

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

FABIO NASCIMENTO OLIVEIRA FOGAÇA

**Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos
impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais**

Maringá

2012

FABIO NASCIMENTO OLIVEIRA FOGAÇA

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais

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

Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes

Maringá

2012

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

F655e Fogaça, Fabio Nascimento Oliveira, 1973-
Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais / Fabio Nascimento Oliveira Fogaça. -- Maringá, 2012.
62 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2012.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes.

1. Insetos aquáticos – Urbanização – Impactos ambientais – Riachos neotropicais. 2. Ephemeroptera – Riachos neotropicais. 3. Plecoptera - Riachos neotropicais. 4. Trichoptera - Riachos neotropicais. 5. EPT (Insetos aquáticos) - Riachos neotropicais. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 22. ed. -595.71764270913
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FABIO NASCIMENTO OLIVEIRA FOGAÇA

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais

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

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Gilza Maria de Souza Franco
Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó), SC

Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo
Unesp, *Campus* de Assis

Dr.^a Janet Higuti
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovado em: 13 de agosto de 2012.

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

A meus avós; Walter e Rachel, e a meus pais, Luiz Carlos e Liliana, pelos ensinamentos de honestidade, simplicidade, humildade, compreensão, tolerância e amor, que me balizaram o caminho e se tornaram parte indissociável do meu ser.

Deus os abençoe!

AGRADECIMENTOS

“Agradecer as pessoas que contribuíram para a consecução de qualquer trabalho, é algo muito difícil, pois muitos, muitos mesmo, são os que, direta ou indiretamente, nos permitem atingir nossos objetivos na vida. Para mim, é impossível listar todos aqueles que, ao longo da minha vida, me forneceram os subsídios, materiais e espirituais, para a realização desta tese. Assim, peço desculpas aos que não forem citados, já que, por motivos exclusivamente de espaço, me limitei aos que exerceram influência mais direta neste trabalho. Aos demais, tenham certeza de que também tiveram sua parcela de contribuição.”

A meus avós e a meus pais; dedicar a vocês esta tese, é o mínimo que posso fazer para retribuir os ensinamentos e exemplos de honestidade, força, humildade, amor, fé, abnegação e ampla visão da vida e do mundo que vocês me deram. Agradeço sempre a Deus pela benção de tê-los colocado ao meu lado;

A minha Pitchukinha, que não hesitou, nem hesita, um minuto sequer em levantar acampamento e acompanhar minhas andanças por este mundo. Ainda temos muita perna para bater, e muitos lugares para conhecer, antes de jogarmos nossa âncora. Tê-la ao meu lado, tão empolgada quanto eu para zanzar por aí, foi fundamental para meu sucesso profissional e minha felicidade;

A minha irmã, pela torcida e carinho, que nesta vida me acompanha desde que nasci, mas que vem junto comigo a muito mais tempo. Em time que está ganhando não se meche...;

Ao Dr. Leocádio e a Vó Catarina, além de muitos outros que conscientemente desconheço, pelo auxílio e pela força, que me trouxeram tranquilidade, ânimo e coragem nos momentos mais difíceis. Compartilho com vocês os louros desta conquista;

Aos meus orientadores, Luiz e Janet, por terem acreditado em meu potencial e me fornecido as condições materiais e intelectuais para realizar esta tese. Quem os conhece sabe da correção de seu caráter e da disponibilidade constante para retirar as pedras do caminho. Em especial, agradeço ao Luiz, pela compreensão e disposição em me orientar com organismos que não fazem parte do seu metiê e por ter me tirado da completa ignorância em análise de dados (finalmente!);

A meninas do lab da Janet: Aline, Cláudia, Yara, Bárbara e Ju, por terem coletado e me auxiliado na triagem do material, aguentado minhas tirações de sarro e me proporcionado muitas risadas, salgados e doces, ao longo desses anos. E ao Hugo, pelas transmissões da copa de 2010 (haha);

Ao Almir, por ter compartilhado prontamente de toda a informação que dispunha sobre os córregos e métodos de coleta, sem medir esforços para me ajudar no que fosse preciso. Sorte daqueles que são seus alunos hoje, espero que saibam valorizar o Prof. que tem;

A galera do lab do Prof. Ângelo: Júnior (vulgo Bitelo, ou Catatau, ou Calanguinho, ou...), Cris, Bruxinha, Karen e Diler, por me adotarem por um tempo (hehe), aguentarem minhas revoltas e, o melhor de tudo, pelas risadas, festas, pizzas e os bolos da Sandra. A Dona Bruxinha também agradeço o auxílio nas triagens;

A todos os colegas que compartilharam comigo estes anos de PEA: Japa preto, Alma, Câmi, Vivian, Pati, Rafa, Gustavo, Flavião, Igã... mil gentes, não consigo nem nomear a todos;

Aos piás mais lókis que conheci, Lu e Diler, por terem me ajudado a resolver, de 254 maneiras diferentes, todos os problemas do mundo, enquanto comíamos uma tilapinha a milaneza;

A Rosi, exemplo de atenção e carinho, sempre pronta a ajudar e guardando uma palavra de incentivo para todos os momentos de desânimo;

Aos ecoestatísticos mais fuleiros do planeta: Rominho, Hugão, Daniel Sam, Joãozinho, Taise, Bruninha, Mateus e a caçulinha Karina, pela companhia no lab, palpites furados, churrascos, piadas e pelo apoio dado ao jovem talentoso que escreve estas linhas;

A galera do escritório do Prof. Luiz: Tato, Tuti, Chiquim e Valdecir, além do MC Pipoca, pelo café sempre no ponto, pelas constantes sugestões para que eu trabalhasse menos (tá trabalhando demais guri, isso faz mal...), por terem auxiliado na coleta do material e pela amizade;

A Dona Salete, que me adotou como filho, pelo carinho e atenção singulares e ao seu “fiel escudeiro” João, projeto de Ari Toledo, rei das piadas esdrúxulas e do bom humor;

As nossas secretárias: Aldenir e Jocemara, pela prontidão, orientações com a papelada, paciência nas matrículas e desmatrículas em disciplinas e pela torcida pelo meu sucesso;

Ao Nupélia, pelo apoio logístico e pela estrutura física para realização da tese, ao CNPq, pelo financiamento do projeto e a Capes, pela bolsa de estudos;

A Deus, pela graça da vida, pelas bênçãos do conhecimento e do nascimento numa família esclarecida e por todos os desafios e experiências, que me permitiram progredir ao longo do caminho.

“ A liberdade não vale a pena, se não vier acompanhada da liberdade de cometer erros.”

Gandhi

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) como indicadores dos impactos ambientais da urbanização em riachos neotropicais

RESUMO

Os impactos exercidos pela urbanização, na comunidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foram avaliados em nove riachos de 1ª, 2ª e 3ª ordem, pertencentes a bacia hidrográfica do rio Pirapó, estado do Paraná, Brasil. Cinco categorias de métricas, englobando medidas de riqueza taxonômica, composição, identidade, hábitos alimentares e estratégia de vida, foram avaliadas em relação a sua sensibilidade aos impactos e sua robustez as variações sazonais. Para tanto, foi avaliado a intensidade de variação (sensibilidade) entre os ambientes impactados e de referência, bem como a congruência do sinal (robustez), entre as estações de inverno e verão. As métricas utilizadas foram: riqueza taxonômica, abundância total de indivíduos, equitabilidade de Simpson, diversidade taxonômica média, as guildas tróficas pastador (*grazer*), esfregador (*brusher*), raspador (*scraper*), filtrador (*filterer*), predador (*predator*) e triturador (*shredder*), além das guildas de estratégia de vida nadador (*swimmer*), agarrador (*clinger*), escalador (*climber*) e “esparramado” no folhicho (*sprawler*). Quando possível, foi efetuada uma análise INDVAL, para auxiliar na identificação das métricas correlacionadas aos riachos impactados e de referência. As alterações ambientais, oriundas dos impactos, foram determinadas através de uma análise SIMPER e sua correlação com as métricas da comunidade de EPT, foi determinada através de uma análise BIOENV. Posteriormente, foi realizada uma análise de Suficiência Taxonômica (ST), com as métricas de riqueza taxonômica, composição e identidade, para determinar qual resolução taxonômica de EPT fornece o melhor custo/benefício na avaliação dos impactos. As métricas riqueza taxonômica, abundância total de indivíduos, o Gênero *Anacroneturia* e as guildas *predator* (predadores), *scraper* (raspadores) e *clinger* (agarradores), apresentaram maior sensibilidade e robustez aos impactos estudados, ilustrando a necessidade de combinar diversos aspectos da biologia e ecologia dos organismos (multimetria), para obter uma correta avaliação da qualidade ambiental. A ST mostrou que no nível taxonômico de Família, as métricas avaliadas possuíram maior sensibilidade e robustez aos impactos, fato que, associado ao menor custo na identificação dos indivíduos em relação ao nível de Gênero, permite afirmar que esta é a resolução taxonômica mais indicada, para programas de biomonitoramento da qualidade ambiental, utilizando o agrupamento EPT.

Palavras-chave: Ephemeroptera. Plecoptera. Trichoptera. Insetos aquáticos. Riachos urbanos. Poluição ambiental. Suficiência taxonômica. Biomonitoramento.

Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) as indicators of urbanization impacts on Neotropical streams

ABSTRACT

The impacts of urbanization on the community of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT) were evaluated in nine 1st, 2nd and 3rd order streams belonging to the Pirapó river basin, Paraná state, Brazil. Five categories of metrics encompassing measures of richness, composition, identity, food habits and life strategy, were evaluated according to their sensitivity to the impacts. In order to do that the intensity of change (sensitivity) between the reference and impacted environments as well as the consistency of the signal (robustness) between winter and summer were evaluated. The metrics used were species richness, total abundance, Simpson's evenness, average taxonomic diversity, the trophic guilds grazer, brusher, scraper, filterer, predator and shredder and the life strategy guilds of swimmer, clinger, climber and sprawler. Whenever possible an INDVAL analysis was performed to assist the identification of metrics correlated to the impacted and reference streams. The changes arising from environmental impacts were determined by a SIMPER analysis and its correlation with the EPT community metrics was determined by a BIOENV analysis. A Taxonomic Sufficiency (TS) analysis was performed subsequently with the metrics of richness, composition and identity, to determine which taxonomic resolution of EPT provides the best cost/benefit assessment of the impacts. The metrics of taxonomic richness, total abundance, *Anacroneturia*, and the guilds predator, scraper and clinger had the highest sensitivity and robustness to the impacts studied illustrating the need to combine many aspects of biology and ecology of organisms (multimetry) to obtain a correct evaluation of environmental quality. The ST analysis showed that the taxonomic level of Family presented the best cost/benefit ratio to evaluated the impacts analysed allowing to say that this is the most suitable taxonomic resolution to biomonitoring programs of environmental quality using the EPT group.

Keywords: Ephemeroptera. Plecoptera. Trichoptera. Aquatic insects. Environmental Pollution. Urban streams. Taxonomic Sufficiency. Biomonitoring.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Environmental Pollution*; Disponível em: <http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/405856/authorinstructions#N10E9F> e *Ecological Indicators*; Disponível em: <http://www.elsevier.com/wps/find/journaldescription.cws_home/621241/authorinstructions#N10C77>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA (EPT) E OS IMPACTOS DA EXPANSÃO URBANA EM RIACHOS: MÉTRICAS MAIS SENSÍVEIS, MECANISMOS DO IMPACTO E VARIÁVEIS AMBIENTAIS MAIS INFLUENTES	14
2.1 INTRODUÇÃO.....	14
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	16
2.2.1 Área de estudo	16
2.2.2 Delineamento.....	17
2.2.3 Coleta e processamento do material	17
2.3 ANÁLISE DOS DADOS	19
2.3.1 Isolando o efeito da sazonalidade na detecção do impacto	19
2.3.2 Analisando o impacto da urbanização na estrutura da comunidade de EPT	19
2.3.3 Analisando o potencial dos grupos funcionais para explicar os impactos da urbanização.....	21
2.3.4 Relacionando as diferenças ambientais entre os grupos ESI e BSI com a estrutura da comunidade de EPT	22
2.4 RESULTADOS	23
2.4.1 Analisando o impacto da urbanização na estrutura da comunidade de EPT	23
2.4.2 Analisando o potencial dos grupos funcionais para explicar o impacto da urbanização.....	27
2.4.3 Relacionando as diferenças ambientais entre os riachos dos grupos ESI e BSI com a estrutura da comunidade de EPT	29
2.5 DISCUSSÃO	31
2.6 CONCLUSÃO.....	36
REFERÊNCIAS	37
3 SUFICIÊNCIA TAXONÔMICA DE EPT (EPHEMEROPTERA-PLECOPTERA-TRICHOPTERA) NA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS URBANOS EM RIACHOS	

NEOTROPICAIS: FAMÍLIA NÃO SÓ É SUFICIENTE, MAS MELHOR QUE GÊNERO	43
3.1 INTRODUÇÃO.....	43
3.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	45
3.2.1 Área de estudo	45
3.2.2 Coleta e processamento da fauna de EPT.....	46
3.3 Análise dos dados	47
3.4 RESULTADOS	49
3.5 DISCUSSÃO	54
3.6 CONCLUSÃO.....	56
REFERÊNCIAS	57
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
APÊNDICE A	59
APÊNDICE B.....	61

1 INTRODUÇÃO

O século vinte foi um período de rápido crescimento da população global, especialmente nos grandes centros urbanos (PAUL *et al.*, 2008). Embora menos acentuado, nos dias atuais, este fenômeno gerou, e continua gerando, uma forte pressão sobre os recursos naturais, sendo que os recursos hídricos estão entre os mais afetados pelas atividades humanas (MEYER *et al.*, 2005). Além das inúmeras alterações na morfologia do canal e regime hidrológico dos rios, motivadas por diversos fatores (WALSH *et al.*, 2005), estes ecossistemas servem como receptores para uma enorme variedade de efluentes (ROY *et al.*, 2005), especialmente nas áreas urbanas, onde a maior concentração populacional e industrial, gera resíduos líquidos e sólidos em grande quantidade (MEYER *et al.*, 2005; WALSH *et al.*, 2005).

Este cenário, de acelerado crescimento demográfico e elevada concentração populacional em áreas urbanas, não foi diferente no Brasil. A exemplo do que ocorreu em outros países, este fenômeno gerou extensa modificação na cobertura do solo e aumento acentuado nas descargas de efluentes domésticos e industriais, resultando num intenso processo de degradação ambiental dos riachos urbanos (MAGALHÃES-JÚNIOR, 2007).

Neste contexto, desde o início do século passado vem aumentando a preocupação com a conservação e o manejo desses corpos de água (BONADA *et al.*, 2006). Mais especificamente, houve um interesse crescente nos impactos causados a biota aquática, que culminou com uma mudança nos objetivos dos monitoramentos da qualidade da água, pelos órgãos ambientais de diversos países (PLAFKIN *et al.*, 1989). Nesta nova visão, consolidada no final da década de 80 e início dos anos 90, a avaliação da qualidade de um corpo de água deixou de ser centralizada nos parâmetros físico-químicos e passou a objetivar uma avaliação mais ampla, que engloba os diversos microambientes do ecossistema e, principalmente, as características da biota aquática que o constitui (KARR, 1991). Segundo KARR (1999), a biota aquática é o parâmetro mais sensível a degradação ambiental e, portanto, o mais adequado para ser monitorado, sendo que através de suas alterações é possível estimar o grau, e até mesmo o tipo de impacto, que está sendo gerado sobre o corpo de água.

Entre os organismos mais bem sucedidos para avaliar a qualidade dos corpos de água, encontram-se os macroinvertebrados bentônicos, os quais possuem um longo histórico de uso como bioindicadores. Desde o trabalho pioneiro de KOLKWITZ; MARSSON (apud HAWKES, 1997), no início do século vinte, até os dias atuais, muito se tem estudado das

relações entre as variáveis ambientais e estes organismos (PLAFKIN *et al.*, 1989; BONADA *et al.*, 2006). Segundo BARBOUR *et al.* (1999), diversas características dos macroinvertebrados bentônicos contribuem para que este grupo de animais seja adequado para detecção de impactos antropogênicos no ambiente (Quadro 1). Embora estas características possam ser utilizadas de diversas maneiras, como em estudos toxicológicos por exemplo, desde que a Grã-Bretanha propôs o uso do sistema BMWP – BIOLOGICAL MONITORING WORKING PARTY - no final da década de setenta (HAWKES, 1997), a análise de atributos da comunidade tem sido o enfoque preferido nas avaliações da qualidade ambiental (ver BONADA *et al.*, 2006). Cada atributo que pode ser medido, e expresso, de forma numérica é conhecido como métrica (KERANS; KARR, 1994) – (Quadro 2), sendo que as métricas que apresentam correlações significativas com perturbações antropogênicas, são comumente combinadas na forma de índices bióticos (KARR, 1991; BARBOUR *et al.*, 1999). O objetivo principal de se criar um índice biótico é integrar as informações biológicas e ecológicas em um único número, reduzindo a complexa informação a aspectos chave, facilitando a comunicação com legisladores, executores e a população em geral (NIEMI; MCDONALD, 2004). Neste contexto, KARR (1999) enfatiza que a etapa crucial na elaboração de um índice biótico eficiente é a extensa e rigorosa avaliação das métricas escolhidas, sendo muitas vezes necessário o desenvolvimento de métricas regionais específicas (GAYRAUD *et al.*, 2003; CARLISLE *et al.*, 2008).

Embora os índices bióticos venham apresentando excelentes resultados (BONADA *et al.*, 2006), com os órgãos reguladores de diversos países adotando-os em seus programas de avaliação da qualidade ambiental e monitoramento de corpos de água (NIEMI; MCDONALD, 2004), algumas questões precisam ser melhor resolvidas. Entre elas podem ser citadas a dificuldade em encontrar métricas que funcionem em uma extensa área geográfica (e.g. CHARVET *et al.* 2000), o que leva a necessidade de criar índices regionais, além das divergências na definição de qual resolução taxonômica (Espécie, Gênero, Família, Ordem...) fornece o melhor compromisso entre a sensibilidade as alterações ambientais e o custo operacional da análise (estudo de Suficiência Taxonômica) (ELLIS, 1995; BOUCHARD *et al.*, 2005).

Quadro 1. Características que favorecem o uso de macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos (baseado em ROSENBERG; RESH, 1993; BARBOUR *et al.*, 1999 e BONADA *et al.*, 2006).

<i>Característica</i>	<i>Vantagem</i>
Ubiquidade (ocorrem em todos os ambientes)	Abundantes mesmo em rios de 1ª e 2ª ordem
Elevada riqueza taxonômica	Propicia uma ampla gama de respostas
Natureza basicamente sedentária	Facilita a análise espacial dos impactos
Amplitude dos ciclos de vida	Espécies com ciclos de vida mais longos permitem acompanhar os efeitos crônicos de poluentes; espécies com ciclos de vida mais curtos reagem rapidamente à perturbação
Métodos de amostragem simples e acessíveis	Podem ser efetuados por poucas pessoas e utilizam equipamentos de baixo custo
Posição na cascata trófica	Fazem ligação entre produtores-detritos e consumidores finais, como peixes
Muitas espécies comuns são sensíveis a poluentes específicos	Facilita a associação causa-efeito na análise
Agências reguladoras de diversos países utilizam este grupo nos seus monitoramentos de rotina	Permite análises comparativas, facilitando a geração e a troca de informações

Dentro deste contexto, a presente Tese visou avaliar como o agrupamento EPT, composto pelas Ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, reage ao processo de urbanização. O agrupamento é amplamente utilizado em programas de biomonitoramento (BONADA *et al.*, 2006), visto que possui diversos requisitos necessários a um bom indicador, como sensibilidade a uma ampla gama de impactos, ubiquidade e facilidade de identificação e captura dos imaturos.

O primeiro trabalho avaliou diversas métricas da comunidade de EPT, abrangendo as cinco categorias citadas no Quadro 2, em busca daquelas que melhor refletiram os impactos da urbanização. Também foram determinadas as variáveis ambientais mais fortemente relacionadas com estes impactos.

No segundo trabalho, foi realizada uma análise de Suficiência Taxonômica (*sensu* ELLIS, 1985), procurando determinar qual o menor nível taxonômico, Gênero, Família ou Ordem, que permite avaliar e monitorar os impactos da urbanização levantados no trabalho anterior.

Assim, foram abordados dois aspectos chaves para a elaboração de um programa de biomonitoramento com os taxa avaliados: a) as métricas indicadoras do impacto e b) a melhor relação custo/benefício para utilizar estas métricas.

Quadro 2. Principais categorias de métricas utilizadas em biomonitoramento e na composição de índices bióticos.

Medidas de diversidade	O número de taxa distintos (riqueza taxonômica) e o número total de indivíduos (abundância total), estão relacionados a diversidade alfa de uma amostra. São duas das métricas mais comuns e que têm gerado excelentes resultados (BONADA <i>et al.</i> , 2006). A riqueza pode ser utilizada em diversos níveis taxonômicos como Espécie, Gênero, Família e Ordem (ROSEMBERG; RESH, 1993; BARBOUR <i>et al.</i> , 1999; BOUCHARD <i>et al.</i> , 2005; BONADA <i>et al.</i> , 2006). Estas métricas estão relacionadas com o nicho total disponível, refletindo a capacidade do ambiente em prover recursos adequados para sustentar uma ampla gama de taxa. Sua sensibilidade a impactos pode ser acentuada com o uso de agrupamentos de espécies mais sensíveis, como o caso do EPT (riqueza taxonômica de Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera).
Medidas de composição	Abrangem várias classes de informação, como identidade, taxa chave e abundância relativa (PLAFKIN <i>et al.</i> , 1989; ROSEMBERG; RESH, 1993; KERANS; KARR, 1994; BARBOUR <i>et al.</i> , 1999). Segundo BARBOUR <i>et al.</i> (1999), identidade é o conhecimento dos padrões ecológicos e necessidades ambientais de um determinado táxon, sendo que taxa chave refere-se a organismos de especial interesse na obtenção de informações, como espécies exóticas, tolerantes ou sensíveis. As métricas de abundância relativa visam avaliar a contribuição de cada população para a fauna total. A expectativa é de que uma comunidade “saudável” tenha uma distribuição de abundâncias mais equilibrada (ROSEMBERG; RESH, 1993; BARBOUR <i>et al.</i> , 1999; KARR, 1999; BONADA <i>et al.</i> , 2006).
Medidas de tolerância/intolerância	Procuram representar a sensibilidade relativa a uma perturbação, incluindo para tal tanto taxa tolerantes, quanto intolerantes (BARBOUR <i>et al.</i> , 1999; BONADA <i>et al.</i> , 2006). Normalmente não permitem discriminar qual o impacto específico (e.g. poluição orgânica; alteração das condições hidrológicas), embora alguns trabalhos tenham obtido êxito em fazer tal associação (BONADA <i>et al.</i> , 2006).
Medidas de dinâmica trófica	Baseiam-se no princípio de que uma perturbação ambiental gera um desequilíbrio na dinâmica dos recursos alimentares, levando a alterações na composição das guildas tróficas (BARBOUR <i>et al.</i> , 1999). MERRIT; CUMMINS (1986) sugerem que, para macroinvertebrados aquáticos, sejam utilizados os hábitos alimentares ao invés da dieta (e.g. pastadores ou raspadores ao invés de herbívoros), visto que a dieta destes organismos apresenta uma variação maior do que o modo como obtém o alimento.
Medidas de habitat	Fornece informações sobre aspectos da estratégia de vida do organismo. Adaptações morfológicas entre os macroinvertebrados distinguem os diversos mecanismos para manutenção de posição, ou movimentação no ambiente aquático (BARBOUR <i>et al.</i> , 1999). Alguns estudos levam a crer que esta categoria é mais consistente na sua resposta a perturbações do que as medidas de dinâmica trófica (BARBOUR <i>et al.</i> , 1999).

REFERÊNCIAS

- BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D., STRIBLING, J.B. Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition. EPA 841-B-99-002. **U.S. Environmental Protection Agency**; Office of Water; Washington, D.C., 1999.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, n.51, p.495-523, 2006.
- BOUCHARD Jr. R.W., HUGGINS, D., KRIZ, J. A review of issues related to taxonomic resolution in biological monitoring of aquatic ecosystems with emphasis on macroinvertebrates. Prepared in fulfillment of USEPA grant X7-99790401. **Central Plains Center for BioAssessment**, Kansas, 2005.
- CARLISLE, D.M.; HAWKINS, C.P.; MEADOR, M.R.; POTAPOVA, M.; FALCONE, J. Biological assessments of Appalachian streams based on predictive models for fish, macroinvertebrate, and diatom assemblages. **Journal of the North American Benthological Society**, Washington, v.27, n.1, p.16-37, 2008.
- CHARVET, S.; STATZNER, B.; USSEGLIO-POLATERA, P.; DUMONTS, B. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. **Freshwater Biology**, Oxford, n.43, p.277-296, 2000.
- ELLIS, D. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. **Marine Pollution Bulletin**, v.16, p.459, 1985.
- GAYRAUD, S.; STATZNER, B.; BADY, P.; HAYBACH, A.; SCHÖLL, F.; USSEGLIO-POLATERA, P.; BACCHI, M. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. **Freshwater Biology**, Oxford, n.48, p.2045-2064, 2003.
- HAWKES, H.A. Origin and development of biological monitoring working party score system. **Water Research**, n. 3, p. 964-968, 1997.
- KARR, J.R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, Washington, v.1, n.1, p.66-84, 1991.
- KARR, J.R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, Oxford, n.41, p.221-234, 1999.
- KERANS, B.L.; KARR, J.R. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**, Washington, v.4, n.4, p.768-785, 1994.

MAGALHÃES-JÚNIOR, A.P. **Indicadores ambientais e recursos hídricos: realidade e perspectivas para o Brasil a partir da experiência francesa.** São Cristóvão, Brasil. Editora Bertrand Brasil, 2007. 686 p.

MERRITT, R.W., CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America** 3 ed. Dubuque, EUA. Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862 p.

MEYER, J.L.; PAUL, M.J.; TAULBEE, W.K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, p. 602-612, 2005.

NIEMI, G.J.; McDONALD, M.E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, n.35, p.89-111, 2004.

PAUL, M.J.; MEYER, J.L. Streams in the urban landscape. In: MARZLUFF, J.M.; SHULENBERGER, E.; ENDLICHER, W.; ALBERTI, M.; BRADLEY, G.; RYAN, C.; SIMON, U.; ZUMBRUNNEN, C. (Ed.). **Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature.** Springer, 2008.

PLAFKIN, J.L., BARBOUR, M.T., PORTER, K. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish**, first edition. EPA 440/4-89/001. **U.S. Environmental Protection Agency**; Office of Water; Washington, DC, 1989.

ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall, 1993.

ROY, A.H.; FREEMAN, M.C.; FREEMAN, B.J.; WENGER, S.J.; ENSIGN, W.E.; MEYER, J. L. Investigating hydrological alteration as a mechanism of fish assemblage shifts in urbanizing streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, p. 656-678, 2005.

WALSH, C.J., ROY, A.H., FEMINELLA, J.W., COTTINGHAM, P.D., GROFFMAN, P.M., MORGAN, R.P. The urban stream syndrome: current knowledge e the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society** v. 24, p. 706-723, 2005.

2 EPHEMEROPTERA, PLECOPTERA E TRICHOPTERA (EPT) E OS IMPACTOS DA EXPANSÃO URBANA EM RIACHOS: MÉTRICAS MAIS SENSÍVEIS, MECANISMOS DO IMPACTO E VARIÁVEIS AMBIENTAIS MAIS INFLUENTES

Resumo

O presente estudo utilizou o agrupamento EPT para avaliar os impactos da urbanização em riachos. Foi avaliada a sensibilidade de várias métricas de diversidade, seis guildas tróficas e quatro guildas de estratégia de vida, além da capacidade do método INDVAL em detectar Gêneros e/ou guildas indicadores. As variáveis ambientais que exerceram maior impacto na estrutura da comunidade, foram obtidas através do método BIOENV. Riqueza taxonômica, distinção taxonômica média, variação na distinção taxonômica, o Gênero *Anacroneturia* e as guildas *Scraper*, *Predator* e *Clinger*, foram mais sensíveis aos impactos da urbanização. O Gênero *Americabaetis* e as guildas *Swimmer* e *Grazer*, foram mais tolerantes ao mesmo. As variáveis ambientais mais fortemente associadas aos impactos foram a vegetação marginal, condutividade elétrica e, principalmente, nitrogênio total. Para explicar o impacto observado, alguns mecanismos foram propostos, como regulação “*bottom-up*” da teia trófica e a ação tóxica de algumas variáveis ambientais.

Palavras-chave: Insetos aquáticos; Guildas; Urbanização; Ambientes lóticos.

2.1 INTRODUÇÃO

A preocupação com a disponibilidade de água potável vem aumentando nas últimas décadas, dado que cada vez mais os corpos de água continentais vem sendo degradados pelas atividades humanas de diversas naturezas (Heathwaite et al., 2010), comprometendo a qualidade ambiental destes ecossistemas. Conforme observado por diversos autores (Marzluff, et al., 2008; Miserendino e Masi, 2010; Wenger et al., 2009; Ternus et al., 2011), o aumento populacional nos grandes centros constitui-se num dos principais fatores responsáveis por esta degradação, a qual é oriunda da necessidade de eliminar os resíduos líquidos produzidos no meio urbano, drenar a água das chuvas que se acumula nas superfícies impermeáveis e do descarte irregular de lixo doméstico nos corpos de água, afetando especialmente os riachos. Segundo Walsh et al. (2005) a *síndrome do riacho urbano* caracteriza-se por um aumento nas concentrações de sais dissolvidos (condutividade), nitrogênio, fósforo, sólidos totais, metais pesados, óleos, graxas e detergentes, redução na concentração de oxigênio dissolvido, aumento na temperatura da água, redução da vazão mínima, aumento na intensidade e

frequência das oscilações de vazão (mais abruptas e imprevisíveis), redução na densidade da vegetação ripária, em especial as matas ciliares, além do aumento nos processos erosivos do canal e acúmulo de resíduos sólidos (lixo doméstico).

Neste contexto crescente de degradação pela expansão urbana, diversos países têm procurado melhorar seus programas de monitoramento da qualidade da água (Hawkes, 1997; Niemi e McDonald, 2004; Thorne e Williams, 1997), adotando uma abordagem holística, baseada não só em análises físico-químicas, mas também nos impactos causados na biota, que é a acumuladora final dos efeitos das diferentes fontes de poluição. A adoção de tal procedimento se baseia em uma premissa básica, que é a de que um ecossistema que fornece condições adequadas de sobrevivência para as espécies que naturalmente o habitam, terá uma água de boa qualidade. Além disto, enquanto as análises físico-químicas são pontuais, as alterações na estrutura da comunidade aquática refletem escalas mais extensas no tempo e no espaço, garantindo uma avaliação mais precisa dos impactos (Karr, 1991). Dentre os organismos mais utilizados nestes programas, estão os insetos aquáticos, fato que pode ser atribuído a elevada diversidade biológica deste grupo, que lhe confere capacidade de reagir a uma ampla gama de alterações ambientais, além da distribuição cosmopolita nos corpos de água continentais, permitindo sua utilização em escala global (Bonada et al., 2006; Rosenberg e Resh, 1993).

Apesar de não existir legislação que estabeleça obrigatoriedade de incluir a biota aquática nos programas de monitoramento da qualidade da água no Brasil – as resoluções vigentes- CONAMA 357/2005 e CONAMA 397/2008 estabelecem apenas critérios físico-químicos e de coliformes fecais para determinar a qualidade do corpo de água – diversas iniciativas isoladas, partindo de universidades e de alguns órgãos ambientais, tem sido feitas para elaborar programas de biomonitoramento (Baptista et al., 2007; Junqueira e Campos, 1998; Roque et al., 2000). Deste modo, diversos índices multimétricos de qualidade ambiental utilizando insetos aquáticos tem sido adaptados e testados. Apesar dos resultados positivos, ainda não são possíveis generalizações seguras em larga escala. Isto porque a mesma diversidade elevada, que permite uma ampla gama de respostas dos insetos aquáticos as variações ambientais, favorece uma regionalização destas respostas, gerando a necessidade de calibrar os índices localmente, o que dificulta as extrapolações de resultados entre bacias hidrográficas. Mais ainda, esta elevada diversidade dificulta o entendimento dos mecanismos de ação do impacto, visto que o conhecimento sobre a biologia dos taxa é deficiente, ou

mesmo inexistente, para boa parte dos insetos aquáticos na região tropical (Jacobsen et al., 2008).

Uma das maneiras de se contornar tais questões é a utilização de grupos funcionais (guildas), que permite obter métricas mais robustas as variações biogeográficas e ecológicas, buscando assim obter índices aplicáveis em grandes escalas (Merritt e Cummins, 1996; Statzner et al., 2001). O uso de grupos funcionais, além de permitir a extrapolação em largas escalas geográficas, também auxilia na compreensão dos mecanismos de ação do impacto, visto que associa o mesmo a um processo ecológico. No entanto, a grande maioria dos trabalhos limita-se a utilizar apenas um grupo funcional por vez, normalmente associado a estrutura trófica da comunidade, limitando o potencial do método.

Dentro deste enfoque, o presente trabalho visou analisar os impactos da urbanização na comunidade de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), visando gerar subsídios para a elaboração de índices bióticos da qualidade ambiental, que possam ser utilizados em futuros programas de biomonitoramento na região Neotropical. A escolha de EPT baseou-se em algumas características deste grupo, especialmente a sensibilidade a uma ampla gama de impactos antropogênicos e a possibilidade de identificar os indivíduos no nível de Gênero com relativa rapidez – em comparação a estudos que utilizam diversos componentes da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Mais especificamente, o presente estudo procurou responder as seguintes questões: Quais as métricas da comunidade de EPT que melhor caracterizam os impactos da urbanização? Como o uso de grupos funcionais auxilia a compreensão dos mecanismos deste impacto? Quais as principais variáveis ambientais envolvidas no processo?

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

As amostragens foram realizadas em nove riachos de 1ª, 2ª e 3ª ordem (*sensu* Strahler, 1957), pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Pirapó (5.067 Km² de área), estado do Paraná, Brasil (Figura 1). As altitudes predominantes na região estudada variaram de 380 a 540 m, sendo o clima do tipo Cfa Subtropical Úmido Mesotérmico, com concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida e com temperatura média anual de 21 °C (Queiroz, 2003). A paisagem caracteriza-se por um mosaico de atividades agrícolas e de desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana do município, o qual se

destaca como um importante centro agro-industrial da região (Cunico, 2012). O gradiente de urbanização na micro-bacia de cada riacho variou de totalmente urbanizados (100%), com 34,8% de impermeabilização do solo, a não urbanizados, com 0% de urbanização e 0,5% de impermeabilização do solo (Tabela 1), com uma menor cobertura florestal e uma menor profundidade nos riachos mais urbanizados. Tanto a porcentagem de urbanização, quanto a porcentagem de superfície impermeável (SI), foram obtidas de Cunico (2012). O autor calculou as mesmas através da ferramenta de edição vetorial do programa Spring 4.3.2, utilizando imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática, ano 2005).

2.2.2 Delineamento

Baseado no trabalho de Fogaça *et al.* (2012), os riachos foram separados de acordo com a Área de Superfície Impermeável do Solo na Sub-bacia (SI) em Riachos com Elevada SI (ESI), formado pelo grupo de riachos mais impactado pela urbanização (SI superior a 9%) e Riachos com Baixa SI (BSI), que sofrem pouco ou nenhum impacto da urbanização (SI inferior a 2%). O grupo ESI foi formado pelos riachos Nazaré (NAZ), Mandacarú (MAN), Guaiapó (GUA) e Miosótis (MIO), enquanto o grupo BSI foi formado pelos riachos Água da Roseira (ARO), Água Queçaba (AQU), Remo (REM), Romeira (ROM) e Zaúna (ZAU) – (Tabela 1 e Figura 1).

2.2.3 Coleta e processamento do material

As amostras foram coletadas em julho de 2007 (inverno) e fevereiro de 2008 (verão), em três trechos de cada riacho, ao longo de um gradiente longitudinal (trecho de cabeceira, trecho intermediário e trecho de foz), totalizando 27 estações de amostragem (Figura 1). Para obter uma estimativa melhor da composição da comunidade, foram coletadas três amostras por ponto de coleta, as quais foram posteriormente somadas. Os insetos foram coletados através de um amostrador Surber (0,09 m²) com abertura de malha de 250 µm e fixados em formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio. As larvas de insetos foram triadas e identificadas sob microscópio estereoscópico. As identificações foram feitas até o nível de Gênero, utilizando as chaves de identificação de Angrisano (1995), Domínguez *et al.* (2006), Hamada e Couceiro (2003), Lecci e Froehlich (2007), Pes *et al.* (2005) e Wiggins (1996) e posteriormente confirmadas por especialistas. Com o intuito de padronizar o substrato, minimizando seu efeito na composição da fauna, as coletas foram feitas em trechos de

corredeira, definidos visualmente como regiões de fluxo turbulento e com substrato de granulometria grosseira (seixos e matacões). Foram feitas análises granulométricas que confirmaram a homogeneização do substrato, indicando que o mesmo não afetou a distribuição dos Gêneros de EPT (resultados não apresentados).

A caracterização do ambiente foi feita através de medições das condições físico-químicas da água, bem como da cobertura vegetal das margens. Algumas variáveis físico-químicas, a saber; pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$), foram aferidas em campo com equipamentos analíticos portáteis. Para análises da concentração de nitrogênio e fósforo total, demanda química (DQO) e bioquímica de oxigênio (DBO) e concentração de metais pesados, amostras de água foram coletadas e enviadas para análise nos laboratórios de Saneamento e Agroquímica da Universidade Estadual de Maringá, Paraná.

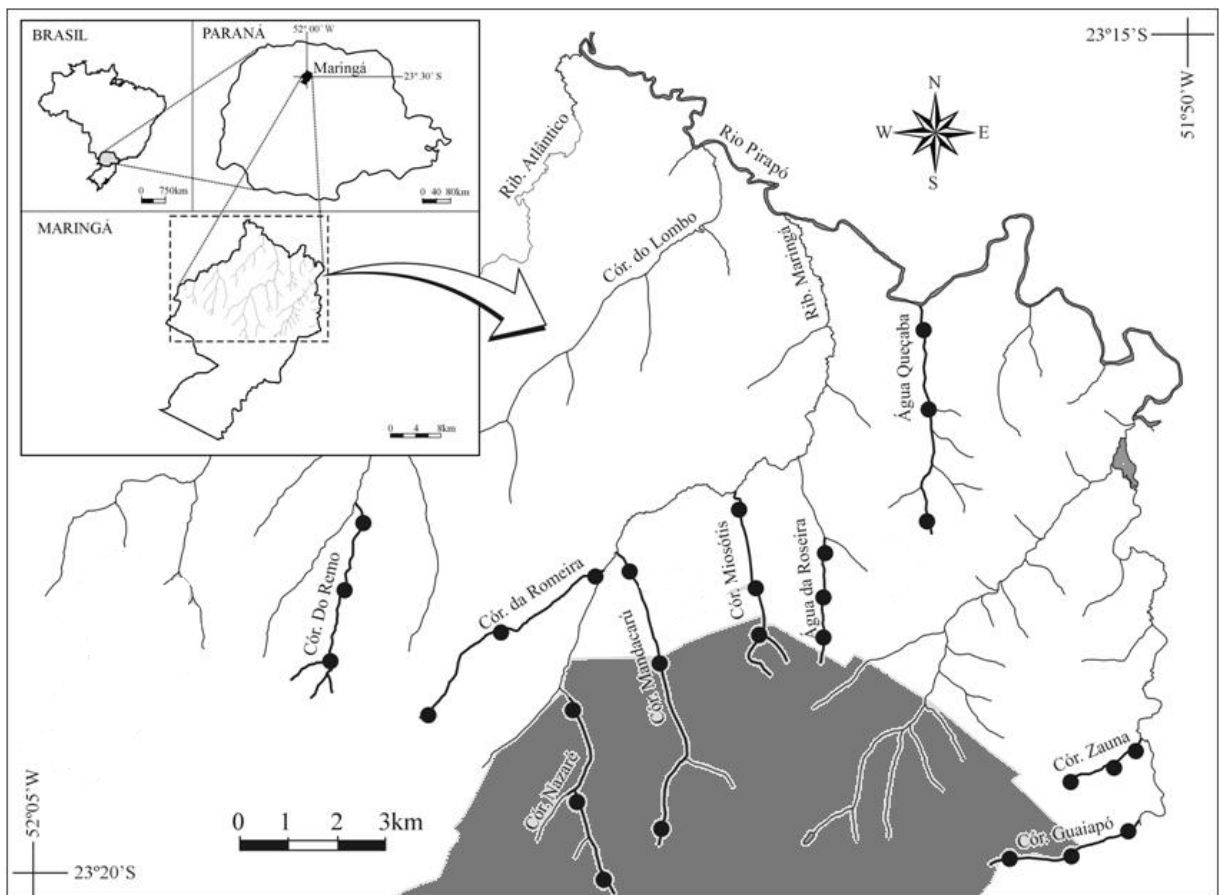


Figura 1. Localização da área de estudo com a disposição dos riachos e pontos de coleta. A extensa área cinza delimita o perímetro urbano da cidade de Maringá.

Tabela 1. Características das micro-bacias de cada riacho analisado (adaptado de Cunico, 2012).

Riachos	Código	Área de drenagem (ha)	Urbanização (%)	Superfície impermeável (%)
Nazaré	NAZ	867,93	100,0	34,8
Mandacarú	MAN	1504,90	82,5	30,8
Guaiapó	GUA	1596,80	73,6	33,4
Miosótis	MIO	1213,86	56,7	9,3
Água da Roseira	ARO	867,50	18,8	1,2
Água Queçaba	AQU	984,69	5,2	1,6
Remo	REM	792,33	0,5	0,5
Romeira	ROM	895,99	0,0	0,5
Zaúna	ZAU	297,49	0,0	1,6

A estimativa da cobertura vegetal sobre o leito fluvial (dossel), foi feita por Cunico (2012), através de um quadrado de madeira com 0,5 m², subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m², sendo o valor estimado definido pela soma do número de subdivisões com a ocorrência de cobertura vegetal sobre o leito fluvial. Foram realizadas cinco repetições em cada trecho, sendo essas conduzidas pelo mesmo amostrador, em todos os locais e campanhas de amostragem, reduzindo assim erros de caráter sistemático.

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

2.3.1 Isolando o efeito da sazonalidade na detecção do impacto

Para avaliar os efeitos das variações sazonais na abundância dos Gêneros e/ou nas variáveis abióticas, e verificar como as mesmas podem interferir no sinal do impacto, todas as análises foram feitas em separado para as estações de inverno e verão.

2.3.2 Analisando o impacto da urbanização na estrutura da comunidade de EPT

As diferenças na estrutura da comunidade de EPT, entre os riachos BSI e ESI, foram exploradas através de um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e a

significância destas diferenças, foi testada através de uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA – Anderson, 2001). Ambas as análises foram realizadas sobre a matriz de similaridade da fauna entre os locais amostrados, definida pela distância de Bray-Curtis, ajustada para zero (Clarke et al., 2006). Para alcançar um equilíbrio no sinal das espécies mais abundantes e mais raras, já que o intuito do trabalho é avaliar o impacto em toda a comunidade, as abundâncias relativas sofreram uma transformação $\log(x+1)$ antes da análise.

Três métricas tradicionais de diversidade da comunidade, riqueza de Gêneros, equitabilidade de Simpson e abundância total dos Gêneros, foram analisadas em relação a sua sensibilidade ao impacto estudado. Para testar a significância das diferenças observadas entre os grupos de riachos BSI e ESI, foi realizado um teste de t independente entre as amostras, com as estimativas de variâncias calculadas separadamente, quando o teste de Levene apontou heterogeneidade entre as mesmas.

Como as três métricas tradicionais analisadas sofrem influência do esforço amostral (Clarke e Warwick, 2001a), quatro métricas alternativas de diversidade, independentes do esforço amostral (Clarke e Warwick, 1998; 2001a), foram testadas. Duas quantitativas: diversidade taxonômica média (delta) e distinção taxonômica média (delta*) e duas binárias: amplitude taxonômica média (delta+) e variação na distinção taxonômica (lambda+). As descrições detalhadas destas métricas podem ser encontrada em Clarke e Warwick (1998; 2001b), Warwick e Clarke (1995; 2001) e, de maneira concisa, em Clarke e Warwick (2001a). Basicamente, as métricas delta, delta* e delta+, medem o quão distante um indivíduo é do outro em termos evolutivos. Já lambda+, mede a variabilidade na estrutura taxonômica da comunidade. Assim, lambda+ apresentará um valor menor, quanto mais equilibrada for a irradiação adaptativa dentro da árvore taxonômica.

Além de serem independentes do esforço amostral, a principal vantagem das métricas alternativas é considerar a estrutura taxonômica da comunidade, levando em consideração o grau de parentesco dos indivíduos e capturando assim um importante aspecto da diversidade, que é ignorado nas métricas tradicionais. Para as duas métricas quantitativas, delta e delta*, as diferenças entre os grupos BSI e ESI foram testadas de maneira idêntica ao descrito para as métricas tradicionais, enquanto para as métricas binárias, delta+ e lambda+, foi aplicado um teste mais informativo, que consistiu em comparar os valores observados em cada grupo de riachos, com os valores esperados para a região (Clarke e Warwick, 1998; 2001a). Deste modo, é possível visualizar se a diversidade está diminuindo, ou aumentando, em relação ao

esperado. No presente estudo, os valores esperados para a região foram calculados com base na lista de todos os Gêneros capturado nas coletas.

Os critérios utilizados para determinar a eficiência das métricas foram a significância das diferenças observadas, a sensibilidade, definida pela maior amplitude de variação entre o grupo controle (BSI) e o grupo impactado (ESI), e a robustez, sendo consideradas robustas as métricas que apresentaram a mesma tendência nas duas estações do ano.

Posteriormente, foi realizada uma análise de valor indicador (INDVAL) para os Gêneros de EPT, a fim de obter indicadores para os ambientes ESI ou BSI. Foram retidos para análise os Gêneros que apresentaram valor indicador significativo e maior que 60. A exemplo da postura adotada para as métricas de diversidade, foi avaliada a intensidade da relação – valor indicador propriamente dito – e a robustez, sendo considerados robustos os Gêneros que foram bons indicadores em ambas as estações do ano.

2.3.3 Analisando o potencial dos grupos funcionais para explicar os impactos da urbanização

Para avaliar como o uso de grupos funcionais (guildas), pode auxiliar no entendimento dos mecanismos geradores do impacto, quando possível, as análises realizadas com os indivíduos agrupados em Gêneros, também foram realizadas com os indivíduos agrupados em guildas tróficas e guildas de estratégia de vida. Para tanto, foram somadas as abundâncias relativas dos Gêneros que compuseram cada guilda.

A atribuição das guildas tróficas aos Gêneros de EPT, baseou-se nos trabalhos de Baptista *et al.* (2006), Gamboa *et al.* (2009), Merrit e Cummins (1996), Oliveira e Froehlich (1996), Oliveira e Nessimian (2010), Tomanova *et al.* (2006) e Wiggins e Mackay (1978). Seis guildas tróficas foram utilizadas, a saber: pastador (*grazer*), esfregador (*brusher*), raspador (*scraper*), filtrador (*filterer*), predador (*predator*) e triturador (*shredder*). Como um mesmo Gênero pode ser atribuído a guildas diferentes, por diferentes autores, deu-se prioridade as informações dos trabalhos realizados na região Neotropical e que analisaram a dieta, ou a morfologia bucal, dos indivíduos. Não havendo trabalhos na região Neotropical abordando estes aspectos, utilizou-se as informações constantes em trabalhos realizados em outras regiões.

Não tendo sido encontrados estudos específicos sobre a estratégia de vida dos imaturos de EPT na região Neotropical, a atribuição das guildas de estratégia de vida a cada Gênero baseou-se exclusivamente em Merrit e Cummins (1996), por ser a proposta original, mais

detalhada e também a mais utilizada na literatura. Quatro guildas foram utilizadas, a saber: nadador (*swimmer*), agarrador (*clinger*), escalador (*climber*) e “esparramado” no folhíço (*sprawler*).

2.3.4 Relacionando as diferenças ambientais entre os grupos ESI e BSI com a estrutura da comunidade de EPT

Para analisar como as variáveis ambientais afetaram a estrutura da comunidade de EPT, foi realizada primeiro uma análise exploratória das condições ambientais nos dois grupos de riachos, com o intuito de entender melhor como o processo de urbanização alterou o ambiente. A fim de eliminar a distorção provocada pelas diferentes escalas de medida, as variáveis ambientais foram padronizadas, subtraindo-se cada uma por sua média e dividindo-se este valor pelo desvio padrão da mesma variável. Para testar se havia diferença ambiental significativa entre o riachos dos grupos ESI e BSI, uma PERMANOVA foi realizada, utilizando cada um dos grupos, ESI e BSI, como fatores. A PERMANOVA foi realizada sobre a matriz de similaridade ambiental dos locais amostrados, a qual foi definida pela distância euclidiana entre as variáveis padronizadas. Evidenciada a distinção ambiental entre os grupos ESI e BSI, a contribuição relativa de cada variável para a separação dos grupos foi obtida através de uma análise SIMPER (Clarke, 1993).

Para identificar quais variáveis ambientais tiveram maior relação com a estrutura da comunidade de EPT, foi realizada uma análise BIOENV (Clarke e Ainsworth, 1993), com a significância da correlação observada obtida através do teste desenvolvido por Clarke e Gorley (2006). Antes de efetuar a análise BIOENV, as variáveis ambientais passaram por um tratamento, onde foram examinadas em busca de correlações elevadas entre as mesmas. Havendo correlação superior a 95%, uma das variáveis do par foi eliminada, para evitar multicolinearidade no modelo. Devido ao grande número de variáveis ambientais, uma seleção de modelo *stepwise* foi adotada na rotina do BIOENV (BVStep), com um número máximo de seis variáveis sendo utilizado para formar o modelo em cada rodada. Para contornar o risco inerente ao método *stepwise*, de ficar bloqueado num modelo com capacidade explicativa inferior, o procedimento foi repetido 100 vezes, com uma nova variável inicial sendo escolhida aleatoriamente em cada rodada. O modelo com maior parcimônia (maior capacidade explicativa com o menor número de variáveis) foi retido para interpretação.

Para a realização das análises descritas neste tópico, foram utilizados os programas Primer 6 + PermanovaTM, Statistica 7TM e PC-ORD 5TM.

2.4 RESULTADOS

2.4.1 Analisando o impacto da urbanização na estrutura da comunidade de EPT

A NMDS mostrou uma nítida diferença na fauna dos riachos BSI e ESI (Figura 2), tanto no inverno (Pseudo-F = 8,55; $p < 0,0001$; 9941 permutações únicas em 9999 permutações), quanto no verão Pseudo-F = 7,01; $p < 0,0002$; 9936 permutações únicas em 9999 permutações).

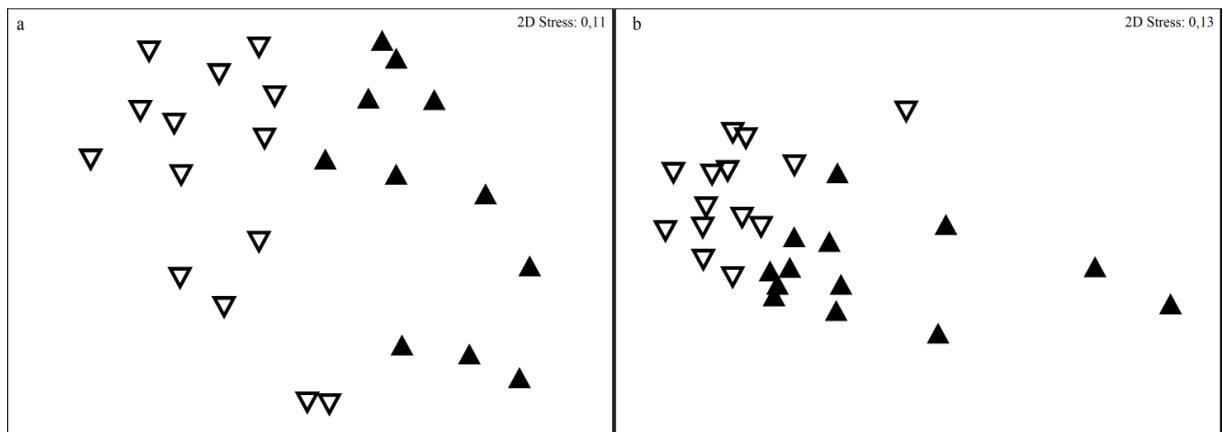


Figura 2. NMDS dos pontos de coleta em relação a fauna, para as estações de inverno (a) e verão (b). Riachos pouco impactados (∇ Grupo BSI); riachos muito impactados (\blacktriangle Grupo ESI).

Esta distinção pode ser melhor compreendida observando-se as Tabelas 2 e 3. Nota-se, que quando um Gênero apresentou elevada abundância nos riachos BSI, o mesmo apresentou abundância mais baixa nos riachos ESI, indicando claramente que os organismos estudados são favorecidos por uma ou outra situação, mas não por ambas (Tabela 2).

Tabela 2. Ordenamento taxonômico dos Gêneros de EPT, com as guildas as quais foram atribuídos e as abundâncias relativas em cada grupo de riachos, em ambas as estações. Trófica: G = *Gatherer*; S = *Scraper*; B = *Brusher*; P = *Predator*; SH = *Shredder*; F = *Filterer*. Estratégia de vida: S = *Swimmer*; CB = *Climber*; C = *Clinger*; SP = *Sprawler*.

Ordem / Família	Gênero	Guilda		Inverno		Verão	
		Trófica	Estratégia de Vida	BSI	ESI	BSI	ESI
Ephemeroptera							
Baetidae	<i>Americabaetis</i> Kluge 1992	G	S	21	77	93	1788
	<i>Baetodes</i> Needham e Murphy 1924	G	C	14	6	114	465
	<i>Camelobaetidium</i> Demoulin 1966	G	S	0	0	0	4
	<i>Cloeodes</i> Traver 1938	G	S	2	0	0	0
Caenidae	<i>Caenis</i> Stephens 1835	S	CB	1	0	0	0
Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i> Molineri 2001	S	C	1064	23	2155	525
	<i>Leptohyphes</i> Eaton 1882	S	C	116	1	129	8
Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> Peters 1971	B	C	105	0	155	26
Plecoptera							
Perlidae	<i>Anacroneturia</i> Klapálek 1909	P	C	51	0	101	0
Trichoptera							
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> Müller 1880	SH	SP	13	0	18	0
Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i> Schmid 1955	F	C	2	0	1	0
Glossosomatidae	<i>Protoptila</i> Banks 1904	S	C	0	0	0	4
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> Guérin 1843	F	C	110	38	449	46
	<i>Smicridea</i> Mclachlan 1871	F	C	225	98	467	219
Hidroptilidae	<i>Alisotrichia</i> Flint 1964	S	C	6	1	2	1
	<i>Hydroptila</i> Dalman 1819	S	C	13	0	3	1
	<i>Leucotrichia</i> Mosely 1934	S	C	0	0	0	1
	<i>Metrichia</i> Ross 1938	S	C	38	0	8	6
	<i>Neotrichia</i> Morton 1905	S	C	189	0	62	22
	<i>Oxyethira</i> Eaton 1873	S	CB	0	0	1	0
	<i>Rhyachopsyche</i> Müller 1879	S	CB	19	0	0	0
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> Müller 1879	SH	S	2	0	0	0
	<i>Oecetis</i> Mclachlan 1877	P	C	14	0	1	0
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> Stephens 1829	F	C	12	0	29	1
	<i>Sortosa</i> Navás 1918	F	C	3	0	1	0
	<i>Wormaldia</i> Mclachlan 1865	F	C	0	0	2	0
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i> Ross 1938	P	C	0	0	1	0

A riqueza taxonômica se mostrou a métrica tradicional de diversidade mais robusta e sensível aos impactos da urbanização, com os riachos ESI apresentando uma redução de

quase 75% na riqueza total de Gêneros de EPT no inverno e cerca de 25% no verão. A abundância total também mostrou sensibilidade e robustez aos impactos, com uma queda de quase 90% no inverno e 20% no verão, porém tal queda só foi significativa no inverno (Tabela 3). A equitabilidade de Simpson foi a métrica tradicional de diversidade que pior refletiu os impactos da urbanização, com uma sensibilidade baixa, e não significativa, aos impactos (Tabela 3).

Tabela 3. Quadro comparativo entre as três métricas tradicionais de diversidade, nos riachos muito (ESI) e pouco (BSI) impactados. Entre parênteses os valores totais para os grupos. * = $p < 0,05$ para o teste de t.

Métrica de diversidade	Inverno		Verão	
	BSI	ESI	BSI	ESI
Riqueza de Gêneros	(21) 7,35*	(7) 3,44*	(20) 8,33*	(15) 6,09*
Abundância	(2020) 144,29*	(244) 26,89*	(3792) 252,80	(3117) 283,27
Equitabilidade de Simpson	0,62	0,59	0,58	0,53

Dentre as métricas alternativas de diversidade, delta* e lambda+ mostraram maior robustez e sensibilidade aos impactos analisados, permitindo detectar importantes efeitos da urbanização na fauna de EPT, relacionados a uma clara redução na diversidade e a uma estrutura taxonômica menos equilibrada, nos riachos muito impactados (Tabela 4 e Figura 3).

Tabela 4. Quadro comparativo entre as métricas delta e delta*, nos riachos muito (ESI) e pouco (BSI) impactados. * = $p < 0,05$ para o teste de t.

Métrica de diversidade	Inverno		Verão	
	BSI	ESI	BSI	ESI
Delta	55,56	38,97	49,11	36,72
Delta*	89,56*	57,58*	84,20*	67,95*

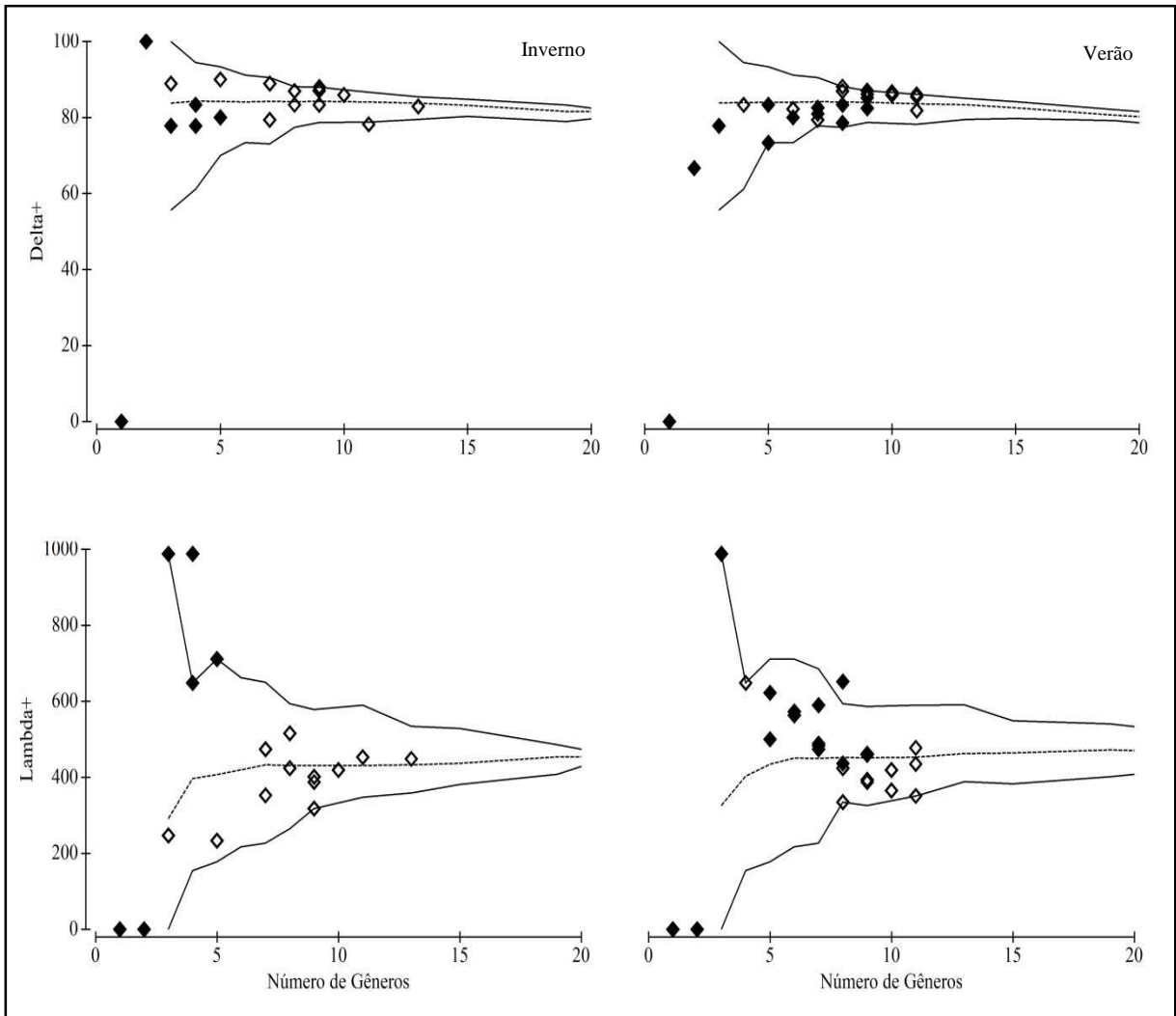


Figura 3. Comparação entre os valores observados e esperados de delta + e lambda +, para os riachos pouco impactados (Grupo BSI = ◇) e muito impactados (Grupo ESI = ◆). A linha central tracejada indica os valores esperados, com base na lista total dos Gêneros capturados na região. As linhas cheias, superiores e inferiores, indicam os intervalos de confiança de 95%.

A análise de valor indicador mostrou que *Traverhyphes* e *Anacroneuria* são os taxa mais fortemente associados aos riachos não-urbanos, sendo os únicos que apresentaram relação significativa com o grupo BSI em ambas as estações (Tabela 5). Porém, *Traverhyphes* apresentou uma abundância considerável nos riachos ESI no verão (Tabela 2), indicando uma boa capacidade de adaptação aos impactos do ambiente urbano, fato que reduz seu potencial como indicador. Por outro lado, *Americabaetis* e *Baetodes* apresentaram forte associação com os riachos ESI no verão, mas tal fato não foi observado no inverno, de maneira que nenhum Gênero analisado mostrou robustez como indicador do ambiente urbano (Tabela 5).

Tabela 5. Análise de valor indicador (INDVAL) para os Gêneros de EPT, para os riachos muito (ESI) e pouco (BSI) impactados. Em negrito valores indicadores > 60 para $p \leq 0,05$.

	Valor indicador		p	Valor Indicador		p
	Inverno			Verão		
	BSI	ESI		BSI	ESI	
Taxonomia						
<i>Traverhyphes</i>	97,5	-	0,0001	76,7	-	0,01
<i>Anacroneuria</i>	64,3	-	0,002	73,3	-	0,0003
<i>Farrodes</i>	64,3	-	0,001	55,1	-	0,07
<i>Neotrichia</i>	78,6	-	0,0003	50,8	-	0,08
<i>Leptonema</i>	36,2	-	0,6	76,8	-	0,03
<i>Baetodes</i>	-	24,7	0,6	-	83,6	0,01
<i>Americabaetis</i>	-	39,2	0,46	-	80,0	0,02

2.4.2 Analisando o potencial dos grupos funcionais para explicar o impacto da urbanização

Em relação a estrutura funcional da comunidade, foi observado um impacto tão forte quanto para a estrutura taxonômica, com uma redução de 50% no número de guildas de estratégia de vida, nos riachos urbanos, em ambas as estações do ano e uma redução de 50% no inverno, e 34% no verão, nas guildas tróficas (Tabela 6). Diversas guildas foram consistentes, mostrando padrão semelhante em ambas as estações, porém a guilda *scraper* foi a mais sensível, tendo sofrido a maior redução de abundância no ambiente urbano (Tabela 5). Apesar da baixa abundância relativa, as guildas *predator* e *shredder* (tróficas) e *climber* e *sprawler* (estratégia de vida), também mostraram sensibilidade ao processo de urbanização, já que não ocorreram nos riachos urbanos (Tabela 6). Importante notar que duas guildas, *grazer* (trófica) e *swimmer* (estratégia de vida), foram beneficiadas pelo processo de urbanização, sendo mais abundantes nos riachos ESI em ambas as estações (Tabela 6).

A análise de valor indicador (INDVAL) mostrou que as guildas tróficas *scraper* e *predator* mostraram a associação mais forte com o ambiente não-urbano (Tabela 7), mas apenas *predator* foi exclusiva deste ambiente, com *scraper* apresentando abundância considerável nos riachos ESI no verão (Tabela 6). Nenhuma guilda mostrou valor indicador

robusto para o grupo de riachos ESI, com a guilda *grazer* apresentando alto valor apenas no verão (Tabela 7).

Tabela 6. Quadro comparativo da abundância de indivíduos nas guildas Trófica e de Estratégia de vida, para os riachos muito (ESI) e pouco (BSI) impactados. A última linha de cada categoria indica o total de guildas da mesma.

Guildas	Inverno		Verão	
	BSI	ESI	BSI	ESI
Estratégia de vida				
Swimmer	25	77	93	1792
Clinger	1962	167	3680	1325
Climber	20	-	1	-
Sprawler	13	-	18	-
Total de guildas	4	2	4	2
Tróficas				
Grazer	37	83	207	2257
Brusher	105	-	155	26
Scraper	1446	25	2360	568
Filterer	352	136	949	266
Predator	65	-	103	-
Shredder	15	-	18	-
Total de guildas	6	3	6	4

O INDVAL para estratégia de vida mostrou que apenas os *clinger* apresentaram uma associação forte e robusta com os riachos BSI porém, de modo semelhante ao observado para o Gênero *Traverhyphes* e a guilda *scraper*, apresentou elevada abundância nos riachos ESI no

verão (Tabela 7). Novamente nenhum indicador do grupo ESI foi robusto, porém a guilda *swimmer* mostrou elevada associação com este ambiente no verão (Tabela 7).

Tabela 7. Análise de valor indicador (INDVAL) para as guildas atribuídas aos Gêneros de EPT, para os riachos muito (ESI) e pouco (BSI) impactados. Em negrito valores indicadores > 60 para $p \leq 0,05$.

	Valor indicador		P	Valor Indicador		P
	Inverno			Verão		
	BSI	ESI		BSI	ESI	
Guildas Tróficas						
Scraper	97,8	-	0,0001	76,9	-	0,009
Predator	78,6	-	0,0005	73,3	-	0,0005
Brusher	64,3	-	0,002	55,1	-	0,007
Filterer	57,5	-	0,31	69,1	-	0,05
Grazer	-	53,9	0,27	-	93,2	0,002
Guildas de Estratégia de vida						
Clinger	90,2	-	0,0007	69,0	-	0,07
Swimmer	-	43,5	0,41	-	80,0	0,02

2.4.3 Relacionando as diferenças ambientais entre os riachos dos grupos ESI e BSI com a estrutura da comunidade de EPT

A análise exploratória mostrou que os riachos BSI e ESI mostraram elevada distinção ambiental tanto no inverno (Pseudo-F = 4,28; $P < 0,0001$; 9919 permutações únicas em 9999 permutações), quanto no verão (Pseudo-F = 3,75; $P < 0,0001$; 9911 permutações únicas em 9999 permutações). Observa-se que os dois impactos mais difundidos foram uma queda acentuada na cobertura de dossel e um aumento na condutividade elétrica nos riachos ESI (Tabela 8). Por este motivo, condutividade elétrica e dossel, juntamente com a vazão, estiveram entre as variáveis cuja contribuição acumulada somou 50% em ambas as estações (Tabela 8). Embora não tenha contribuído de maneira significativa para a separação dos grupos no inverno, o nitrogênio merece destaque por ter apresentado a maior diferença de

valores entre os dois grupos de riachos, a qual aconteceu no verão, com uma concentração média cinco vezes maior no grupo ESI (Tabela 8).

Tabela 8. Análise SIMPER das variáveis ambientais entre os riachos muito (ESI) e pouco impactados (BSI).

Inverno	Grupo BSI Valor médio	Grupo ESI Valor médio	Contribuição%	Contribuição acumulada%
Dossel (% cobertura)	23,6	14,3	9,8	9,8
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	119,0	191,0	9,4	19,2
Vazão (m^3/S)	0,05	0,07	7,9	27,1
Mercúrio (mg/L)	0,001	0,002	7,7	34,8
DQO (mg/L)	4,3	0,6	7,4	42,2
Óleos e graxas (mg/L)	0,5	0,0	7,3	49,5
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	17,0	16,2	6,6	56,1
DBO5 (mg/L)	1,5	0,2	6,6	62,8
Matéria orgânica dissolvida (mg/L)	0,02	0,02	6,6	69,4
Fosfato (mg/L)	0,1	0,1	6,4	75,8
Chumbo (mg/L)	0,01	0,01	6,2	82,0
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,6	8,3	6,2	88,1
Nitrogênio total (mg/L)	9,4	9,1	6,1	94,2
Verão	Grupo BSI Valor médio	Grupo ESI Valor médio	Contribuição%	Contribuição acumulada%
Nitrogênio total (mg/L)	1,1	5,4	10,5	10,5
Dossel (% cobertura)	24,2	15,2	9,5	19,9
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	124,0	214,0	9,3	29,2
Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	21,5	22,0	7,2	36,4
Vazão (m^3/S)	0,04	0,06	7,0	43,3
Matéria orgânica dissolvida (mg/L)	0,09	0,12	6,8	50,1
Ph	7,0	6,9	6,6	56,7
DQO (mg/L)	5,0	4,6	6,4	63,1
DBO5 (mg/L)	1,6	1,6	6,3	69,4
Mercúrio (mg/L)	0,0005	0,0003	6,3	75,7
Óleos e graxas (mg/L)	1,4	1,0	6,3	81,9
Fosfato (mg/L)	0,08	0,09	6,2	88,2
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,3	8,1	5,9	94,1

Embora as correlações tenham sido fracas, a análise BIOENV mostrou que as variáveis que melhor caracterizam os impactos da urbanização, cobertura do dossel e condutividade elétrica, também foram as que melhor se relacionaram com a distribuição de abundâncias de EPT no inverno, indicando uma influência direta na estruturação da comunidade (Tabela 9). De maneira análoga, a forte diferença observada nas concentrações

de nitrogênio, entre os grupos BSI e ESI, parece ter exercido um forte impacto nos organismos estudados, haja visto a forte correlação entre a distribuição dos mesmos e esta variável no verão (Tabela 9).

Em relação a estrutura funcional, pode-se observar que o agrupamento dos indivíduos em guildas não gerou diferenças apreciáveis nas correlações entre a comunidade estudada e as variáveis ambientais (Tabela 9).

Tabela 8. Análise BIOENV entre a comunidade de EPT e as variáveis ambientais, para três níveis de agrupamento dos indivíduos: por Gêneros (Taxonomia), por hábito alimentar (Guildas tróficas) e por estratégia de vida (Guildas de estratégia de vida). Todos as relações foram significativas para $p < 0,05$.

	Variáveis selecionadas	rho	p-permutado
Inverno			
Taxonomia	Dossel + Condutividade	0,334	0,003
Guildas tróficas	Dossel + Condutividade	0,334	0,008
	Dossel + Mercúrio	0,305	0,008
Guildas de estratégia de vida	Condutividade	0,247	0,04
Verão			
Taxonomia	Nitrogênio total	0,595	0,0002
Guildas tróficas	Nitrogênio total	0,589	0,0002
Guildas de estratégia de vida	Nitrogênio total	0,611	0,0002

2.5 DISCUSSÃO

Embora não tenha sido um objetivo explícito do trabalho, os resultados obtidos mostraram diferenças evidentes entre as estações do ano, tanto nas variáveis ambientais, quanto na estrutura da comunidade de EPT e, principalmente, nas relações entre ambas. Tal fato vem de encontro ao observado por Johnson et al. (2012), os quais sugeriram que, ao se agrupar os dados em estudos com macroinvertebrados bentônicos, o mesmo seja feito por estação do ano. Deste modo evita-se misturar padrões distintos, que podem se anular, confundindo o sinal dos impactos ambientais analisados.

Como esperado, a fauna de EPT foi fortemente influenciada pela expansão urbana nas sub-bacias. Entretanto, o impacto não afetou todos os Gêneros da mesma maneira, como será melhor discutido abaixo, o que se constitui em claro indício de que o uso do agrupamento EPT, no nível de Ordem, pode levar a erros na avaliação e monitoramento dos impactos.

Entre as métricas de diversidade analisadas, a riqueza taxonômica revelou-se altamente sensível aos impactos analisados. Pôde-se notar que a queda na riqueza taxonômica esteve relacionada principalmente aos Gêneros menos abundantes, os quais foram mais suscetíveis ao impacto estudado, não ocorrendo nos riachos ESI. Este fato corrobora a idéia de que a baixa densidade populacional é um dos principais fatores associados a extinções locais (McKinney, 1997). Já a queda da abundância no ambiente mais impactado, observada no inverno, pode ser explicada pela redução no *fitness* dos organismos, pois a energia disponível para o desenvolvimento orgânico e a reprodução é desviada para os processos de desintoxicação, fuga, ou resistência as perturbações (Beeby, 1994), resultando em menor capacidade reprodutiva, o que leva a populações com densidades menores.

De maneira complementar, as métricas alternativas de diversidade, delta* e lambda+, mostraram que os impactos urbanos levam não só a um empobrecimento da comunidade, mas também a um desequilíbrio na sua estrutura taxonômica, favorecendo algumas linhagens, em detrimento de outras. No caso em questão, Ephemeroptera foi claramente tolerante aos impactos nos riachos ESI, perdendo apenas uma Família e um Gênero, enquanto Trichoptera foi muito sensível, apresentando uma redução de 50% no número de Famílias e de Gêneros. Destaque-se que delta, por não considerar se os indivíduos pertenciam ao mesmo Gênero e delta+, por ser binário, não permitiram discriminar os grupos BSI e ESI, indicando que o menor conteúdo informativo destas métricas, resultou na perda da capacidade de detectar o impacto antrópico analisado.

A análise INDVAL taxonômica mostrou que *Americabaetis* e *Baetodes* se beneficiaram dos impactos da urbanização, ao menos no verão. Esta tolerância da Família Baetidae as alterações antropogênicas no ambiente, já foi observada em outros locais (Buss e Salles, 2007), levando inclusive alguns autores a subtraírem Baetidae do agrupamento EPT (Miller et al., 2004), para que o mesmo possa continuar sendo utilizado como indicador de qualidade ambiental. Embora, no geral, a análise INDVAL tenha refletido bem as respostas da fauna de EPT aos impactos, alguns resultados exigiram ponderação. O Gênero *Phylloicus*, por exemplo, não ocorreu nos riachos mais impactados (ESI), mas teve valor indicador baixo para o ambiente menos impactado (BSI). Tal fato, pode ser atribuído a baixa abundância de

Phylloicus no ambiente BSI. Entretanto, esta é uma característica natural deste Gênero na região Neotropical, sendo que sua distribuição sofre forte influência da cobertura de dossel (ver discussão mais abaixo), o que pode ser de suma importância na avaliação do impacto estudado, revelando intolerância a alterações nesta variável e, por conseguinte, boa capacidade indicadora. De maneira oposta, *Traverhyphes* apresentou o maior valor indicador para o ambiente pouco impactado (BSI), em ambas as estações, mas sua abundância nos riachos impactados (ESI) foi a quarta maior no inverno e a segunda maior no verão, indício claro de que o Gênero é tolerante as perturbações observadas. Neste caso, o mesmo ocorreu porque o método compara o táxon com ele mesmo em ambos os ambientes, de maneira que a forte diferença na abundância de *Traverhyphes* entre os dois ambientes, e não a abundância absoluta em um e outro, foi determinante. O problema parece ser conceitual e está relacionado ao que se espera de um indicador. Desta maneira, embora tais observações não diminuam a validade do método, sugerem cautela na aplicação deste, a fim de evitar o descarte prematuro de um táxon com bom potencial indicador, ou a adoção de um que seja tolerante ao impacto analisado.

A despeito das limitações do método INDVAL, o mesmo foi útil para selecionar as guildas mais fortemente associadas a cada um dos ambientes, auxiliando no uso da estrutura funcional da comunidade para elaborar os mecanismos dos impactos. Neste contexto, merecem destaque as ausências de predadores (*predator*) e trituradores (*shredder*) nos riachos ESI. Para maior clareza, a ausência de *shredders* será tratada junto a discussão sobre cobertura de dossel. Já a alta associação de *predator* ao ambiente pouco impactado, e sua ausência nos riachos muito impactados, pode ter diversas explicações cumulativas. Em primeiro lugar, a baixa abundância observada na região, torna as populações de predadores mais suscetíveis a extinções locais, conforme discutido anteriormente. Esta é uma característica recorrente entre as populações naturais de predadores, o que torna esta guilda excelente indicadora da qualidade ambiental em diversos ecossistemas, pois a mesma é muito sensível as perturbações (Jenkins et al., 1992). Esta baixa abundância natural é fruto da baixa quantidade de energia disponível neste nível trófico (Post, 2002), que não permite sustentar grandes populações. Deste modo, a queda na abundância das presas nos riachos ESI pode ter aumentado ainda mais esta restrição, reduzindo a disponibilidade dos recursos alimentares a níveis muito baixos, insuficientes para sustentar populações locais de predadores, de maneira similar a observada por Jenkins et al. (1992). Por último, o efeito de biomagnificação ao longo das teias tróficas (Bowles et al., 2001; Croteau et al., 2005), pode ter amplificado a

toxicidade de diversas substâncias, intensificando o impacto sofrido pelos predadores, conforme detectado em *Anacroneturia* por Croteau et al. (2005).

A exemplo da análise taxonômica, algumas guildas, neste caso *swimmers* e *grazers*, se beneficiaram do impacto da urbanização, mesmo que apenas em uma estação do ano, conforme indicado pelo INDVAL. No caso dos *swimmers*, a alta capacidade natatória pode resultar numa maior capacidade de recolonização, permitindo que repovoem rapidamente os riachos urbanos, os quais são mais afetados por fortes e freqüentes enxurradas (Walsh et al., 2005). Por sua vez, os *grazers* podem estar se beneficiando do aumento na biomassa perifítica, o qual foi detectado nos riachos ESI por Moresco (2011). Tal mecanismo pode explicar o enorme sucesso de *Americabaetis* (*swimmer* + *grazer*) nos riachos ESI no verão, época do ano quando as enxurradas são mais intensas (Walsh et al., 2005). Assim, os indivíduos de *Americabaetis* podem estar se beneficiando do efeito catastrófico das enxurradas, ao recolonizarem rapidamente o ambiente, permitindo que aproveitem a abundância de alimento, numa situação de baixa competição. Em contraste, *scrapers* e *clingers* se mostraram melhor adaptados as condições de pouco impacto. Fica difícil explicar porque *scrapers* tiveram uma associação mais forte com o ambiente BSI, visto que o hábito raspador favorece o consumo de diatomáceas, as quais foram mais abundantes nos riachos ESI. Uma explicação pode ser a baixa capacidade natatória – em oposição aos *swimmers* – desta guilda, já que foi atribuído a todos os *scrapers* a estratégia de vida *clinger*. Deste modo, os mesmos não poderiam explorar a abundância de recursos como aconteceu com os *swimmers*, porque demorariam para recolonizar os locais após serem carregados pelas fortes enxurradas.

Em relação as variáveis ambientais associadas aos impactos observados, a perda da cobertura vegetal nas margens dos riachos é um dos fatores mais característicos da expansão do perímetro urbano (Paul e Meyer, 2001), e pode levar tanto a um aumento no aporte de substâncias tóxicas alóctones, pela ausência da capacidade filtrante da vegetação (Lorion e Kennedy, 2009), como a uma redução de recursos essenciais a sobrevivência da biota (Wallace et al., 1997). Esta perda de recursos se caracteriza tanto por uma menor entrada de matéria orgânica alóctone (Lorion e Kennedy, 2009; Wallace et al., 1997), o que reduz a quantidade de alimento disponível para alguns Gêneros, quanto pela redução na disponibilidade de abrigo (Landeiro et al., 2010), já que nos riachos estudados ocorreu uma queda no tamanho e freqüência dos bancos de folhiço (Moresco, 2011). Dentro deste enfoque, observou-se a ausência de *shredders* e *sprawlers* nos riachos mais impactados, sendo que esta

ausência pode ser oriunda de um efeito combinado da perda de alimento e abrigo, já que os membros destas guildas são dependentes dos bancos de folhço para realizar ambas as atividades (Merritt e Cummins, 1996). Por outro lado, como já destacado no parágrafo anterior, a redução no dossel permitiu um aumento na incidência de luz solar que atinge o leito do riacho, o que levou a um aumento na produtividade primária autóctone (Moresco, 2011), favorecendo *Americabaetis*.

A condutividade elétrica por si mesma não gera um impacto, mas é um bom indicador da concentração salina da água. Tanto pela composição dos efluentes domésticos e industriais, quanto pela lavagem das superfícies impermeáveis, como asfalto, telhados e calçadas, os riachos no perímetro urbanos recebem uma carga elevada de íons (Ternus et al., 2011; Walsh et al., 2005). A influência exata da elevação da concentração iônica na distribuição de EPT é difícil de explicar, mas deve estar relacionada a uma maior dificuldade (gasto energético, intoxicação) para realizar o balanço iônico, ao qual muitas taxa são sensíveis (Goodfellow et al., 2000). Alguns Gêneros de Trichoptera, por exemplo, possuem orifícios específicos para trocas iônicas, sendo que a Ordem Trichoptera foi a mais afetada pelos impactos, como foi relatado na discussão sobre delta* e lambda+. Reforçando tal hipótese, os Gêneros *Neotrichia* e *Leptonema*, em especial, mostraram uma relação muito forte com o ambiente com menor condutividade elétrica. No entanto, a escassez de informações a respeito do balanço iônico nestes Gêneros não permite maiores considerações.

Pela análise BIOENV, a variável que exerceu influência mais forte na distribuição da biota, embora em apenas uma estação do ano, foi o nitrogênio total, explicando cerca de 60% da distribuição de abundâncias da biota. Tal fato vem de encontro a crescente preocupação com o aumento nas concentrações deste elemento, nos corpos de água continentais, nas últimas décadas (Camargo e Alonso, 2006), devido a elevada toxicidade das frações Nitrato (NO_3^-) e, principalmente, das frações Nitrito (NO_2^-) e Amônia (NH_3).

Camargo et al. (2005) mostraram que o Nitrato compõe a maior parte do Nitrogênio total, e embora o mesmo não tenha um efeito tóxico direto, tal efeito ocorre após sua absorção e transformação em Nitrito no interior dos animais. Já a Amônia e o Nitrito, embora componham uma parcela menor do Nitrogênio total, são diretamente tóxicos a fauna, pois transformam os pigmentos transportadores de Oxigênio, Hemoglobina e Hemocianina, em formas incapazes de fazê-lo – Metahemoglobina e Metahemocianina – (Camargo et al., 2005), alteram a ação da bomba de Na^+/K^+ , prejudicando a capacidade neurotransmissora (Camargo e Alonso, 2006) e reduzem a atividade alimentar da biota aquática (Alonso e Camargo, 2004).

Neste contexto, Camargo e Alonso (2006) definiram que as concentrações seguras (exposição crônica) para a fauna de águas continentais é de 3,6 mg/L para o Nitrato e de 0,35 mg/L para Amônia e Nitrito. Os riachos urbanos na região estudada apresentaram concentrações médias de Nitrogênio total bem acima destes valores, em ambas as estações do ano, mas principalmente no inverno, quando concentrações quase três vezes maiores que as consideradas seguras foram observadas em ambos os grupos de riachos – ESI e BSI. A manutenção de altos valores de Nitrogênio no perímetro urbano, pode ser explicada pelas altas concentrações de Amônia e Nitrito no esgoto doméstico e industrial, conforme observado por Freire (2010) e Schneider (2009), em duas das sub-bacias estudadas. Já na zona rural (riachos BSI), tal aumento de concentração no inverno pode ter sido originado pelos fertilizantes aplicados no solo, ricos em Amônio (NH_4^+) e Nitrato (Camargo et al., 2005; Fertipar, 2012), pois a elevação coincidiu com o período de plantio do trigo (Iapar, 2012), cultura que necessita de grandes quantidades de Nitrogênio (30 a 60 Kg/ha – Embrapa, 2012) e é comum na região estudada (Iapar, 2012). Neste caso, o menor impacto detectado nos riachos BSI, pode ser atribuído a composição dos fertilizantes agrícolas, constituídos principalmente por Amônio, que não é tóxico para a fauna, e Nitrato, que possui uma toxicidade bem menor que o Nitrito e a Amônia do esgotamento urbano.

2.6 CONCLUSÃO

O presente trabalho mostrou que é possível avaliar os impactos da urbanização em riachos utilizando apenas o agrupamento EPT. Neste contexto, destaca-se o potencial das métricas alternativas de diversidade, como delta* e lambda+, que permitiram detectar nuances do impacto que as métricas tradicionais não permitiram, além da vantagem de serem robustas a variações no esforço amostral.

O uso de mais de uma guilda também foi fundamental, permitindo entender melhor os mecanismos relacionados a tolerância, ou intolerância, de EPT aos impactos. Embora estes mecanismos sejam hipotéticos, o agrupamento dos taxa baseado em suas estratégias de vida permitiu vislumbrar aspectos que não seriam possíveis utilizando apenas as guildas tróficas, como é hábito em estudos desta natureza.

Por outro lado, é preciso ampliar e aprofundar os conhecimentos sobre a biologia do grupo, especialmente sobre os efeitos fisiológicos e comportamentais causados por diversos

poluentes, de modo a permitir uma compreensão mais detalhada e segura dos impactos associados a expansão urbana.

Agradecimentos

Ao Prof. Almir Manoel Cunico, UFPR-Palotina, pelo auxílio nas análises; ao MCT/CNPq/CT-Hidro (Proc. 555185/2006-0) pelo financiamento do projeto; a CAPES e ao PEA-UEM pela bolsa de estudos que financiou o autor do artigo.

REFERÊNCIAS

Alonso, A., Camargo, J.A., 2004. Toxic Effects of Unionized Ammonia on Survival e Feeding Activity of the Freshwater Amphipod *Eulimnogammarus toletanus* (Gammaridae, Crustacea). *Bulletin of Environmental Contamination e Toxicology* 72, 1052–1058.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26, 32–46.

Angrisano, E. B., 1995. Insecta Trichoptera. In: Lopretto, E.C. e Tell, G. (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales, metodologia para su estudio*. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata, pp. 1199-1237.

Baptista, D.F., Buss, D.F., Dias, L.G., Nessimian, J.L., Da Silva, E.R., De Moraes Neto, A.H.A., Carvalho, S.N., De Oliveira, M.A., Andrade, L.R., 2006. Functional feeding groups of brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Annales de Limnologie / International Journal of Limnology* 42(2), 87-96.

Baptista, D.F., Buss, F.D., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 83-94.

Beeby, A., 1994. *Applying Ecology*. Chapman e Hall, London.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Stanzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523.

Bowles, K.C., Apte, S.C., Maher, W.A., Kawei, M., Smith, R., 2001. Bioaccumulation e biomagnification of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Canadian Journal of Fisheries e Aquatic Sciences* 58, 888–897.

- Buss, D.F., Salles, F.F., 2007. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring e Assessment* 130, 365–372.
- Camargo, J.A., Alonso, A., 2006. Ecological e toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32, 831–849.
- Camargo, J.A., Alonso, A., Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere* 58, 1255–1267.
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- Clarke, K.R., Ainsworth M., 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92, 205-219.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2006. PRIMER v6: User manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35, 523-531.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001a. Change in marine communities: an approach to statistical analysis e interpretation. 2ed. Primer-E, Plymouth.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001b. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216, 265-278.
- Clarke, K.R., Somerfield, P.J., Chapman, M.G., 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities e a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology e Ecology* 330, 55–80.
- Couceiro, S.R.M., Hamada, N., Luz, S.L.B., Forsberg, B.R., Pimentel, T.P., 2007. Deforestation e sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 271–284.
- Croteau, M-L., Luoma, S.N., Stewart, A.R., 2005. Trophic transfer of metals along freshwater food webs: evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnology e Oceanography* 50(5), 1511–1519.
- Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, Beaumord AC, 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.
- Dominguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D., Nieto, C., 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. (Eds.), *Aquatic biodiversity in Latin America (ABLA)*, v2. Pensoft, Moscow.
- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages e indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.

- Fogaça, F.N.O., 2011. Avaliando os impactos da urbanização em riachos neotropicais através de uma única variável. EGQ. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Freire, R., 2010. Monitoramento da qualidade da água da bacia hidrográfica do ribeirão Maringá. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Gamboa, M., Chacón, M.M., Segnini, S., 2009. Diet composition of the mature larvae of four Anacroneria species (Plecoptera: Perlidae) from the Venezuelan Andes. *Aquatic Insects* 31(1), 409-417.
- Goodfellow, W.L., Ausley, L.W., Burton, D.T., Denton, D.L., Dorn, P.B., Grothe, D.R., Heber, M.A., Norberg-King, T.J., Rodgers Jr., J.H., 2000. Major ion toxicity in effluents: a review with permitting recommendations. *Environmental Toxicology e Chemistry* 19(1), 175-182.
- Hamada, N., Couceiro, S.R.M., 2003. An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 47(3), 477-480.
- Hawkes, H.A., 1997. Origin e development of biological monitoring working party score system. *Water Research* 3, 964-968.
- Heathwaite, A.L., 2010. Multiple stressors on water availability at global to catchment scales: understanding human impact on nutrient cycles to protect water quality e water availability in the long term. *Freshwater Biology* 55, (Suppl. 1), 241-257.
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J.M., Dudgeon, D., 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories e production. In: Dudgeon D. (Ed.), *Tropical stream ecology*. Elsevier.
- Jenkins, B., Kitching, R.L., Pimm, S.L., 1992. Productivity, disturbance e food web structure at a local spatial scale in experimental container habitats. *Oikos* 65(2), 249-255.
- Johnson, R.C., Carreiro, M.M., Jin, H.S., Jack, J.D., 2012. Within-year temporal variation e life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure e biotic metrics. *Ecological Indicators* 13, 206-214.
- Junqueira, V.M., Campos, S.C.M., 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10(2), 125-135.
- Karr, J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1(1), 66-84.
- Landeiro, V.L., Hamada, N., Godoy, B.S., Melo, A.S., 2010. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure e leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 649, 355-363.
- Lecci, L.S., Froehlich, C.G., 2007. Plecoptera. In: *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.). Available in: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

- Lorion, C.M., P. Kennedy, B.P., 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers e benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology* 54, 165–180.
- Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrunnen, C., 2008. *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans e nature*. Springer.
- Mason, R.P., Laporte, J-M., Andres, S., 2000. Factors Controlling the Bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, e Cadmium by Freshwater Invertebrates e Fish. *Archives of Environmental Contamination e Toxicology* 38, 283–297.
- McKinney, M.L., 1997. Extinction vulnerability e selectivity: combining ecological e paleontological views. *Annual Review of Ecology Systematics* 28, 495–516.
- Merritt, R.W., Cummins, K.W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America* 3 ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque.
- Miller, S.W., Skinner, Q.D., Reddy, K.J., 2004. Stream assessments using biotic indices: responses to physicochemical variables. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 40(5), 1173-1188.
- Miserendino, M.L., Masi, C., 2010. The effects of land use on environmental features e functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators* 10, 311–319.
- Moore, A.A., Palmer, M.A. 2005. Invertebrate biodiversity in agricultural e urban headwater streams: implications for conservation e management. *Ecological Applications* 15, 1169–1177.
- Moresco, C., 2011. *Diatomáceas perifíticas em córregos urbanos e rurais (Maringá, Paraná, Brasil)*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Niemi, G.J., Mcdonald, M.E., 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology Evolution e Systematics* 35, 89-111.
- Oliveira, A.L.H., Nessimian, J.L., 2010. Spatial distribution e functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(4), 424-441.
- Oliveira, L.C., Froehlich, C.G., 1996. Natural history of three Hydropsychidae (Trichoptera, Insecta) in a "Cerrado" stream from northeastern São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13 (3), 755-762.
- Paul, M.J., Meyer, J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology e Systematics* 32, 333–365.
- Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2), 181-204.

Post, D.M., 2002. The long e short of food-chain length. *Trends in Ecology e Evolution* 17(6), 269-277.

Queiroz, D.R.E., 2003. Atlas geoambiental de Maringá – da análise a síntese: a cartografia como subsídio ao planejamento de uso e ocupação do espaço. Clichetec, Maringá.

Roque, F.O., Corbi, J.J., Trivinho-Strixino, S., 2000. Considerações sobre a utilização de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de córregos do Estado de São Paulo. In: Espíndola, E.L.G., Paschoal, C.M.R.B., Rocha, O., Bohrer, M.B.C., Oliveira Neto, A.L. (Eds.), *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. RiMa, São Carlos, p. 115-126.

Rosenberg, D.M., Resh, V.H., 1993. *Freshwater biomonitoring e benthic macroinvertebrates*. Chapman e Hall, New York.

Schneider, R.M., 2009. Qualidade da água e deposição de sedimentos em trechos da bacia hidrográfica do rio pirapó representados pelo ribeirão Maringá. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Statzner, B., Bis, B., Dolédec, S., Usseglio-Polatera, U., 2001. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic e Applied Ecology* 2, 73–85.

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

Thorne, R.J.; Williams, W.P., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37, 671-686.

Tomanova, S., Goitia, E., Helesic, J., 2006. Trophic levels e functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556, 251-264.

Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L., Webster, J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277, 102-104.

Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge e the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3),706–723.

Warwick, R.M., Clarke, K.R., 1995. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress series* 129, 301-305.

Warwick, R.M., Clarke, K.R., 2001. Pratical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: Annual Review* 39, 207-231.

Wenger S.J., Roy, A.H., Jackson, C.R., Bernhardt, E.S., Carter, T.L., Gibson, C.A., Hession, W.C., Kaushal, S.S., Marti, E., Meyer, J.L., Palmer, M.A., Paul, M.J., Purcell, A.H., Ramírez, A., Rosemond, A.D., Schofield, K.A., Sudduth, E.B., Walsh, C.J., 2009. Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society* 28(4), 1080–1098.

Wiggins, G. B., 1996. Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera) 2 ed. University of Toronto Press Incorporated, Toronto.

Wiggins, G.B., Mackay, R.J., 1978. Some relationships between systematics e trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special reference to trichoptera. Ecology 59(6), 1211-1220.

Embrapa, 2012. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Trigo/CultivodeTrigo/adubacao.htm#sub2_2>. Acesso em: 20 mar. 2012.

Fertipar, 2012. Disponível em: <<http://www.fertipar.com.br/tecnico/nitrogenio>>. Acesso em 20 mar. 2012.

Iapar, 2012. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1088>>. Acesso em 20 mar. 2012.

3 SUFICIÊNCIA TAXONÔMICA DE EPT (EPHEMEROPTERA-PLECOPTERA-TRICHOPTERA) NA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS URBANOS EM RIACHOS NEOTROPICAIS: FAMÍLIA NÃO SÓ É SUFICIENTE, MAS MELHOR QUE GÊNERO

Resumo

As diferenças no conteúdo informativo expresso pelo agrupamento EPT (Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera), em diferentes níveis taxonômicos – análise de Suficiência Taxonômica, foram avaliadas em relação aos impactos da expansão urbana em nove riachos de 1ª, 2ª e 3ª ordem, além de ter sido analisado o efeito que as transformações numéricas dos dados geram neste padrão. Uma NMDS de dois estágios foi utilizada para determinar simultaneamente as relações entre as resoluções taxonômicas Gênero, Família e Ordem e as resoluções numéricas abundância bruta, raiz quadrada, raiz quarta, logaritmo natural e presença/ausência (P/A) dos taxa. A significância das relações observadas foi testada através de uma Permanova. A performance de três métricas de diversidade e da análise INDVAL, nas três resoluções taxonômicas, foi avaliada para complementar a NMDS de dois estágios. Observou-se um aumento na dissimilaridade entre as matrizes, da abundância bruta para a P/A, com estas duas resoluções numéricas gerando matrizes distintas entre si. As três resoluções intermediárias geraram informações semelhantes, podendo ser utilizadas indistintamente. A Suficiência Taxonômica foi obtida no nível de Família, destacando-se que o mesmo não só recuperou o conteúdo informativo do nível de Gênero, mas gerou indicadores mais sensíveis e robustos ao impacto analisado. Por outro lado, os resultados obtidos desaconselham a continuidade do uso de EPT no nível de Ordem, mesmo subtraindo Baetidae, como tem sido feito em alguns trabalhos, pois o mesmo confundiu informações distintas, oriundas de taxa com sensibilidades inversas ao impacto, alterando os resultados obtidos nos outros níveis (Gênero e Família). Deste modo, concluiu-se que o nível de Família é o mais indicado ao se utilizar EPT para monitorar impactos antrópicos em riachos, visto que gera o sinal mais forte, além de permitir uma identificação taxonômica rápida e precisa dos indivíduos.

Palavras-chave: Resolução taxonômica; Resolução numérica; Insetos aquáticos; Urbanização; Biomonitoramento.

3.1 INTRODUÇÃO

Uma das principais questões ligadas aos programas de biomonitoramento dos corpos de água é a definição de qual resolução taxonômica utilizar. Devido ao seu caráter contínuo e a ampla área geográfica que abrangem, tais programas necessitam que os resultados das análises sejam obtidos rapidamente, para que possam retroalimentar as ações de manejo empregadas. Abordando a questão, Marshal et. al. (2006) calcularam o tempo gasto na

identificação dos organismos em diferentes níveis taxonômicos e mostraram que do nível de Família para baixo o tempo gasto em tal procedimento aumenta drasticamente, o que pode tornar o programa excessivamente dispendioso, para não dizer inviável. Neste contexto, Ellis (1985) propôs o conceito de suficiência taxonômica (ST) nos programas de biomonitoramento, o que suscitou um extenso debate na literatura. De um lado, os críticos alegaram que o agrupamento das espécies em níveis taxonômicos maiores gera perda de informação significativa, alterando os resultados e, por conseguinte, a interpretação dos mesmos (Craston, 1990; Jones, 2008; Lenat e Resh, 2001; Maurer, 2000). De outro lado, os defensores da idéia alegaram que tudo depende dos objetivos do trabalho (Jones, 2008; Lampadariou et al., 2005; Melo, 2005; Olsgard e Sommerfield, 2000; Waite et al., 2004), sendo necessário apenas que o padrão observado em níveis menores não seja alterado. Assim, a economia de tempo e pessoal (Lampadariou et al., 2005; Marshall et al., 2006) é justificada, pois a capacidade de detectar e interpretar o impacto analisado não é alterada. Apesar do intenso debate, e de grande parte dos trabalhos ter concluído que é possível utilizar Famílias nos programas de biomonitoramento (Jones, 2008), a questão ainda permanece controversa (Bouchard, 2005), especialmente por que os métodos empregados para determinar a ST variam muito de estudo para estudo.

Determinar a ST torna-se ainda mais crucial nos neotrópicos. Isto porque, o conhecimento sobre a taxonomia de boa parte da biota aquática, especialmente os insetos, é deficiente (Jacobsen et al., 2008; Jones, 2008) e os recursos financeiros e humanos são escassos. Deste modo, tem-se que lidar por um lado com uma biota megadiversa, e pouco conhecida, e por outro conta-se com poucos recursos financeiros e poucos profissionais capacitados para identificar os organismos, de maneira confiável, em níveis taxonômicos como Gênero ou Espécie – ver Hewlett (2000) para uma avaliação da precisão nas identificações.

Outra questão pendente, é entender qual o efeito que a resolução numérica adotada causa nos resultados, em especial nas análises multivariadas. Conforme observado em alguns estudos (Bowman e Bailey, 1997; Heino, 2008; Melo, 2005; Mistri e Rossi, 2001), as transformações efetuadas nas abundâncias das espécies, com o intuito de equilibrar o sinal dos taxa mais abundantes e mais raros, geram diferenças mais drásticas nos resultados do que a própria resolução taxonômica empregada. Isto acaba criando muitas dúvidas acerca de qual resolução numérica empregar, na hora de analisar os dados coletados.

Dentro deste enfoque, o presente estudo investigou os efeitos que as resoluções taxonômica e numérica causaram na capacidade de detectar e avaliar os impactos causados pela urbanização em riachos. Para tanto, o agrupamento EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) – foi escolhido como modelo para as análises. Tal escolha se baseou em três critérios: primeiro, EPT é largamente utilizado em programas de biomonitoramento dos corpos de água, por ser sensível a uma ampla gama de impactos antropogênicos e reagir rapidamente aos mesmos (Bonada et al., 2006). Em segundo lugar, porque a taxonomia do grupo até o nível de Gênero é relativamente bem resolvida na região Neotropical, se comparado a outros grupos de insetos como Díptera e Coleóptera, tornando o processo de identificação confiável. E por último, porque dentro do objetivo de simplificar os métodos empregados para detectar e analisar os impactos, a restrição a um grupo relativamente pequeno e bem conhecido como EPT, permite agilizar o processo de obtenção, análise e interpretação da informação.

Deste modo, o presente trabalho procurou responder as duas questões: Principal: Qual a menor resolução taxonômica, que permite identificar adequadamente os impactos da urbanização em riachos (análise de Suficiência Taxonômica)? Secundária: Como a resolução numérica influencia o padrão multivariado observado?

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

As amostragens foram realizadas em nove riachos de 1^a, 2^a e 3^a ordem (*sensu* Strahler, 1957), pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Pirapó (5.067 Km² de área), município de Maringá, estado do Paraná, Brasil (Figura 1). As altitudes predominantes na região estudada variaram de 380 a 540 m, sendo o clima do tipo Cfa Subtropical Úmido Mesotérmico, com concentração de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida e com temperatura média anual de 21 °C (Queiroz, 2003). A paisagem caracteriza-se por um mosaico de atividades agrícolas e de desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana do município, o qual se destaca como um importante centro agro-industrial da região (Cunico, 2012). Os nove riachos estudados foram separados em altamente urbanizados – grupo mais impactado, cuja área de superfície impermeável do solo na sub-bacia (SI) foi superior a 9% (grupo ESI), e pouco urbanizados – grupo menos impactado, cuja SI foi inferior a 2% (grupo BSI). A base empírica para tal separação foram os trabalhos de Cunico (2012) e Fogaça et al.

(2011), de tal modo que o grupo ESI foi formado pelos riachos Nazaré (NAZ), Mandacarú (MAN), Guaiapó (GUA) e Miosótis (MIO), enquanto o grupo BSI foi formado pelos riachos Água da Roseira (ARO), Água Queçaba (AQU), Remo (REM), Romeira (ROM) e Zaúna (ZAU) (Figura 1 e Tabela 1).

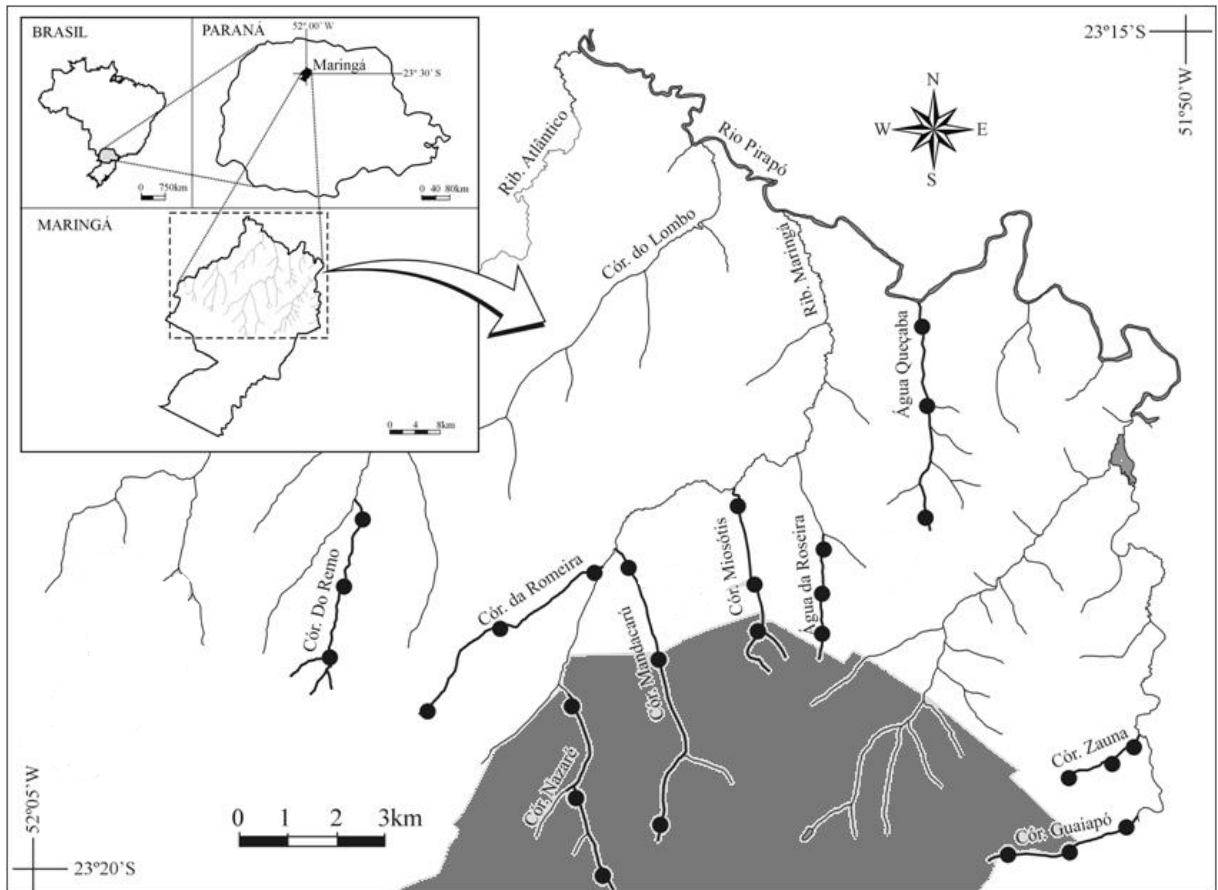


Figura 1. Localização da área de estudo com a disposição dos riachos e pontos de coleta. A extensa área cinza delimita o perímetro urbano da cidade de Maringá.

3.2.2 Coleta e processamento da fauna de EPT

As amostras foram coletadas em julho de 2007 (inverno) e fevereiro de 2008 (verão), em três trechos de cada riacho, ao longo de um gradiente longitudinal (trecho de cabeceira, trecho intermediário e trecho de foz), totalizando 27 estações de amostragem (Figura 1). Para obter uma estimativa melhor da composição da comunidade em cada trecho, foram coletadas três amostras em cada estação de amostragem, as quais foram posteriormente somadas. Os insetos foram coletados através de um amostrador Surber ($0,09 \text{ m}^2$) com abertura de malha de $250 \mu\text{m}$ e fixados em formol 4%, tamponado com carbonato de cálcio. As larvas de insetos

foram triadas e identificadas sob microscópio estereoscópico. As identificações foram feitas até o nível de Gênero, utilizando as chaves de identificação de Angrisano (1995), Wiggins (1996), Hamada e Couceiro (2003), Pes et al. (2005), Domínguez et al. (2006) e Lecci e Froehlich (2007), posteriormente confirmadas por especialistas.

Tabela 1. Características das sub-bacias de cada riacho analisado (adaptado de Cunico, 2012).

Riachos	Código	Área de drenagem (ha)	Urbanização (%)	Superfície impermeável (%)
Nazaré	NAZ	867,93	100,0	34,8
Mandacarú	MAN	1504,90	82,5	30,8
Guaiapó	GUA	1596,80	73,6	33,4
Miosótis	MIO	1213,86	56,7	9,3
Água da Roseira	ARO	867,50	18,8	1,2
Água Queçaba	AQU	984,69	5,2	1,6
Remo	REM	792,33	0,5	0,5
Romeira	ROM	895,99	0,0	0,5
Zaúna	ZAU	297,49	0,0	1,6

3.3 Análise dos dados

Para anular os efeitos das flutuações sazonais na abundância de EPT (Johnson et al., 2012; Melo, 2005), todas as análises foram realizadas de maneira independente para as estações de inverno e verão.

Para avaliar o efeito da resolução numérica no padrão multivariado observado, as abundâncias brutas dos Gêneros de EPT foram submetidas a quatro transformações: raiz quadrada, raiz quarta, $\log_e(x+1)$ e presença-ausência. O efeito da resolução taxonômica foi avaliado repetindo este procedimento com os indivíduos agrupados por Família e Ordem. No total foram construídas 30 matrizes, 15 para o inverno e 15 para o verão, com todas as combinações possíveis entre as resoluções numéricas e taxonômicas (Figura 2). Foi então realizada uma análise de ordenação não-métrica multidimensional escalonada de dois estágios (NMDS de dois estágios – Somerfield e Clarke, 1995). O primeiro estágio consistiu em obter uma matriz de similaridade da fauna entre os pontos amostrais para cada uma das 15

combinações de resoluções numéricas e taxonômicas (Figura 2). Estas matrizes foram definidas pelas distâncias de Bray-Curtis (Jaccard para a matriz de presença/ausência) entre as abundâncias relativas dos taxa. Posteriormente os valores das distâncias em cada matriz foram ranqueados e foram calculadas as correlações de Spearman entre todos os pares de matrizes possíveis (Figura 2 e Anexo 1). Os valores de Rho obtidos para cada par de matrizes foram então utilizados para construir uma matriz de similaridade entre as matrizes, a qual serviu de base para uma nova ordenação (segundo estágio da NMDS), onde cada ponto na ordenação passou a representar uma das matrizes combinando as resoluções numéricas e taxonômicas (Figura 2). Deste modo, a NMDS final representa as relações de similaridade entre as matrizes, permitindo analisar a um mesmo tempo os efeitos das resoluções numéricas e taxonômicas no padrão multivariado.

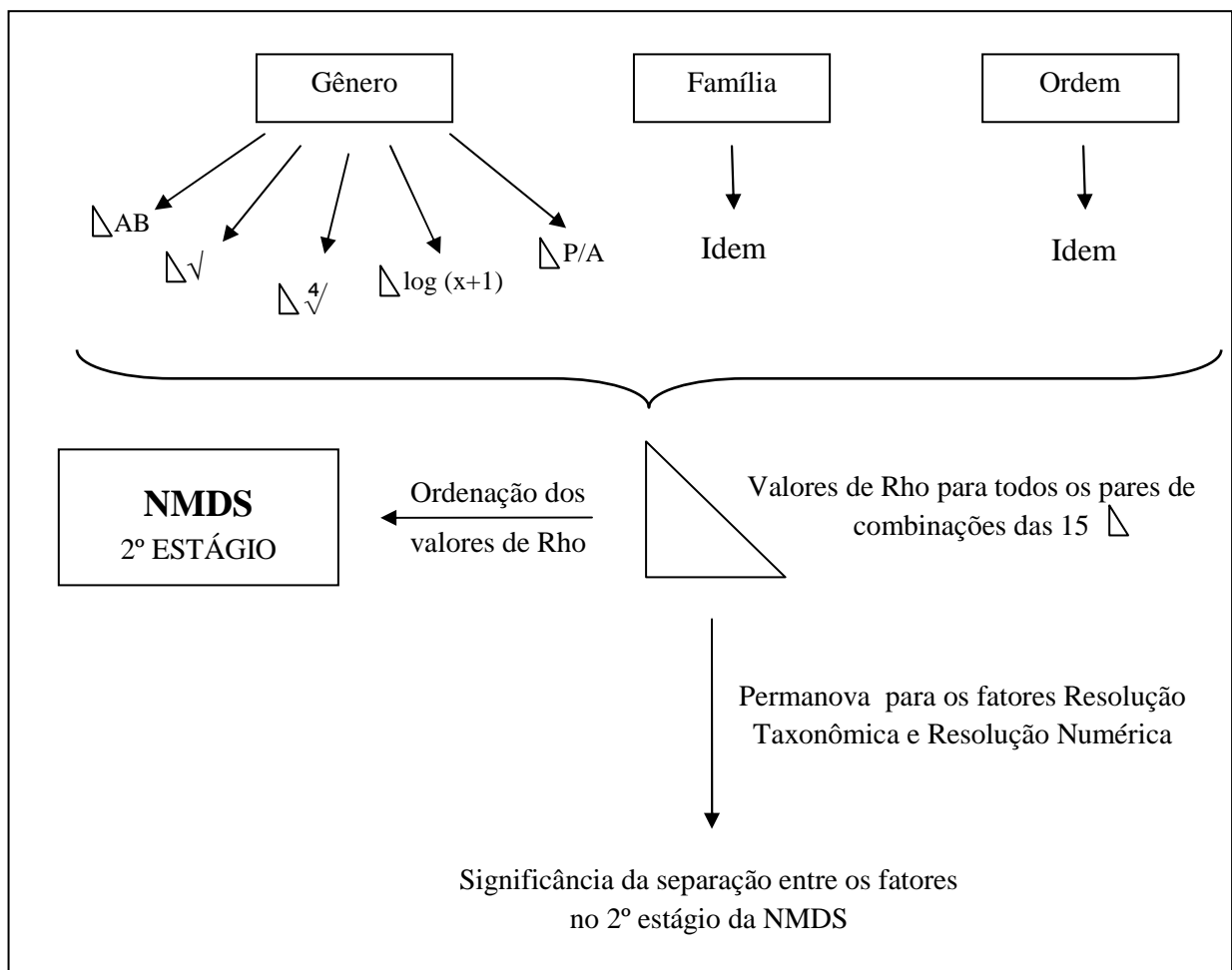


Figura 2. Diagrama ilustrando a sequência da NMDS de dois estágios (ver texto para maiores detalhes). AB = abundância bruta; $\sqrt{\quad}$ = raiz quadrada; $\sqrt[4]{\quad}$ = raiz quarta; $\log(x+1)$ = logaritmo natural de $x+1$; P/A = presença ausência; \triangle = matriz triangular.

Para determinar se as separações observadas na NMDS eram significativas estatisticamente, foi realizada uma Permanova para cada um dos fatores analisados (Figura 2). Assim, foi testada a diferença entre cinco fatores para a resolução numérica (abundância bruta, raiz quadrada, raiz quarta, logaritmo natural e presença/ausência) e entre três fatores (Gênero, família e Ordem) para a resolução taxonômica. Devido ao baixo número de permutações únicas gerado, foi utilizada uma estimativa da assíntota de distribuição destas permutações com base no teste de Monte-Carlo, para obter poder estatístico suficiente na estimativa de p , conforme descrito por Anderson e Robinson (2003) e Anderson et al. (2008).

Complementando os resultados obtidos com a NMDS de dois estágios, a sensibilidade de quatro métricas da comunidade biótica, comumente utilizadas na avaliação de impactos ambientais, foi comparada sob as três resoluções taxonômicas estudadas: riqueza taxonômica, diversidade de Shannon, equitabilidade de Simpson e valor indicador dos taxa (INDVAL – Dufrene e Legendre, 1997).

3.4 RESULTADOS

A lista com todos os taxa utilizados nas análises, e suas respectivas abundâncias em cada grupo de riachos, encontra-se no Anexo 2.

A NMDS de dois estágios mostrou que existe uma alta similaridade entre as matrizes de Gênero e Família, e uma divergência destas com as matrizes de Ordem, em ambas as estações (Figura 3). Desde as matrizes de abundância bruta, onde os taxa mais abundantes tem mais peso, até as matrizes de presença/ausência, onde o peso dos taxa abundantes e raros é equivalente, foi possível observar uma alta similaridade entre as resoluções taxonômicas de Gênero e Família (Figura 3). Observou-se também que as três resoluções numéricas intermediárias – raiz quadrada, raiz quarta e logaritmo natural – apresentaram-se bastante próximas umas das outras, especialmente as duas últimas, evidenciando uma alta similaridade entre as mesmas (Figura 3).

Os resultados da Permanova corroboraram tais observações. Para o inverno não foi detectada diferença significativa entre as resoluções taxonômicas de Gênero e Família e ambas foram distintas de Ordem (Tabela 3). No verão, houve diferença marginalmente significativa entre as resoluções taxonômicas de Gênero e Ordem, não havendo diferença entre Gênero e Família, e Família e Ordem (Tabela 3). Em relação a resolução numérica,

apenas os dois extremos de tratamento, dados não transformados (abundância bruta) e transformados em presença/ausência, mostraram diferenças significativas em ambas as estações (Tabela 3).

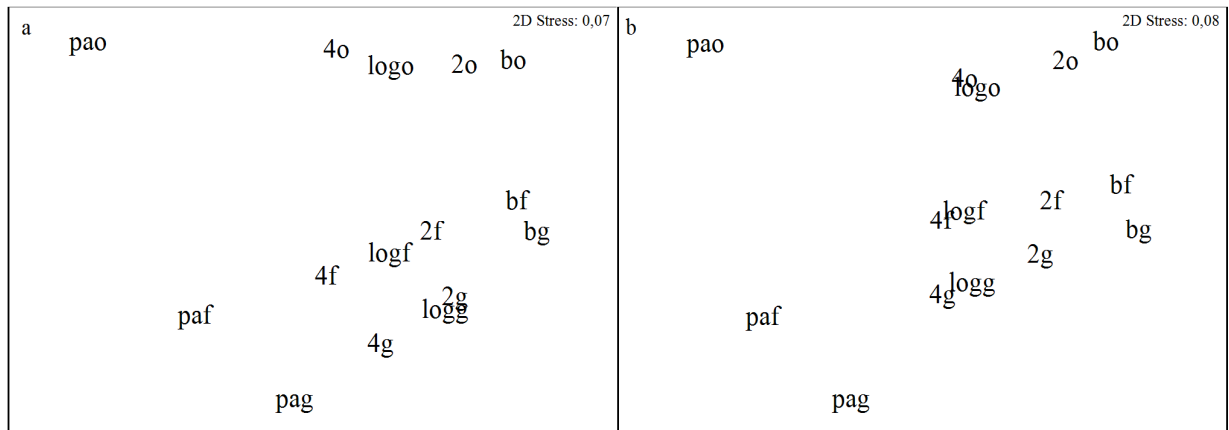


Figura 3. NMDS de dois estágios: a) inverno; b) verão. Resolução numérica: pa = presença/ausência; 4 = raiz quarta; log = logaritmo natural; 2 = raiz quadrada; b = abundância bruta. Resolução taxonômica: g = Gênero; f = Família; o = Ordem. Exemplo: paf = matriz de presença/ausência para Famílias.

De modo análogo, a riqueza taxonômica e a diversidade de Shannon mostraram um padrão de sensibilidade ao impacto semelhante para Gênero e Família, caracterizado pela queda acentuada nos valores destas métricas no grupo de riachos impactado (ESI) em ambas as estações. A exceção do índice de Shannon no verão, o padrão observado foi menos acentuado quando utilizado o nível de Ordem, indicando uma menor sensibilidade desta resolução taxonômica ao impacto (Figura 4). Os resultados obtidos para a equitabilidade de Simpson foram mais variáveis. Houve uma inversão de padrão entre o inverno e o verão para Gênero e Ordem. Em ambos os casos a dominância foi menor nos riachos mais impactados (ESI) no inverno e maior no verão, especialmente para Ordem. Já para o nível de Família, houve uma congruência no padrão observado para as duas estações, com a dominância sendo sempre menor nos riachos menos impactados (Figura 4).

Tabela 3. Permanova entre os fatores Resolução taxonômica e Resolução numérica. g = Gênero; f = Família; o = Ordem; qd = raiz quadrada; lo = logaritmo natural; pa = presença/ausência; qt = raiz quarta; br = abundância bruta. Em negrito estão os valores significativos ou marginalmente significativos para o teste de Monte Carlo ($p \leq 0,05$; 9999 permutações). O pressuposto de homogeneidade de dispersão entre os grupos foi atendido (resultados não apresentados).

Resolução taxonômica	Inverno				Verão			
	t	p(perm)	Perms únicas	p(MC)	t	P(perm)	Perms únicas	p(MC)
g, f	1,64	0,17	126	0,17	1,31	0,24	126	0,25
g, o	2,66	0,01	126	0,02	1,86	0,05	126	0,07
f, o	2,37	0,03	126	0,05	1,66	0,10	126	0,12
Resolução numérica	t	p(perm)	Perms únicas	p(MC)	t	p(perm)	Perms únicas	p(MC)
qd, lo	0,74	0,51	10	0,55	0,94	0,50	10	0,43
qd, pa	2,15	0,10	10	0,07	0,75	0,50	10	0,54
qd, qt	0,84	0,50	10	0,48	1,09	0,50	10	0,36
qd, br	0,92	0,50	10	0,43	2,21	0,10	10	0,04
lo, pa	1,77	0,10	10	0,12	1,96	0,11	10	0,07
lo, qt	0,65	0,60	10	0,61	0,49	0,69	10	0,75
lo, br	1,71	0,29	10	0,15	1,22	0,30	10	0,28
pa, qt	1,09	0,50	10	0,36	2,15	0,10	10	0,06
pa, br	3,33	0,10	10	0,01	2,94	0,10	10	0,01
qt, br	2,02	0,10	10	0,09	1,55	0,10	10	0,14

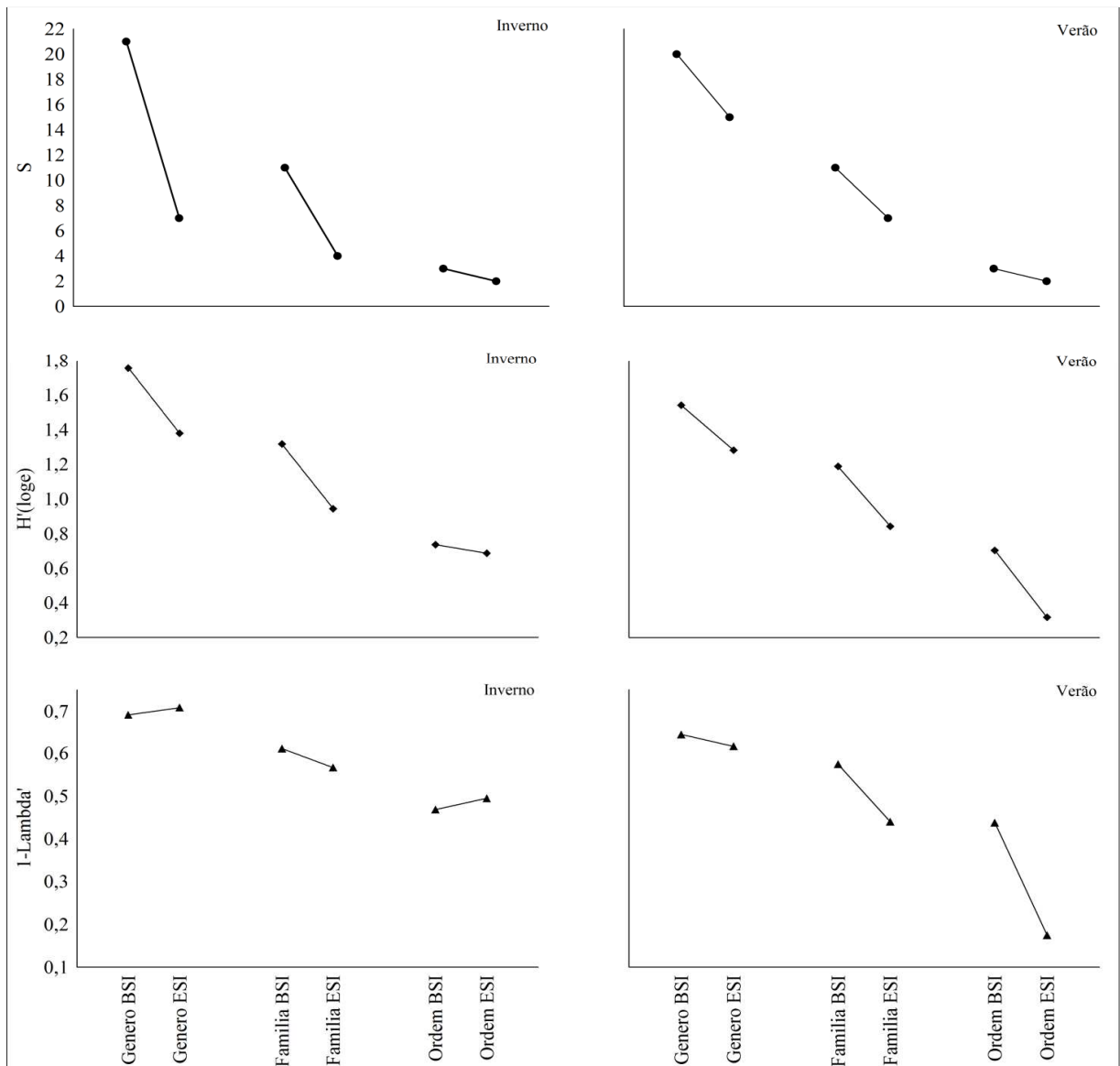


Figura 4. Padrão observado de sensibilidade ao impacto para três métricas de diversidade da comunidade de EPT, nas três resoluções numéricas estudadas, para as estações de inverno e verão. S = riqueza taxonômica; H' = diversidade de Shannon; 1-Lambda = equitabilidade de Simpson. BSI = grupo de riachos pouco impactado; ESI = grupo de riachos muito impactado.

A análise de valor indicador (INDVAL) mostrou que os maiores valores foram obtidos com os indivíduos agrupados por Família (Tabela 4). Embora tenha sido possível obter indicadores das condições ambientais no nível de Ordem, os valores obtidos foram menores, indicando um enfraquecimento das relações dos taxa com o ambiente (Tabela 4). Tal enfraquecimento foi máximo para a Ordem Ephemeroptera no verão, onde ocorreu a perda das informações obtidas nas resoluções taxonômicas mais altas (Tabela 4). Por outro lado, as Ordens Plecoptera, e especialmente Trichoptera, foram boas indicadoras da condição pouco

impactada em ambas as estações (Tabela 4). No caso de Plecoptera, esta apresentou apenas um Gênero na região estudada, o que fez os valores indicadores para Gênero, Família e Ordem serem os mesmos (Tabela 4).

Tabela 4. INDVAL para as diferentes resoluções taxonômicas analisadas. Abund = abundância do táxon; BSI = grupo de riachos pouco impactado; ESI = grupo de riachos muito impactado. * = táxon indicador do grupo BSI; ** táxon indicador do grupo ESI.

	Abund ESI	Abund BSI	Valor indicador	P		Abund ESI	Abund BSI	Valor indicador	P
Verão					Inverno				
Ordem									
Ephemeroptera	2816	2646	-	-	Ephemeroptera	107	1323	90,7*	<0,01
Trichoptera	301	1047	73,6*	0,01	Trichoptera	137	646	73,1*	0,06
Plecoptera	0	101	73,3*	<0,01	Plecoptera	0	51	64,3*	0,00
Família									
Baetidae	2257	207	93,2**	<0,01	Leptohyphidae	24	1180	97,5*	<0,01
Leptohyphidae	533	2284	77,4*	0,01	Hydroptilidae	1	265	78,2*	<0,01
Perlidae	0	101	73,3*	<0,01	Leptophlebiae	0	105	64,3*	<0,01
Hydropsychidae	265	916	68,5*	0,06	Perlidae	0	51	64,3*	<0,01
Gênero									
<i>Baetodes</i>	465	114	83,6**	0,01	<i>Traverhyphes</i>	23	1064	97,5*	<0,01
<i>Americabaetis</i>	1788	93	80,0**	0,02	<i>Neotrichia</i>	0	189	78,6*	<0,01
<i>Leptonema</i>	46	449	76,8*	<0,01	<i>Farrodes</i>	0	105	64,3*	<0,01
<i>Traverhyphes</i>	525	2155	76,7*	0,01	<i>Anacroneuria</i>	0	51	64,3*	<0,01
<i>Anacroneuria</i>	0	101	73,3*	<0,01					

3.5 DISCUSSÃO

As três classes de resolução numérica identificadas no presente estudo, dados não transformados (abundância bruta), dados moderadamente transformados (raiz quadrada, logaritmo natural e raiz quarta) e dados drasticamente transformados (presença/ausência), corroboraram os resultados obtidos por Mistri e Rossi (2001) e Heino (2008). Tais autores também observaram que transformações moderadas das abundâncias geram resultados semelhantes e que quanto mais drásticas as transformações efetuadas, maiores as diferenças entre as matrizes agrupadas em diferentes níveis taxonômicos. Tal efeito pode ser atribuído a dominância de certos taxa; assim, ao utilizar-se a abundância bruta, poucos Gêneros determinaram o padrão, de modo que o mesmo perdeu pouca informação com a agregação em resoluções menores. Por outro lado, ao se transformar os dados em binários, cada Gênero passou a ter o mesmo peso, de modo que ocorreu uma diferença acentuada no conteúdo de informação expresso pelos Gêneros (não agregado), em relação ao conteúdo informativo expresso pelas Ordens (agregação máxima analisada). Entre estes dois extremos, as transformações moderadas geraram padrões equivalentes, podendo-se afirmar que os resultados obtidos com qualquer transformação utilizada, contanto que não se converta os dados em binários, gerará resultados comparáveis.

Em relação a resolução taxonômica, Olsgard e Somerfield (2000), Olsgard et al. (1998) e Waite et al. (2004) observaram que em locais sujeitos a forte impacto ambiental, a baixa diversidade reduz a divergência adaptativa, o que permite recuperar o padrão multivariado detectado no nível de espécie, utilizando resoluções taxonômicas bem mais baixas, como Classe. No entanto, apesar do impacto ambiental aqui analisado ter sido forte (Fogaça et al., 2012), a perda de informação do nível de Gênero para o nível de Ordem foi significativa e prejudicou a interpretação dos resultados.

Tal fato deveu-se principalmente ao agrupamento de indivíduos com afinidades ambientais opostas no nível de Gênero, como pôde ser constatado através do INDVAL, o que confundiu os efeitos do impacto, alterando os resultados obtidos para as resoluções taxonômicas de Gênero e Família. Observando as abundâncias relativas dos taxa em Família, é possível perceber que Baetidae possui forte relação com o ambiente ESI, ao passo que Leptohyphidae possui forte relação com o ambiente BSI. O agrupamento de ambas as Famílias no nível de Ordem confundiu a informação, anulando o valor indicador do táxon Ephemeroptera (Tabela 4). Tal confusão não aconteceu no nível de Família porque os Gêneros indicadores da condição mais impactada, *Baetodes* e *Americabaetis*, pertencem a

mesma Família, Baetidae, do mesmo modo que os Gêneros mais relacionados a condição menos impactada, como *Traverhyphes*, pertencem a uma única Família, LeptoHyphidae. Esta informação é de suma importância, visto que os taxa Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) costumam ser utilizados em programas de biomonitoramento no nível de Ordem, compondo diversos índices de qualidade ambiental (Bonada et al., 2006). Deste modo, faz-se necessário separar os taxa que não são sensíveis aos impactos antropogênicos no ambiente, como por exemplo a Família Baetidae. Alguns autores já vem adotando tal postura, através da subtração de Baetidae da abundância total de EPT (Miller et al., 2004). Ainda assim, os resultados aqui analisados mostraram que outros taxa apresentaram elevada abundância relativa nos riachos mais impactados (e.g. *Smicridea*), fazendo desaconselhar o uso de EPT no nível de Ordem.

Por outro lado, constatou-se que o nível taxonômico de Família reteve conteúdo informativo suficiente para identificar de forma correta o impacto analisado e seus efeitos na comunidade, conforme já havia sido observado em diversos estudos (Jones, 2008). Mais ainda, de maneira semelhante ao observado por Chaves et al. (2008) e Feio et al. (2006), os resultados indicaram que o uso do nível de Família é até mais eficiente, e no presente estudo também mais robusto, para detectar e monitorar o impacto que o uso do nível de Gênero, conforme discutido abaixo.

Em locais impactados espera-se uma dominância maior na comunidade, devido a forte pressão seletiva desfavorável aqueles indivíduos que não toleram as novas condições ambientais (Bouchard et al., 2005; Olsgard e Somerfield, 2000; Waite et al., 2004). No entanto, padrão inverso foi observado através da equitabilidade de Simpson no nível de Gênero, onde os riachos mais impactados apresentaram menor dominância no inverno. Tal fato pode ser atribuído as propriedades da métrica, pois a baixa quantidade de informação obtida no inverno (abundância) foi insuficiente para que fosse gerada uma estimativa correta da dominância. Este problema já foi analisado por Clarke e Warwick (2001), que concluíram que em situações onde a abundância ou a riqueza taxonômica são muito baixas, as métricas de equitabilidade, mesmo a de Simpson, são instáveis, flutuando muito, o que pode gerar resultados incongruentes ao longo do tempo e/ou do espaço. Ao que parece, o agrupamento dos indivíduos em Família aumentou a robustez da métrica, ao minimizar o efeito da baixa abundância verificada no nível de Gênero, garantindo uma abundância mínima adequada dentro de cada taxa, sem no entanto gerar uma simplificação excessiva da informação, como aconteceu no nível de Ordem.

De maneira semelhante, o agrupamento dos indivíduos no nível de Família amplificou o sinal dos Gêneros indicadores com a mesma afinidade ambiental, em linha com o proposto por Smith e Simpson (1993) e Warwick (1988), resultando em valores indicadores maiores para a Família em comparação aos seus Gêneros componentes, como pôde ser observado para Baetidae e Leptohyphidae. Para apenas um dos nove agrupamentos de Gêneros em Família – *Leptonema*/Hydropsychidae – o INDVAL resultante foi consideravelmente menor que o observado para os Gêneros separados, o que constitui-se em clara evidência de que, no nível de Família, foi possível obter indicadores para o impacto analisado melhores do que os obtidos no nível de Gênero.

É interessante notar que todas as questões acima relacionam-se em maior ou menor grau com a quantidade e distribuição da informação – a abundância dos indivíduos – entre as unidades estudadas – as três resoluções taxonômicas. Tal fato é de suma importância em programas de biomonitoramento, pois uma consequência corriqueira dos impactos antropogênicos é a redução na abundância da maioria dos organismos afetados. Isto torna os resultados obtidos ainda mais interessantes, pois ao que parece, o agrupamento dos indivíduos no nível taxonômico de Família, permite obter um sinal forte, robusto e congruente, mesmo com uma baixa quantidade de informação coletada, como foi o caso para a estação de inverno no presente estudo.

3.6 CONCLUSÃO

Dentro do objetivo proposto por este trabalho, de obter a suficiência taxonômica para correta avaliação e monitoramento dos impactos ambientais exercidos sobre os corpos de água continentais, observou-se que o nível taxonômico de Família é o mais sensível ao impacto e o mais robusto em relação as variações sazonais, de modo que, se o objetivo do projeto não é conservacionista, a identificação no nível taxonômico de Família é indicada, pois permite economizar tempo e recursos, além de gerar resultados mais confiáveis.

Por outro lado, foi possível constatar que é preciso rever o uso consagrado de EPT no nível de Ordem, pois neste nível, ocorre uma perda significativa de informação, que pode levar a interpretações equivocadas dos impactos analisados.

Agradecimentos

Ao Prof. Almir Manoel Cunico, UFPR-Palotina, pelo auxílio nas análises; ao MCT/CNPq/CT-Hidro (Proc. 555185/2006-0) pelo financiamento do projeto; a CAPES e ao PEA-UEM pela bolsa de estudos que financiou o autor do artigo.

REFERÊNCIAS

Anderson, M.J. e Robinson, J., 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. *Australian e New Zealand Journal of Statistics* 45, 301-318.

Anderson, M.J., Gorely, R.N., Clarke, K.R., 2008. *Permanova + for Primer: guide to software e statistical methods*. Primer-E, Plymouth, UK.

Angrisano, E. B., 1995. Insecta Trichoptera. In: Lopretto, E.C. e Tell, G. (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales, metodologia para su estudio*. Tomo III. Ediciones Sur, La Plata, pp. 1199-1237.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Stanzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523.

Bouchard Jr. R.W., Huggins, D., Kriz, J., 2005. A review of issues related to taxonomic resolution in biological monitoring of aquatic ecosystems with emphasis on macroinvertebrates. Prepared in fulfillment of USEPA grant X7-99790401. Central Plains Center for BioAssessment, Kansas.

Bowman, M.F., Bailey, R.C. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Canadian Journal of Fisheries e Aquatic Sciences* 54, 1802–1807.

Chaves, M.L., Rieradevall, M., Chainho, P., Costa, J.L., Costa, M.J., Prat, N., 2008. Macroinvertebrate communities of non-glacial high altitude intermittent streams. *Freshwater Biology* 53, 55–76.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis e interpretation*. 2ed. Primer-E, Plymouth.

Craston, P.S., 1990. Biomonitoring e invertebrate taxonomy. *Environmental Monitoring e Assessment* 14, 265-273.

Cunico AM, Ferreira EA, Agostinho AA, Beaumord AC, 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.

Dominguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D., Nieto, C., 2006. Ephemeroptera of South America. In: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. (Eds.), *Aquatic biodiversity in Latin America (ABLA)*, v2. Pensoft, Moscow.

- Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages e indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3), 345-366.
- Ellis, D., 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16, 459.
- Feio, M.J., Reynoldson, T.B., Graça, M.A.S., 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries e Aquatic Sciences* 63, 367–376.
- Fogaça, F.N.O., 2011. Avaliando os impactos da urbanização em riachos neotropicais através de uma única variável. Exame Geral de Qualificação. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Hamada, N., Couceiro, S.R.M., 2003. An illustrated key to nymphs of Perlidae (Insecta, Plecoptera) genera in Central Amazonia, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 47(3), 477-480.
- Heino, J., 2008. Influence of taxonomic resolution e data transformation on biotic matrix concordance e assemblage–environment relationships in stream macroinvertebrates. *Boreal Environment Research* 13, 359–369.
- Hewlett, R., 2000. Implications of taxonomic resolution e sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. *Journal of the North American Benthological Society* 19(2), 352-361.
- Jacobsen, D., Cressa, C., Mathooko, J.M., Dudgeon, D., 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories e production. In: Dudgeon D. (Ed.), *Tropical stream ecology*. Elsevier.
- Johnson, R.C., Carreiro, M.M., Jin, H.S., Jack, J.D., 2012. Within-year temporal variation e life-cycle seasonality affect stream macroinvertebrate community structure e biotic metrics. *Ecological Indicators* 13, 206-214.
- Jones, F.C., 2008. Taxonomic sufficiency: The influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 16, 45-69.
- Lampadariou, N., Karakassis, I., Pearson, T.H., 2005. Cost/benefit analysis of a benthic monitoring programme of organic benthic enrichment using different sampling e analysis methods. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1606–1618.
- Lecci, L.S., Froehlich, C.G., 2007. Plecoptera. In: *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Froehlich, C.G. (org.). Available in: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.
- Lenat, D.R., Resh, V.H., 2001. Taxonomy e stream ecology: The benefits of genus – e species – level identifications. *Journal of the North American Benthological Society* 20, 287-298.
- Marshall, J.C., Steward, A.L., Harch, B.D., 2006. Taxonomic resolution e quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits e costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* 572, 171–194.

- Maurer, D., 2000. The dark side of taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* 40(2), 98-101.
- Melo, A.S., 2005. Effects of taxonomic e numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 164(3), 309–323.
- Miller, S.W., Skinner, Q.D., Reddy, K.J., 2004. Stream assessments using biotic indices: responses to physicochemical variables. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 40(5), 1173-1188.
- Mistri, M., Rossi, R., 2001. Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81, 339-340.
- Olsgard, F. Somerfield, P.J., Carr, M.R., 1998. Relationships between taxonomic resolution, macrobenthic community patterns e disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 172, 25-36.
- Olsgard, F., Somerfield, P.J., 2000. Surrogates in marine benthic investigations – which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress e Recovery* 7, 25–42.
- Pes, A.M.O., Hamada, N., Nessimian, J.L., 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2), 181-204.
- Queiroz, D.R.E., 2003. Atlas geoambiental de Maringá – da análise a síntese: a cartografia como subsídio ao planejamento de uso e ocupação do espaço. Clichetec, Maringá.
- Smith S.D.A., Simpson, R.D., 1993. Effects of pollution on holdfast macrofauna of the kelp *Ecklonia radiata*: discrimination at different taxonomic levels. *Marine Ecology Progress Series* 96, 199-208.
- Somerfield, P.J., Clarke, K.R., 1995. Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series* 127, 113-119.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of American Geophysical Union* 38, 913-920.
- Waite, I.R., Herlihy, A.T., Larsen, D.P., Urquhart, N.S., Klemm, D.J., 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic highlands, U.S.A. *Freshwater Biology* 49, 474–489.
- Warwick, R.M., 1988. Effects on community structure of a pollutant gradient - summary. *Marine Ecology Progress Series* 46, 207-211.
- Wiggins, G. B., 1996. Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera) 2 ed. University of Toronto Press Incorporated, Toronto.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os impactos exercidos pelo ambiente urbano sobre a comunidade de EPT foram severos, corroborando a literatura existente. Foram encontradas métricas sensíveis e robustas aos impactos em todas as categorias avaliadas, ressaltando a importância de combinar diversos aspectos (multimetria) da ecologia e biologia dos organismos nas avaliações da qualidade ambiental.

Neste contexto, observou-se que, não só foi possível avaliar o impacto estudado agrupando as métricas de riqueza taxonômica e composição no nível de Família, como esta resolução taxonômica se mostrou mais sensível e robusta que as demais (Gênero e Ordem). Tal fato parece estar relacionado a uma amplificação do sinal neste nível taxonômico, o qual tem sido detectado em diversos estudos ao redor do planeta, levando a conclusão de que este nível de resolução é o mais indicado para biomonitoramento da qualidade ambiental.

Por último, é preciso destacar o conteúdo informativo obtido através das guildas de hábito alimentar (dinâmica trófica) e estratégia de vida (habitat). Embora os mecanismos dos impactos sejam hipotéticos, e como tal, necessitem ser testados e investigados mais profundamente, para serem validados, se estas métricas tivessem sido utilizadas de maneira independente, ou uma ou outra, não teriam permitido a elaboração dos mesmos. Considerando que sem a correta compreensão destes mecanismos, não é possível propor medidas adequadas de manejo, para mitigação dos impactos, o uso combinado de diferentes grupos funcionais é de suma importância nos programas de biomonitoramento. Mais ainda, dado seu caráter conservativo na evolução dos taxa, o potencial de aplicação destas métricas em amplas escalas geográficas é enorme, permitindo desenvolver a um mesmo tempo, índices mais robustos e informativos.

APÊNDICE A

Tabela 1. Matriz de similaridade que gerou o 2º estágio da NMDS para a estação de inverno. Resolução numérica: pa = presença/ausência; 4 = raiz quarta; log = logaritmo natural; 2 = raiz quadrada; b = abundância bruta. Resolução taxonômica: g = Gênero; f = Família; o = Ordem. Exemplo: paf = matriz de presença/ausência para Famílias.

	2g	logf	logg	logo	paf	pag	pao	2f	2o	4f	4g	4o	bf	bg	bo
2g															
logf	0,92														
logg	0,98	0,93													
logo	0,76	0,80	0,77												
paf	0,69	0,80	0,70	0,58											
pag	0,82	0,78	0,84	0,61	0,82										
pao	0,42	0,46	0,43	0,60	0,58	0,55									
2f	0,94	0,98	0,92	0,80	0,76	0,74	0,41								
2o	0,78	0,77	0,75	0,95	0,51	0,54	0,49	0,82							
4f	0,87	0,96	0,87	0,74	0,92	0,83	0,52	0,95	0,71						
4g	0,96	0,90	0,96	0,72	0,79	0,95	0,50	0,88	0,68	0,89					
4o	0,73	0,76	0,72	0,95	0,62	0,61	0,74	0,77	0,93	0,74	0,70				
bf	0,90	0,89	0,87	0,79	0,53	0,59	0,28	0,95	0,86	0,80	0,78	0,74			
bg	0,94	0,86	0,90	0,75	0,50	0,61	0,28	0,91	0,82	0,76	0,81	0,71	0,97		
bo	0,77	0,74	0,73	0,89	0,41	0,47	0,32	0,80	0,97	0,65	0,64	0,83	0,89	0,86	

Tabela 2. Matriz de similaridade que gerou o 2º estágio da NMDS para a estação de verão. Resolução numérica: pa = presença/ausência; 4 = raiz quarta; log = logaritmo natural; 2 = raiz quadrada; b = abundância bruta. Resolução taxonômica: g = Gênero; f = Família; o = Ordem. Exemplo: paf = matriz de presença/ausência para Famílias.

	2g	2f	2o	4f	4g	4o	bf	bg	bo	logf	logg	logo	paf	pag	pao
2g															
2f	0,94														
2o	0,79	0,83													
4f	0,89	0,94	0,75												
4g	0,94	0,84	0,73	0,89											
4o	0,80	0,84	0,93	0,81	0,78										
bf	0,89	0,96	0,83	0,82	0,73	0,79									
bg	0,93	0,92	0,78	0,79	0,76	0,74	0,96								
bo	0,76	0,79	0,98	0,70	0,68	0,86	0,82	0,78							
logf	0,90	0,94	0,78	0,98	0,89	0,83	0,83	0,81	0,72						
logg	0,96	0,86	0,74	0,88	0,98	0,79	0,77	0,80	0,69	0,91					
logo	0,81	0,83	0,92	0,81	0,79	0,97	0,77	0,73	0,85	0,85	0,82				
paf	0,64	0,64	0,51	0,85	0,76	0,60	0,48	0,49	0,47	0,76	0,69	0,59			
pag	0,71	0,61	0,56	0,75	0,90	0,62	0,48	0,49	0,52	0,72	0,81	0,64	0,81		
pao	0,55	0,55	0,48	0,63	0,60	0,71	0,47	0,46	0,39	0,62	0,60	0,63	0,60	0,56	

APÊNDICE B

Ordenamento taxonomico e abundâncias relativas dos taxa identificados na região estudada. BSI = riachos menos impactados; ESI = riachos mais impactados.

Ordem / Família	Gênero	Abundância			
		Inverno		Verão	
		BSI	ESI	BSI	ESI
Ephemeroptera					
Baetidae	<i>Americabaetis</i> Kluge 1992	21	77	93	1788
	<i>Baetodes</i> Needham & Murphy 1924	14	6	114	465
	<i>Camelobaetidius</i> Demoulin 1966	0	0	0	4
	<i>Cloeodes</i> Traver 1938	2	0	0	0
Caenidae	<i>Caenis</i> Stephens 1835	1	0	0	0
Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i> Molineri 2001	1064	23	2155	525
	<i>Leptohyphes</i> Eaton 1882	116	1	129	8
Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> Peters 1971	105	0	155	26
Plecoptera					
Perlidae	<i>Anacroneuria</i> Klapálek 1909	51	0	101	0
Trichoptera					
Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i> Müller 1880	13	0	18	0
Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i> Schmid 1955	2	0	1	0
Glossosomatidae	<i>Protoptila</i> Banks 1904	0	0	0	4
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> Guérin 1843	110	38	449	46
	<i>Smicridea</i> Mclachlan 1871	225	98	467	219
Hidroptilidae	<i>Alisotrichia</i> Flint 1964	6	1	2	1
	<i>Hydroptila</i> Dalman 1819	13	0	3	1
	<i>Leucotrichia</i> Mosely 1934	0	0	0	1
	<i>Metrichia</i> Ross 1938	38	0	8	6
	<i>Neotrichia</i> Morton 1905	189	0	62	22
	<i>Oxyethira</i> Eaton 1873	0	0	1	0
	<i>Rhyachopsyche</i> Müller 1879	19	0	0	0
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> Müller 1879	2	0	0	0
	<i>Oecetis</i> Mclachlan 1877	14	0	1	0

Philopotamidae	<i>Chimarra</i> Stephens 1829	12	0	29	1
	<i>Sortosa</i> Navás 1918	3	0	1	0
	<i>Wormaldia</i> McLachlan 1865	0	0	2	0
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i> Ross 1938	0	0	1	0
