, C. R., Bernhardt, E. S., Carter, T. L., Filoso, S., Gibson, C. A., Grimm, N. B., Hession, W. C., Kaushal, S. S., Marti, E., Meyer, J. L., Palmer, M. A., Paul, M. J., Purcell, A. H., Ramirez, A., Rosemond, A. D., Schofield, K. A., Schueler, T. R., Sudduth, E. B. & Walsh, C. J. (2009). Twenty-six priority

- urban stream ecology research questions. *Journal of the North American Benthological Society* **28**, 1080–1097.
- Wetzel, R. G. (1983) *Limnology*. 2nd edn. Saunders College Publ, Washington.
- Winemiller K. O. (1993). Seasonality of reproduction by live bearing fishes in tropical rainforest streams. *Oecologia* **95**, 266–276.
- 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.
- Xu, M., Wang, Z. & Pan, X. D. B. (2014). Effects of pollution on macroinvertebrates and water quality bio-assessment. *Hydrobiologia* **729**, 247–259
- Yeager, L. A., Layman, C. A. & Hammerschlag-Peyer, C. M. (2014). Diet variation of a generalista fish predator, grey snapper *Lutjanus griseus*, across an estuarine gradient: trade-offs of quantity for quality? *Journal of Fish Biology* **85**, 264–277.
- Zandona, E., Auer, S. K., Kilham, S. S., Howard, J. L., Sepulcre, A. L., O'Connor, M. P., Bassar, R. D., Osorio, A., Pringle C. M. & Reznick, D. N. (2011). Diet quality and prey selectivity correlate with life histories and predation regime in Trinidadian guppies. *Functional Ecology* **25**, 964–973.