



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**ENTOMOFAUNA AQUÁTICA DE RIBEIRÕES DA BACIA DO  
BAIXO RIO TIBAGI, NORTE DO PARANÁ**

---

Londrina  
2012

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**ENTOMOFAUNA AQUÁTICA DE RIBEIRÕES DA BACIA DO  
BAIXO RIO TIBAGI, NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração em Zoologia, da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. José Lopes

Londrina  
2012

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da  
Universidade Estadual de Londrina**

**Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)**

E77e Espinoza, Andréia Avian.  
Entomofauna aquática de ribeirões da Bacia do Baixo Rio Tibagi, Norte do  
Paraná. – Londrina, 2012.  
89 f. : il.

Orientador: José Lopes.  
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de  
Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em  
Ciências Biológicas, 2012.  
Inclui bibliografia.

1. Inseto aquático – Teses. 2. Fauna do rio – Teses. 3. Mata ciliar – Teses. 4.  
Tibagi, Rio, Bacia (PR) – Teses. 5. Ecossistemas aquáticos – Teses. I. Lopes,  
José. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas.  
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 595.70

ANDRÉIA AVIAN ESPINOZA

**ENTOMOFAUNA AQUÁTICA DE RIBEIRÕES DA BACIA DO BAIXO  
RIO TIBAGI, NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciências Biológicas, área de concentração em Zoologia, da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. José Lopes

UEL – Londrina - PR

---

Prof. Dra. Gisele Luziane de Almeida

Museu Nacional do Rio de Janeiro

---

Prof. Dr. Carlos Eduardo Ivarenga Júlio

UEL – Londrina - PR

Londrina, 27 de fevereiro de 2012.

*Àqueles que vivem em respeito  
consigo, com o homem e com a  
natureza; que não sabem o “valor” da  
ganância, do preconceito, do egoísmo,  
ainda que sejam vítimas destes males;  
à estas criaturas puras aos olhos de  
Deus: os animais.*

*“You may say, I’m a dreamer ...*

*... But I’m not the only one”*

John Lennon

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por cada dia desta vida, pelas bênçãos e pela natureza tão sábia que proporcionou a realização deste trabalho.

À minha família, especialmente minha mãe Irma e meus irmãos Marcelo e Patrícia, por todo apoio, incentivo e amor.

Ao meu orientador Prof. Dr. José Lopes, não somente pela excelente orientação, mas também pela confiança, carinho, afeto, amizade, incentivo e dedicação.

Ao técnico José Goanais, que muito mais que um braço direito nos trabalhos de campo, se tornou um grande amigo, compartilhando sua nobre experiência de vida.

À todos os colegas do Laboratório de Entomologia Geral e Médica, pela companhia e boas prosas durante estes dois anos de trabalhos.

À minha amiga Daiana, por compartilha choros e risos, angústias e felicidades em todos estes anos.

Aos técnicos Edson Santana da Silva, Aparecido de Souza e Edson Mendes Francisco pela disponibilidade e auxílio nos trabalhos de campo.

Ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, incluindo todo seu corpo docente, pela dedicação e confiança depositados em seus alunos, e pelo empenho em tornar este um curso cada dia melhor.

À CAPES pela Bolsa de estudos concedida durante estes dois anos.

À turma de mestrado do ano de 2010, pelos divertidos momentos, trabalhos e disciplinas em que convivemos, e apoio mútuo a cada passo decisivo durante este curso.

À Profa. Dra. Giséle Luziane de Almeida pela estadia e orientação no Museu Nacional do Rio de Janeiro, permitindo ampliar minhas experiências na área além de conhecer novos amigos, e também por aceitar o convite em participar da avaliação deste trabalho, colaborando com suas sugestões.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Alvarenga Júlio por aceitar participar da banca desta dissertação e pelas sugestões, colaborando para o aprimoramento deste trabalho.

E a todos aqueles que se dedicam a estudar e, de alguma forma, proteger os ambientes naturais, ainda que com dificuldades, ainda que com preconceito.

Muito obrigada!

ESPINOZA, A. A. **Entomofauna Aquática de ribeirões da bacia do Baixo rio Tibagi, Norte do Paraná**. 2012. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

## RESUMO

A diversidade biológica resulta de eventos históricos e ecológicos locais e regionais, podendo ser diminuída pela desestabilização do sistema ecológico devido à ação antrópica. Três ribeirões em diferentes situações de preservação de suas condições naturais foram estudados com o objetivo de entender a dinâmica da entomofauna aquática destes ambientes frente ao desmatamento das matas ciliares e demais ações antrópicas. O ribeirão Baroré localiza-se em área urbana, sendo amostrado em três trechos. O ribeirão Marrequinho, por sua vez, atravessa áreas de campo de pastagem e monocultura, com variação da sua vegetação marginal (reduzida ou ausente em alguns trechos, e mais extensa em outros) e do nível de interferência antrópica; nele foram amostrados seis trechos. Já o ribeirão Quinco localiza-se em um fragmento com vegetação marginal e condições naturais bem preservadas, sendo amostrado em três trechos. Em todas as estações de amostragem, os insetos foram coletados com auxílio de peneira, lavagem de madeira e seixos, sendo os bioindicadores de boa qualidade (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) identificados até o nível taxonômico de gênero. Foram calculados o índice de Shannon-Wiener, riqueza de Margalef, Equitabilidade e Índice EPT, além da identificação dos grupos de alimentação funcional e aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats. No ribeirão Marrequinho, comparando suas seis estações de amostragem, a estação M1, com vegetação marginal reduzida e pouca interferência antrópica, apresentou diversidade e riqueza significativamente maiores que as demais estações. Já entre os bioindicadores de boa qualidade, Baetidae foi a família mais abundante, destacando-se o gênero *Americabaetis*, com 412 indivíduos; a maior diversidade e riqueza destes bioindicadores foram observadas em M3, que apresenta maior vegetação marginal e menor interferência antrópica dentre todas as estações. Na comparação entre os três ribeirões (considerando apenas três estações de amostragem no ribeirão Marrequinho), o ribeirão Baroré registrou diversidade e riqueza significativamente menores, evidenciando as péssimas condições de preservação deste ambiente, destacando-se a família Chironomidae, um táxon tolerante, representando 54,8% do total de indivíduos naquele ambiente. Dentre os bioindicadores de boa qualidade, destaca-se o ribeirão Quinco, que apresentou a maior diversidade e riqueza daqueles organismos. Alterações como a homogeneização do hábitat e o aumento de matéria orgânica, ocasionados principalmente pelo desmatamento das matas ciliares e escoamento de águas residuárias, influem nas comunidades de insetos aquáticos, favorecendo poucos táxons, que são tolerantes e se tornam dominantes em situações de avançada degradação. Para os bioindicadores de boa qualidade, a preservação da vegetação marginal e a menor exposição às alterações antrópicas são mais importantes para manutenção da diversidade e riqueza das suas populações.

**Palavras-chave:** Mata ciliar. EPT. Grupos de alimentação funcional. Diversidade. Riqueza.

ESPINOZA, A. A. **Aquatic insect fauna of streams in the basin of the lower rio Tibagi, northern Paraná.** 2012 89p. Dissertation. (Master's Degree in Biological Sciences), Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

### ABSTRACT

Biological diversity is the result of historical events and local and regional ecological and can be decreased by the destabilization of the ecosystem due to human action. Three streams in different situations to preserve its natural conditions were studied in order to understand the dynamics of aquatic insect fauna of these environments against the deforestation of riparian forests and other human activities. The Baroré stream is located in an urban area being sampled in three sections. The Marrequinho stream, on the other hand, passes through areas of field pastage and monocultre, with a variation of its marginal vegetation (reduced or absent in some places, and longer in others) and the level of anthropogenic interference; it was sampled six sections. Since the Quinco stream, located in a fragment, with marginal vegetation and unspoilt natural conditions, being sampled at three sites. In all sampling stations, the insects were collected with the aid of a sieve, laudering wood and rock, and the bioindicators of good quality (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) identified to the taxonomic level of genus. The Shannon-Wiener index, Margalef richness, evenness and EPT Index were calculated, beyond the identification of the functional feeding groups and application of the Protocol and Rapid Assessment of Habitat Diversity. In the Marrequinho stream, comparing their six sampling stations, the station M1, with reduced riparian vegetation and little human interference, showed significantly higher diversity and richness than the other stations. Among the bioindicators of good quality, Baetidae was the most abundant family, especially the genre *Americabaetis*, with 412 individuals; the highest diversity and richness of these bioindicators were observed in M3, which has a higher marginal vegetation and less human interference, of all stations. Comparing the three streams (considering only three sampling stations in the Marrequinho stream), the stream Baroré recorded significantly lower richness and diversity, evidencing the poor condition of preservation of this environment, highlighting the family Chironomidae, a tolerant taxa, representing 54,8% of all individuals in that environment. Among the bioindicators of good quality, highlighting the Quinco stream, with the highest diversity and richness of those organisms. Changes such as the homogenization of habitat and increased organic matter, mainly caused by deforestation of riparian forests and wastewater disposal, influence in the communities of aquatic insects, favoring a few taxa that are tolerant and become dominant in situations of advanced degradation. For the Bioindicators of good quality, preservation of riparian vegetation and reduced exposure to anthropogenic changes are more important to maintain the diversity and richness of its populations.

**Key words:** Riparian vegetation. EPT. Functional feeding groups. Diversity. Richness.

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1 -</b>	Médias das variáveis hidrológicas, físicas e físico-químicas registradas para as seis estações de amostragem de insetos aquáticos, de Julho de 2010 a Junho de 2011, no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. ....	44
<b>Tabela 2 -</b>	Abundância de insetos aquáticos, nível taxonômico de família, entre estações de amostragem do Ribeirão Marrequinho distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.....	45
<b>Tabela 3 -</b>	Valores das medidas ecológicas, atributos ecológicos e da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats (Callisto et al, 2002) para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. considerando a Entomofauna Geral .....	47
<b>Tabela 4 -</b>	Abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), para as seis estações de amostragem no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.....	48
<b>Tabela 5 -</b>	Valores das medidas ecológicas para as seis estações de amostragem no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR,considerando a abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.....	49
<b>Tabela 6 -</b>	Variáveis físicas e químicas registradas para as estações de coleta nos três ribeirões estudados em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira.....	80
<b>Tabela 7 -</b>	Abundância de insetos aquáticos, para as estações de coleta nos três ribeirões em estudo, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeir.....	81
<b>Tabela 8 -</b>	Valores das medidas ecológicas, atributos ecológicos e da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats para as estações de coleta dos três ribeirões em estudo, considerando a entomofauna geral, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira.....	82

<b>Tabela 9</b> - Abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), para as estações de coleta nos ribeirões Quinco e Marrequinho, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira .....	83
<b>Tabela 10</b> - Valores das medidas ecológicas para as seis estações de coleta os ribeirões Quinco e Marrequinho, considerando a abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, em coletas .....	84

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Vista aérea do leito do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. indicando a localização das estações de coleta ..... 50
- Figura 2** - Estações de coleta no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.: A = estação M1; B = estação M2; C = estação M3; D = estação M4; E = estação M5); F = estação M6..... 51
- Figura 3** - Métodos empregados para amostragem de insetos aquáticos em coleta realizada no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.: A = Peneira; B = Madeira; C = Seixos ..... 52
- Figura 4** - Análise de Componentes Principais (ACP), considerando a entomofauna geral para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. .... 53
- Figura 5** - Análise de Componentes Principais (ACP) considerando os gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR ..... 54
- Figura 6** - Vista aérea do leito do ribeirão Baroré, área urbana de Londrina, PR., em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos ..... 74
- Figura 7** - Estações de coleta de insetos aquáticos no ribeirão Baroré, área urbana de Londrina, PR.: A = estação B1; B = estação B2; C = estação B3 ..... 75
- Figura 8** - Vista aérea do leito do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos ..... 77
- Figura 9** - Estações de coleta no ribeirão Marrequinho: A (estação M1); B (estação M2); C (estação M3) ..... 78
- Figura 10** - Vista aérea do leito do ribeirão Quinco (percurso marcado em linha branca), em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos ..... 80
- Figura 11** Estações de coleta no ribeirão Quinco: A (estação Q1); B (estação Q2); C (estação Q3)..... 85

<b>Figura 12</b> - Métodos empregados para amostragem de insetos aquáticos: A (Peneira); B (Madeira); C (Seixos) .....	86
<b>Figura 13</b> - Análise de Componentes Principais (ACP) considerando a entomofauna geral para as estações de coleta dos ribeirões Baroré (B1, B2 e B3), Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011 com peneira, em pedras e em madeira.....	87
<b>Figura 14</b> - Dendograma de Similaridade de Bray-Curtis para as estações de coleta dos ribeirões Baroré (B1, B2 e B3), Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011 com peneira, em pedras e em madeira .....	88
<b>Figura 15</b> - Análise de Componentes Principais (ACP) considerando os gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera para as estações de coleta dos ribeirões Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira .....	89

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
Referências Bibliográficas.....	22
<b>CAPÍTULO I – ENTOMOFAUNA AQUÁTICA DE UM RIBEIRÃO EM ÁREA AGROPECUÁRIA DO NORTE DO PARANÁ</b> .....	28
Resumo .....	28
Abstract.....	28
Introdução.....	29
Material e métodos .....	30
Resultados e Discussão.....	34
Referências Bibliográficas.....	39
Tabelas e figuras.....	44
<b>CAPÍTULO II – EFEITO DA ANTROPOFISAÇÃO SOBRE A ENTOMOFAUNA AQUÁTICA E QUALIDADE AMBIENTAL DAS ÁGUAS DE TRÊS RIBEIRÕES NO NORTE DO PARANÁ</b> .....	55
Abstract.....	55
Introdução.....	55
Material e métodos .....	56
Resultados.....	61
Discussão .....	64
Referências Bibliográficas.....	70
Tabelas e figuras.....	74

## INTRODUÇÃO GERAL

Os ambientes aquáticos continentais compõem parte importante da biosfera apresentando complexa relação com os ecossistemas terrestres, com os quais interagem principalmente através de suas matas ciliares, ocasionando uma interdependência entre estes dois ambientes. O dinâmico ecótono água-terra, localizado nas margens dos cursos d'água funciona como um “escudo” para os rios, diminuindo o rápido escoamento superficial proveniente das águas das chuvas nos terrenos adjacentes, retendo e preservando o solo das margens através dos sistemas radiculares das plantas (BARRELLA et al., 2000), além de fornecer matéria orgânica que serve de alimento e abrigo para os organismos aquáticos. Uma vez nos ecossistemas aquáticos, essa matéria orgânica terrestre é decomposta disponibilizando nutrientes para os organismos, mantendo a biodiversidade e produtividade do sistema (BARRELLA et al., 2000). Em ambientes lóticos as matas ciliares, associadas a fatores como a geomorfologia do terreno, contribuem para formação dos diversos habitats tais como remansos e áreas de corredeiras, aumentando sua heterogeneidade e, conseqüentemente, sua biodiversidade (RINCÓN, 1999; UIEDA; CASTRO, 1999; BARRELLA et al., 2000).

A retirada da vegetação marginal, seja por atividade agropecuária ou pela urbanização, ocasiona o assoreamento das margens e, conseqüentemente do leito, expõe o ambiente aquático diretamente à ação das águas das chuvas, que arrastam uma grande carga de detritos (animais, vegetais ou humanos) e poluentes (como pesticidas) afetando assim a qualidade das águas (BARRELLA et al., 2000).

A região da bacia do Baixo rio Tibagi (norte do estado do Paraná), originalmente recoberta por Floresta Estacional Semidecidual, pertencente ao bioma de Floresta Atlântica, teve sua colonização, na década de 1920, acompanhada da implantação de atividades agropecuária e criação de pequenas vilas. As formações florestais da região deram, então, lugar aos cafezais que ocuparam as áreas de florestas de interflúvios, enquanto as pastagens e outras culturas ocuparam as áreas baixas dos vales fluviais (SOARES; MEDRI, 2002). Em meados da década de 1970, os cafezais foram sendo substituídos por culturas semestrais e pastagens (LOPES, 2002). Esse processo acarretou em graves conseqüências para o ambiente devido a ausência de conhecimentos sobre técnicas de manejo de solo (como curvas de nível e rotação de culturas), expondo-os aos efeitos do sol direto, ventos, chuvas e uso incorreto de máquinas, além da perda de grandes quantidades de solo na região, carregados para os mananciais juntamente com quantidades significativas de agrotóxicos (SOARES; MEDRI, 2002). A paisagem atual da região norte do Paraná apresenta-se

composta por pequenos fragmentos que representam 7,5% da cobertura florestal nativa (PRIMACK E RODRIGUES, 2001), ameaçando seriamente os recursos hídricos da região.

Ambientes de água doce comportam uma comunidade formada tanto por vertebrados quanto invertebrados, dentre os quais em meio a Crustacea, Oligochaeta e outros grupos, domina a classe Insecta. Em ambientes bem preservados, os insetos são em geral bastante abundantes e diversos, ocupando todos os habitats disponíveis, além de desempenharem importante papel na cadeia trófica (OLIVEIRA; BISPO; SÁ, 1997; OLIVEIRA; FROELICH, 1997; SANSEVERINO; NESSIMIAN; OLIVEIRA, 1998; NALIM et al., 2008;). No Paraná, Russo, Ferreira e Dias (2002) estudaram a disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos em dois riachos na bacia do rio Iguaçu. A análise da dieta dos peixes revelou uma grande diversidade principalmente de insetos sendo Ephemeroptera, Diptera e Trichoptera as ordens mais representativas, mostrando que a diversidade e a oferta de invertebrados está diretamente relacionado à presença de espécies de peixes bentônicos nos riachos estudados.

Nos ambientes lóticos, a entomofauna aquática mostra um padrão de distribuição diretamente influenciado por vários fatores que atuam isoladamente ou em conjunto, tais como: natureza do substrato, disponibilidade de alimento, abrigos, local para desova (RINCÓN, 1999; BARRELA et al., 2000; CASATTI; LANGEANI; FERREIRA, 2006). Fatores abióticos como a velocidade da correnteza, pluviosidade e, em especial, a vegetação marginal estão diretamente relacionados com a entrada de material alóctone, a estabilidade das margens e a distribuição dos substratos, influenciando na composição e estrutura da comunidade bentônica (CIBOROWSKI, 1983; UIEDA; CASTRO, 1999; BARRELA et al., 2000; GONÇALVES; ARANHA, 2004; RIBEIRO; UIEDA, 2005).

No Brasil, vários estudos abordam a inter-relação entre insetos e os fatores físicos do ambiente (MELLO, 1998; KIKUCHI; UIEDA, 1998; BAPTISTA et al., 2001a; BAPTISTA et al., 2001b; BISPO; FROELICH; OLIVEIRA 2002; AMORIM; HENRIQUES-OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2004;). No Estado de Goiás, Bispo et al. (2001), estudando córregos do Planalto Central brasileiro, observaram que a desestabilização do sistema na estação chuvosa foi mais importante para a sazonalidade das formas imaturas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera que seus ciclos de vida. Na Amazônia Central, Fidelis, Nessimian e Hamada (2008) estudando a distribuição espacial de insetos aquáticos em pequenos igarapés, sugerem a correnteza como fator principal na distribuição da comunidade em substratos, sendo que em igarapés maiores a separação entre substratos é mais nítida,

tornando a entomofauna aquática mais distinta. No Rio Grande do Norte, Andrade, Santiago e Medeiros (2008), estudando a estrutura da comunidade de insetos aquáticos e outros invertebrados bentônicos no rio Piranhas-Assú observaram uma correlação entre a menor vazão nas épocas de seca e a maior abundância de insetos.

Na região sudeste, mais especificamente na cidade de São Carlos, Roque e Trivinho-Strixino (2001) analisaram a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em mesohabitats de diferentes dimensões espaciais em córrego de primeira ordem, mostrando que as características físicas e químicas do ambiente influenciam na distribuição das comunidades. Dessa forma, os autores ressaltam a importância das variações em mesoescala para distribuição da macrofauna aquática em ambientes lóticos. Ainda no estado de São Paulo, Crisci-Bispo, Bispo e Froehlich (2007a) analisando riachos de Mata Atlântica encontraram que as faunas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera apresentaram composição bastante diferente entre ambientes de corredeira e remanso para um mesmo substrato (folhiço), provavelmente devido às diferenças de velocidade da água e taxa de oxigênio entre aqueles dois mesohabitats.. Em Minas Gerais, Monteiro et al. (2007), estudando o efeito do tipo de substrato na estrutura da comunidade bentônica, concluíram que esta é influenciada pela disponibilidade de hábitat nos diferentes substratos, em especial aqueles com maior heterogeneidade, que apresentam maior diversidade de espécies.

A diversidade e abundância dos organismos aquáticos também são afetadas por fatores químicos. Neste contexto, pode-se afirmar que os insetos imediatamente respondem a degradação dos ecossistemas aquáticos, seja por poluentes oriundos de descargas de esgoto, lavouras ou indústrias, seja pelo desmatamento da vegetação ripária, determinando a presença ou não de alguns grupos em um dado curso d'água, dependendo do seu grau de conservação ou degradação. Segundo Brusven e Prather (1974), a sedimentação no leito dos riachos ocasionada pela erosão das margens, afeta a entomofauna alterando as condições bioquímicas da água, a disponibilidade de alimento, a respiração, entre outros, diminuindo a riqueza de insetos aquáticos.

Estudos comparando a entomofauna aquática de ambientes impactados e não impactados, mostram a influência da degradação sobre as comunidades aquáticas, principalmente na Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. Henriques-Oliveira, Sanseverino e Nessimian (1999a), avaliaram a estrutura da comunidade de quironomídeos em substrato rochoso de dois rios sob diferentes estados de preservação, próximos às cidades de Nova Friburgo e Teresópolis (Rio Paquequer e Cascatinha). Segundo os autores, a

diversidade, equitabilidade e riqueza foram maiores no rio com cobertura florestal original melhor preservada, enquanto no rio com vegetação bastante degradada foram encontrados grupos característicos de áreas de erosão. Buss et al. (2002), estudaram a comunidade de macroinvertebrados em três tributários do rio Guapimirim com trechos em áreas preservadas e trechos em áreas urbanas. Foram encontrados alguns táxons com preferência por áreas com maior integridade ambiental (como Plecoptera, Ephemeroptera e até alguns Coleoptera) e grupos tolerantes a níveis moderados de poluição tais como Simuliidae (Diptera) e Odonata. Os autores ainda destacam o aumento na concentração de cloreto, a redução das taxas de oxigênio dissolvido e a perda de integridade ambiental como principais fatores afetando as comunidades bentônicas, reduzindo a sua riqueza e diversidade pela eliminação de espécies sensíveis e aumento dos táxons tolerantes. Fraga (2002), avaliando o impacto do esgoto doméstico em três rios do Parque Estadual da Pedra Branca, encontrou maior abundância e riqueza da fauna associada em trechos não impactados dos três rios, além da decomposição que nestes trechos foi mais rápida que naqueles impactados.

Em Minas Gerais, Ferreira-Peruquetti e De Marco Jr. (2002) avaliando o efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica, ressaltam a importância de se conhecer as interações das espécies de Odonata com o hábitat, para então adotar estratégias de manejo, evitar a perda de espécies e recuperar ambientes alterados. Ainda neste trabalho, destaca-se a importância da proteção do hábitat como estratégia central para conservação das espécies ameaçadas no estado de Minas Gerais.

No nordeste do estado de São Paulo, Ferreira-Peruquetti e Fonseca-Gessner (2003) estudaram a comunidade de Odonata em áreas naturais de cerrado em unidade de conservação e monocultura. Além da baixa similaridade de espécies entre as áreas, os resultados mostram que as variáveis físicas e químicas não foram significativamente diferentes entre as duas áreas, sugerindo a influência das condições ambientais dos locais de estudo na riqueza de espécies de Odonata. Segundo os autores, os ambientes protegidos parecem favorecer as espécies mais exigentes quanto ao hábitat, que necessitam de ambientes com maior cobertura vegetal e corredeiras, condições estas que poderiam ser eliminadas em áreas de cultivo.

No Rio Grande do Sul, nas bacias dos rios das Antas e Gravataí, Bueno, Bond-Buckup e Ferreira (2003), também compararam a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em dois cursos d'água sob diferentes condições de conservação da mata ciliar. Observou-se maior abundância e riqueza de invertebrados no

ambiente com cobertura vegetal mais preservada e que, conseqüentemente, apresentou maior quantidade de substratos (como folhiço), que têm papel importante na alimentação e proteção para larvas de insetos aquáticos.

Ao longo de um corpo d'água pode-se observar uma mudança seqüencial nas proporções dos grupos funcionais alimentares, o que está relacionado às fontes de entrada de energia no sistema aquático. Em Minas Gerais, Callisto, Moreno e Barbosa (2000), estudaram a diversidade de habitats e grupos tróficos funcionais em rios da Serra do Cipó. Neste estudo, entre as categorias mais abundantes estavam os coletores (Baetidae, Leptophlebiidae e Letophyphidae) e coletores-predadores (Hydrophilidae e Ceratopogonidae), sendo a vegetação ripária e macrófitas aquáticas os substratos com maior riqueza de grupos tróficos. Os autores destacam a utilização das guildas tróficas e avaliação de habitats como ferramentas eficientes no estudo da diversidade de invertebrados bentônicos em ecossistemas lóticos. Ainda no mesmo estado, no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Lima et al. (2005) destacam as mudanças nas proporções dos grupos funcionais alimentares entre trechos com diferentes condições de vegetação ripária. Foi observado um aumento no número de raspadores nas áreas onde a vegetação ripária foi retirada, e redução de fragmentadores pela diminuição no aporte de material alóctone.

Segundo Gullan e Cranston (2008), ações antrópicas podem estar associadas às mudanças nestas proporções de grupos tróficos, tais como: a perda de pastadores pela retirada da vegetação ripária e que, conseqüentemente, reduz a entrada de material alóctone e o aumento no número de filtradores em trechos a jusante de represamentos, em função do aumento de partículas finas carregadas das águas paradas a montante.

Através dos estudos que avaliam a diversidade de habitats e os correlacionam com os grupos tróficos, observa-se que os insetos aquáticos exibem uma variedade de respostas às perturbações do ambiente servindo como bons indicadores da qualidade das águas, além de serem mais eficazes inclusive que o monitoramento químico destes ambientes (WILLIAMS; FELTMATE, 1994). A utilização destes organismos como bioindicadores é ampla em países europeus como Inglaterra e Espanha, além de outros países no mundo como Canadá, Austrália e Estados Unidos (CIBOROWSKI, 1983; PALAU; PALOMES, 1986; ROSENBERG; RESH, 1993; ALBA-TERCEDOR, 1996).

Na América do Sul, Miserendino e Pizzolón (1999) propõem a aplicação de um novo índice biótico (BMPS), baseado no grau de sensibilidade (à poluição) de 95 famílias de macroinvertebrados bentônicos, para avaliação da qualidade das águas em riachos da

região andino-patagônica. Dentre as famílias que compõem o índice destacam-se como as mais sensíveis Perlidae e Gripopterygidae (Plecoptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera) e algumas famílias de Trichoptera como Leptoceridae e Helicopsychidae. Já a família Chironomidae (Diptera) foi classificada como bastante tolerante. Vega e Durant (2000), em estudo no rio Albarregas, Venezuela, afirmaram que indivíduos da ordem Ephemeroptera são bons indicadores da qualidade da água dada sua sensibilidade a perturbações, além das variações temporais e espaciais que podem apresentar no que diz respeito a sua abundância e diversidade. Neste estudo, os autores encontraram menor diversidade nas estações de coleta com cobertura vegetal reduzida e alta densidade populacional urbana. Nestes trechos, os gêneros *Baetodes* e *Camelobaetidius* (Baetidae) foram os grupos mais representativos, sendo pouco mais tolerantes às perturbações moderadas se comparados aos demais efemerópteros.

No Brasil a utilização de Insetos como bioindicadores para avaliar qualidade das águas é recente e tem sido bastante difundida (CALLISTO; ESTEVES, 1998; JUNQUEIRA; CAMPOS, 1998; GALDEAN; CALLISTO; BARBOSA, 2000; JUNQUEIRA et al., 2000; MARQUES; BARBOSA, 2001; EGLER, 2002; PEREIRA; DE LUCA, 2003; STRIEDER et al., 2006; BAPTISTA et al., 2007; MUGNAI et al., 2008; BALDAN, 2009).

Em Minas Gerais, Callisto, Moretti e Goulart (2001), avaliaram a diversidade de ecossistemas lóticos em diferentes condições de preservação na cidade de Belo Horizonte. Os resultados mostram que, nos córregos em aparente processo de degradação, houve um aumento na abundância de organismos comuns em águas de má qualidade, tais como alguns Ceratopogonidae e Chironomidae (Diptera) e baixa densidade de representantes da ordem Ephemeroptera. Segundo os autores, isso demonstra que há degradação da qualidade da água naqueles córregos, mostrando que estes organismos de fato são eficientes indicadores biológicos do nível de preservação dos recursos aquáticos.

Na Amazônia Central, Figueiredo-Barros et al. (2002), estudando o igarapé Papagaio (Oriximiná – PA), sob influência de uma mineração de bauxita, encontraram predomínio da família Chironomidae, representando mais de 50% das coletas. Neste estudo, os autores destacam a macrofauna bentônica como bons bioindicadores, em especial membros da ordem Diptera como importantes para a avaliação e recuperação de ambientes aquáticos.

No estado do Alagoas, Freitas (2004) avaliou as condições da qualidade da água do rio Manguaba, dando ênfase à comunidade de macroinvertebrados bentônicos, encontrando os maiores impactos nas áreas próximas às zonas urbanas, o que é comprovado

nos resultados pela composição faunística com domínio de grupos tolerantes como os quironomídeos, por exemplo.

Em São Paulo, Kleine e Trivinho-Strixino (2005), estudando Chironomidae e outros macroinvertebrados no córrego Fazzari, na cidade de São Carlos, observaram a resposta destes organismos frente a fragmentação do hábitat. Os resultados apontaram maior riqueza e diversidade de Chironomidae no trecho preservado do córrego, próximo à nascente e protegido pela vegetação ripária, se comparado ao trecho desmatado e a jusante de represamentos.

Conforme demonstram os trabalhos acima citados, grupos como alguns Chironomidae e outros Diptera são bastante tolerantes a modificações ambientais, enquanto que representantes de outras ordens, são considerados sensíveis ou intolerantes e exigem altas concentrações de oxigênio dissolvido na água (GOULART; CALLISTO, 2003). A partir destes conhecimentos, é possível o desenvolvimento de índices que permitam ao pesquisador inferir e avaliar sobre a qualidade das águas e o estado de preservação do seu local de estudo. As ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, por exemplo, têm sido adotadas como referência para avaliação da qualidade de cursos d'água, em vários trabalhos de pesquisa, compondo o chamado índice EPT (OLIVEIRA; BISPO; SÁ, 1997; BISPO, 2002; CRISCI-BISPO; BISPO; FROEHLICH, 2007b). Bispo e Oliveira (1998) estudando a distribuição espacial das comunidades de EPT em córregos de cerrado no estado de Goiás, afirmaram que as comunidades de EPT estão estruturadas nos ambientes lóticos de modo a aproveitar melhor os recursos disponíveis nestes ambientes. Estes organismos podem absorver resíduos disponíveis no ambiente sem afetar a sua qualidade, porém, quando ocorre deposição exagerada de resíduos, as transformações químicas que ocorrem afetam a atividade alimentar destes organismos, podendo inclusive limitar a sua presença e ação (QUEIROZ; SILVA; TRIVINHO-STRIXINO, 2008). Em Minas Gerais, Guimarães et al. (2009) avaliaram a qualidade da água em córregos urbanos na cidade de Uberlândia, utilizando métricas das comunidades de invertebrados bentônicos e descreveram quais dessas métricas respondem melhor às diferenças na qualidade ambiental dos córregos. Nos resultados, não foram observadas diferenças de diversidade, equidade e porcentagem de larvas de Chironomidae entre os quatro córregos estudados. Assim, os autores concluem que as métricas que melhor refletiram a qualidade ambiental dos córregos foram a porcentagem de EPT, a riqueza e o índice BMWP.

Esta complexa inter-relação entre a entomofauna aquática de rios e riachos com fatores físicos e químicos necessita de mais estudos, tanto para preencher lacunas no conhecimento a respeito destes organismos (que ainda são muitas), como também para sanar o déficit de estudos nas diferentes regiões do Brasil. A mobilização de mais grupos de pesquisa nesta área é necessária, ampliando o leque de pesquisas relacionadas a essa fauna, além de trabalhar em áreas onde a natureza já foi explorada, mas ainda não estudada, como na região nordeste e até mesmo o norte do Paraná (região sul). Novos estudos devem continuar enfocando tanto áreas preservadas como aquelas impactadas, não só incrementando a compreensão das condições ambientais de áreas antropofisadas, mas também preocupando-se em subsidiar ações de recuperação e preservação ambiental. É certo que estes organismos ainda guardam muitos conhecimentos a serem descobertos, e que estão seriamente ameaçados, dado o grau de fragmentação e degradação dos ecossistemas terrestres e, conseqüentemente, dos recursos aquáticos. Alguns grupos de insetos aquáticos são bastante sensíveis e não resistem aos diversos impactos ambientais e degradação dos recursos hídricos, podendo ser extintos antes mesmo de serem conhecidos. A perda destes grupos no ambiente aquático pode desencadear uma reação adversa em maior escala, uma vez que estes organismos compõem um importante elo na estrutura trófica de rios e riachos, servindo de alimento para outros animais como peixes e alguns crustáceos, os quais, a partir disto, também se tornam potencialmente ameaçados.

Assim, se faz importante este estudo que objetiva entender a dinâmica da entomofauna aquática de ribeirões na região do Baixo rio Tibagi, frente ao avanço da degradação dos recursos hídricos desta região, ainda pouco estudados. Com os resultados deste estudo, foram elaborados dois artigos apresentados a seguir:

## **Capítulo I – Entomofauna Aquática de um ribeirão em área agropecuária do Norte do Paraná**

Este artigo segue as normas da revista *Neotropical Entomology* e descreve a entomofauna aquática das estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, com ênfase nos organismos bioindicadores de boa qualidade da água, pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, caracterizando a comunidade com enfoque na extensão da vegetação marginal e o grau de interferência antrópica em cada estação de amostragem.

## **Capítulo II – Efeito da antropofização sobre a entomofauna aquática e qualidade ambiental das águas de três ribeirões no Norte do Paraná**

Este artigo segue as normas da revista *Hydrobiologia* e compara a entomofauna aquática de três ribeirões em diferentes estados de conservação das suas matas ciliares, com variação no nível de interferência antrópica entre eles, dando ênfase aos organismos bioindicadores de boa qualidade da água, pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. In: *SIMPÓSIO DEL ÁGUA EM ANDALUCIA (SIAGA)*, IV, 1996, Almeria, vol. II, p. 203 – 213.
- AMORIM R. M.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Distribuição espacial e temporal das larvas de Chironomidae (Insecta:Diptera) na seção ritral do rio Cascatinha, Nova Friburgo, Rio de Janeiro, Brasil. *Lundiana*, Belo Horizonte, v. 5, n. 2, p. 119 - 127, 2004.
- ANDRADE, H.T.A.; SANTIAGO, A.S.; MEDEIROS, J.F. Estrutura da Comunidade de invertebrados bentônicos com enfoque nos insetos aquáticos do rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis*, v.1, n.3, p. 51 – 56, 2008.
- BALDAN, L. T. *Composição e Diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na avaliação de qualidade de água no rio Pinto Morretes, Paraná, Brasil*. 2006. 98P. (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- BAPTISTA, D. F. et al. Spatial and Temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 61, n. 2, p. 295 – 304, 2001a.
- BAPTISTA, D. F. et al. Diversity and Habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 61, n. 2, p. 249 – 258, 2001b.
- BAPTISTA, D. F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, Netherlands, v. 575, p. 83 – 94, 2007.
- BARRELA, W.; PETRERE Jr., M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H.F. *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 187 – 207.
- BISPO, P. C. *Estudo de Comunidade de Ephemeroptera e Trichoptera (EPT) em Riachos do Parque Estadual Intervales, Serra de Paranapiacaba, Sul do Estado de São Paulo*. 2002. Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G.; OLIVEIRA, L. G.; Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous área of Central Brazil. *Brazilian Journal Biology*, v. 62, n. 3, p. 409 – 417, 2002.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, estado de Goiás. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, E. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Séries Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, v. V, p. 175 - 189, 1998.

- BISPO, P. C. et al. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensis, Botucatu*, v. 13, n. 2, p. 1 – 9, 2001.
- BRUSVEN, M.A. and PRATHER, K.V. Influence of stream sediment on distribution of macrobenthos. *Journal of the Entomological Society of British Columbia*, v. 71, p. 25 - 32, 1974.
- BUENO, A. A. P.; BUCKUP-BOND, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de Invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 115 – 125, 2003.
- BUSS, D. F. et al. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, Netherlands, v. 481, p. 125 – 136, 2002.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna de Chironomidae (Díptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, E. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Séries Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro, v. V, p. 299 - 309, 1998.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, v. 61, n. 2, p. 259 – 266, 2000.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 71 – 82, 2001.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, New York, v. 38, [s.n.], p. 974 – 982, 2006.
- CIBOROWSKI, J. J. H. Influence of current velocity, density and detritus on drift of two mayfly species (Ephemeroptera). *Canadian Journal of Zoology*, Toronto, v. 61, [s.n.], p. 119 – 125, 1983.
- CRISCI-BISPO, V.L.; BISPO, P.C.; FROEHLICH, C.G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 3, p. 545 – 551, 2007a.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 24, n. 2, p. 312 – 318, 2007b.
- EGLER, M. *Utilizando a Comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas*. 2002. 166p. (mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

FRAGA, S. A. P. M. *Efeitos do impacto por esgoto doméstico na decomposição e fauna associada, em três rios do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ.* 2002. 111p. (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da vida silvestre). – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

FERREIRA-PERUQUETTI, P.S.; DE MARCO Jr., P. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 19, n. 2, p. 317 - 327, 2002.

FERREIRA-PERUQUETTI, P. S.; FONSECA-GESSNER, A. A. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 20, n. 2, p. 219 – 224, 2003.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L.; HAMADA, N. Distribuição de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, Manaus, v. 38, n. 1, p. 127 – 134, 2008.

FIGUEIREDO-BARROS, M.P. et al. Macroinvertebrados bentônicos como Bioindicadores de impacto e recuperação em um Igarapé sob influência de mineração de bauxita. In: *Simpósio Nacional sobre recuperação de áreas degradadas*, [s. n.], 2002.

FREITAS, L. M. *Avaliação da qualidade da água do rio Manguaba, estado de Alagoas, Brasil, com ênfase na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.* 2004. 135p. (Doutorado em Ciências). – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, Burlington, v. 3, p. 545-552, 2000.

GONÇALVES, F. B.; ARANHA, J. M. R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biologica Paranaense*, Curitiba, v. 33, n. 1,2,3,4, p. 181 – 191, 2004.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. *Revista FAPAM*, Pará de Minas, [s. v.], n. 1, 2003. Disponível em: < <http://web.cena.usp.br/apostilas/Valdemar/bioindicadores%2019.10.2010.pdf>> Acesso em: 29 maio 2009.

GUIMARÃES, R. M.; FACURE, K. G.; PAVANIN, L. A.; JACOBUCCI, G. B. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 21, n.2, p. 217 - 226, 2009.

GULAN, P. J.; CRANSTON, P. S. *Os Insetos: Um resumo de Entomologia.* 3ºed. São Paulo: Ed. Roca, 2008.

HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L.; SANSEVERINO, A.M. NESSIMIAN, J.L. Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) de substrato rochoso em dois rios em diferentes estados de preservação na Mata Atlântica, RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 11, n. 2, p.17 - 28, 1999a.

- JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 10, n. 2, p. 125 - 135, 1998.
- JUNQUEIRA, M. V. et al. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 12, n. 1, p. 73 – 87, 2000.
- KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis. 1998. p. 157 – 173.
- KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.
- LIMA, M.M. et al. Avaliação dos efeitos do desmatamento da vegetação ripária sobre os macroinvertebrados bentônicos em um rio por meio da avaliação de agrupamentos funcionais alimentares. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VII, 2005, Caxambu, MG. *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambú, MG.
- LOPES, J. Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas adaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências. In: MEDRI, M.E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O.A.; PIMENTA, J.A. *A Bacia do rio Tibagi*. Londrina: Ed. UEL, 2002, p. 327 – 349.
- MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, Netherlands, v. 457, p. 69 – 76, 2001.
- MELLO, A. S. *Macroinvertebrados associados a pedras em riachos: padrões de diversidade ao longo de uma bacia hidrográfica*. 1998. 49p. (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MISERENDINO, M. L.; PIZZOLÓN, L. A. Rapid Assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 11, n. 2, p. 137 – 148, 1999.
- MONTEIRO, I. M. et al. Efeito do tipo de substrato na estrutura da comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VIII, 2007, Caxambu, MG. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambú, MG.
- MUGNAI, R. et al. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Tropical Zoology*, Itália, v. 21, p. 57 – 74, 2008.
- NALIM, D. M. et al. *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: EDUEL, 2008. p. 111 – 138.

- OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C.; SÁ, N. C. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 14, n. 4, p. 867 – 876, 1997.
- OLIVEIRA, L. G.; FROEHLICH, C. G. Diversity and Community Structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 9, p. 139 – 148, 1997.
- PALAU, A.; PALOMES, A. Los macroinvertebrados bentônicos como elementos de juízo para la evaluación de la calidad biológica del rio Segre (Lérida, NE España. *Limnética*, Madrid, v. 2, p. 205 – 215, 1986.
- PEREIRA, D.; DE LUCA, S. J. Benthic Macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 15, n. 2, p. 57 – 68, 2003.
- PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. *Biologia da Conservação*. Londrina: E. Rodrigues, 328p., 2001.
- QUEIROZ, J. F.; SILVA, M. S. G. M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. *Organismos Bentônicos: biomonitoramento e qualidade da água*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2008.
- RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 22, n. 3, p. 613 – 618, 2005.
- RINCÓN, P. A. Uso do micro-hábitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: CARAMASCHI, E.P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P. R. *Ecologia de Peixes de Riachos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, 1999. p. 23 - 90.
- ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos-SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 13, n. 2, p. 69 - 77, 2001.
- ROSENBERG, D.M., RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, 1993, New York, p. 1-9.
- RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, BR. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, n. 2, p. 411 - 417, 2002.
- SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L.; OLIVEIRA, A. L. H. A fauna de Chironomidae (Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis, RJ). In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro: Séries Oecologia Brasiliensis. 1998. p. 253 – 263
- SOARES, F.S.; MEDRI, M.E. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M.E. et al. A *Bacia do rio Tibagi*. Londrina: Ed. UEL, 2002, p. 69 – 79.

STRIEDER, M.N. et al. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*, São Leopoldo, v. 28, n. 1, p. 17 – 24, 2006.

WILLIAMS, D.D.; FELTMATE, B.W. *Aquatic insects*. Cab International, Wallingford, UK, 1994.

UIEDA, V.S.; CASTRO, R. M. C. Coleta e Fixação de peixes de riachos. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. & PERES-NETO, P. R. *Ecologia de Peixes de Riachos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, 1999. p. 01 – 22.

VEGA, M.J.; DURANT, P. Fenologia de Efemerópteros y su relación com la calidad de água del Rio Albarregas, Mérida, Venezuela. *Revista de Ecología Latinoamericana*, Mérida, v.7, n.3, p. 19 – 27, Dez., 2000.

## CAPÍTULO I

### ENTOMOFAUNA AQUÁTICA DE UM RIBEIRÃO EM ÁREA AGROPECUÁRIA DO NORTE DO PARANÁ

(Artigo a ser submetido à revista Neotropical Entomology)

#### RESUMO

Em ambientes lóticos, a vegetação marginal evita a erosão e conseqüente assoreamento do canal preservando o volume da água, suas condições físico-químicas e disponibiliza matéria orgânica como alimento para comunidade aquática. O objetivo desta pesquisa foi compreender a dinâmica da entomofauna aquática de diferentes trechos do ribeirão Marrequinho que apresenta variação na largura das faixas de vegetação marginal e no nível de interferência antrópica ao longo do seu leito, passando por áreas de pastagem e de monocultura. As amostragens foram realizadas em seis estações, nas quais realizou-se coleta de insetos com peneira, lavagem de madeira e de seixos. Para entomofauna geral, destaca-se a família Chironomidae com 37,4% do total de indivíduos. A estação M1, com vegetação marginal reduzida e pouca interferência antrópica, apresentou diversidade e riqueza significativamente maiores que as demais estações. Já entre os bioindicadores de boa qualidade, Baetidae foi a família mais abundante, destacando-se o gênero *Americabaetis*, com 412 indivíduos; a maior diversidade e riqueza de bioindicadores foram observadas em M3, que apresenta maior vegetação marginal e menor interferência antrópica, dentre todas as estações. Para a entomofauna geral a maior ou menor interferência antrópica, o estado de preservação da vegetação marginal e o uso das terras adjacentes não são necessariamente tão importantes, enquanto entre os bioindicadores de boa qualidade a proteção do ambiente pela vegetação marginal e menor interferência antrópica são sim fatores importantes para manutenção da diversidade e riqueza das suas populações.

**Palavras-chave:** Mata ciliar. Bioindicadores Degradação. Grupos de alimentação funcional.

#### ABSTRACT

In lotic environments, the marginal vegetation prevents erosion and consequent siltation of the channel preserving the volume of water, their physico-chemical conditions and provides organic matter as food for aquatic community. The objective of this research was to understand the dynamics of aquatic insect fauna of different parts of the Marrequinho stream that shows variation in the width of the strips of riparian vegetation and in the level of anthropogenic interference over his channel, through pastures and monoculture. Samples were collected at six stations, which was held in collecting insects with a sieve, wash wood and rock. For general insect, stands out family Chironomidae with 37.4% of the total individuals. The station M1, with reduced riparian vegetation and little human interference, showed significantly higher diversity and richness than the other stations. Among the bioindicators of

good quality, Baetidae was the most abundant family, especially the genus *Americabaetis*, with 412 individuals, being the greatest diversity and richness observed in M3, which has a higher marginal vegetation and less human interference, of all stations. For general insect more or less human interference, the state of preservation of riparian vegetation and adjacent land use are not necessarily important, while among the bioindicators of good quality, environmental protection by riparian vegetation and less human interference factors are important for maintaining the diversity and richness of its population.

**Keywords:** Riparian vegetation. Bioindicators. Degradation. Functional feeding groups.

## Introdução

Em ambientes lóticos, os insetos mostram um padrão de distribuição diretamente influenciado por vários fatores que atuam isoladamente ou em conjunto, tais como: natureza do substrato, heterogeneidade de habitats, disponibilidade de alimento, abrigos e local para desova (Rincón 1999, Barrela *et al.* 2000, Casatti *et al.* 2006). Fatores como a velocidade da correnteza, pluviosidade e em especial a vegetação marginal estão diretamente relacionados com a entrada de material alóctone, a estabilidade das margens e a distribuição dos substratos, influenciando na composição e estrutura da comunidade bentônica (Ciborowski 1983, Uieda & Castro 1999, Barrela *et al.* 2000, Gonçalves & Aranha 2004, Ribeiro & Uieda 2005).

A vegetação marginal evita a erosão e consequente assoreamento do canal preservando o volume da água, suas condições físico-químicas e disponibiliza matéria orgânica como alimento para comunidade aquática (Fraga 2002, Tundisi & Tundisi 2010). Na sua ausência ou redução, o ribeirão acaba por absorver carga de produtos orgânicos ou químicos, carregados pelo escoamento das águas das chuvas. Dentre as principais fontes de poluição hídrica estão as águas de origem agropastoris (excrementos de animais, pesticidas, fertilizantes) e de escoamento superficial (Lorandi & Cançado 2002) que carregam estes e outros poluentes (como óleo e lixo provenientes de rodovias) para dentro dos rios.

O estado do Paraná como um todo apresenta avançado estado de fragmentação das áreas naturais, em função das atividades agropecuárias predominantes nesta região e são escassos estudos que foquem a entomofauna de ribeirões expostos a diferentes situações de uso do solo e vegetação ciliar.

O objetivo desta pesquisa foi compreender a dinâmica da entomofauna aquática de um ribeirão que apresenta variação na largura das faixas de vegetação marginal, ao longo do seu leito, passando por áreas de pastagem e de monocultura.

Estabeleceu-se as hipóteses de que: a diversidade e riqueza da entomofauna aquática será significativamente maior nas estações de coleta com maior faixa de vegetação marginal; a estação de coleta com menor influência antrópica e maior faixa vegetacional será aquela com a maior diversidade e riqueza de gêneros de insetos bioindicadores.

## **Material e Métodos:**

### *Área de Estudo:*

O estudo foi desenvolvido no Ribeirão “Marrequinho” (fig. 1), pertencente à sub-bacia do ribeirão Taquara, um subafluente do Baixo rio Tibagi, no norte do estado do Paraná, próximo ao distrito de Guaravera, município de Londrina. Nessa região, predomina a Formação Serra Geral, com idade jurássico-cretácea, pertencente ao grupo São Bento, de clima subtropical úmido com verão quente (média anual de 21°C), sendo que esta estação concentra a maior parte das chuvas que ocorrem ao longo do ano (IAPAR 1994, Pinese 2002). A formação vegetacional original da região caracteriza-se por Floresta Estacional Semidecidual pertencente ao bioma de Mata Atlântica, passando por um intenso processo de fragmentação no século XX até os dias de hoje, resultando numa paisagem composta por um mosaico de pequenos remanescentes, principalmente por ação das atividades agropecuárias na região.

Foram determinadas seis estações de amostragem (fig. 2), distribuídas da nascente à foz, cada uma com uma área de coleta de 50 m: a estação M1 (fig. 2A) atravessa área de campo de pastagem, com rápidos e corredeiras bastante desenvolvidos e freqüentes, presença de seixos, folhas, troncos e galhos submersos, margens relativamente estáveis e íngremes, extensão da vegetação marginal entre 12m e 18m, com cobertura quase total do leito e sub-bosque pouco fechado; M2 (fig. 2B) também atravessa campo de pastagem, com grande quantidade de seixos, rápidos e corredeiras não tão desenvolvidos quanto em M1, folhas troncos e galhos submersos, margens pouco estáveis, extensão da vegetação marginal entre 12m e 18m, cobertura parcial do leito, sub-bosque pobre, pelo trânsito intenso do gado na mata (mais que em M1), o qual atravessa o ribeirão; a estação M3 (fig. 2C) passa por área de monocultura (soja), com boa quantidade de seixos, rápidos e corredeiras bem desenvolvidos, folhas, troncos e galhos submersos, margens caracterizam-se por um terreno bastante íngreme, cobertura parcial do leito, vegetação marginal maior que 18m, com sub-

bosque fechado e maior variedade de plantas nativas, em comparação aos demais pontos, dificultando o acesso ao ribeirão; já em M4 (fig. 2D), também passando por área de monocultura, observa-se a presença de fundo pedregoso (laje) e locais com forte correnteza, margens pouco estáveis, cobertura parcial do leito, largura média da vegetação marginal superior aos 18m, porém com sub-bosque não tão fechado quanto no trecho anterior, devido o trânsito de gado em seu interior; em M5 (fig. 2E), que novamente passa por campo de pastagem, há predomínio de fundo pedregoso (laje), com pontos de forte correnteza, margens pouco estáveis, cobertura parcial do leito, vegetação marginal não ultrapassando os 12m, cujo sub-bosque é pobre por haver trânsito de bovinos; por fim, em M6 (fig. 2F), que atravessa campo de pastagem, há predomínio de fundo pedregoso (laje), com forte correnteza, as margens são totalmente desprovidas de mata ciliar, sem cobertura sobre o leito (área aberta), sendo que neste trecho gado e tratores atravessam o ribeirão de uma margem a outra, observando-se grande interferência antrópica.

#### *Amostragem:*

Para a amostragem da entomofauna aquática empregou-se os métodos adaptados de Hauer & Resh (2007), Brandimart *et al.* (2004) e sugeridos por Bennemann & Galves (2008), em três substratos (fig. 3): coleta em folhígio e raízes, com peneira (malha 2mm), em áreas de depósito (remansos), correnteza e margens (fig. 3A); madeiras (galhos e troncos em processo de decomposição), lavadas cuidadosamente (atentando para áreas com orifícios ou reentrâncias, além das porções mais fragmentadas) em uma bandeja contendo álcool 90% (fig. 3B) ; e seixos que, em processo semelhante ao da madeira, porém realizado em campo, eram lavados em uma bandeja contendo álcool 90% (fig. 3C).

As amostras foram triadas em microscópio estereoscópico, no Laboratório de Entomologia Geral e Médica da Universidade Estadual de Londrina. Os exemplares foram identificados até o nível taxonômico de família, e os representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), identificados até o nível de gênero com auxílio das pesquisadoras Gisele Luziane de Almeida, do Museu Nacional do Rio de Janeiro. Para tanto, utilizou-se dos manuais de identificação de Pérez (1988), Costa *et al.* (1988), Angrisano (1995), Nieser & Melo (1997), Salles (2006), Lecci & Froehlich (2007) e Mugnai *et al.* (2010).

Conforme sugere Egler (2002), foram registradas: as variáveis físicas (temperatura do ar e da água (°C)) e físico-químicas (condutividade elétrica ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), pH e oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )) de cada ambiente, com o auxílio de medidor multiparâmetro Hanna (HI 9828); e as medidas hidrológicas, sendo dez medidas de largura e profundidade (tomadas com o auxílio de uma trena, das quais obteve-se uma média); e dez medidas de velocidade da água, pelo método do flutuador (bola de “ping-pong”, contendo 20 mL de água), determinando-se uma distância de 10m, no início do qual era liberado o flutuador e cronometrado o tempo de deslocamento, repetindo-se dez vezes esta tomada de tempo. A velocidade média da água foi calculada pela seguinte fórmula:

$$V_m = \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

onde: S = espaço percorrido (10m) pelo flutuador; t = tempo (em segundos) gasto para percorrer tal distância.

De posse destas três medidas, foi calculada a Vazão em cada estação de coleta:

$$Q = \text{largura (m)} \times \text{profundidade (m)} \times \text{velocidade (m/s)}$$

#### *Análise dos Dados:*

Para os dados obtidos foram aplicados o Índice de Shannon-Wiener, para estimativa das diversidades encontradas em cada ambiente; equitabilidade (Índice de Pielou), que permite analisar se os diferentes táxons possuem abundância semelhantes ou divergentes; e Riqueza de Margalef, para estimar a diversidade da comunidade com base na distribuição numérica dos diferentes táxons em função do número total de indivíduos em cada amostra. Além destas métricas, também foi realizada uma Análise de Agrupamentos, com a construção do dendograma de Similaridade de Bray-curtis para comparação dos resultados nos três ambientes. Todas as análises citadas anteriormente foram realizadas com o auxílio do programa Palentological Statistic (PAST version 1.53).

Para discutir sobre o estado de conservação dos riachos, foi calculado o Índice EPT, que consiste na somatória dos indivíduos de Ephemeroptera, Plecoptera e

Trichoptera, dividido pela somatória dos indivíduos de um grupo tolerante a condições ambientais adversas, como é o caso da família Chironomidae (Diptera), conforme fórmula abaixo:

$$EPT = \frac{\Sigma Ephemeroptera + \Sigma Plecoptera + \Sigma Trichoptera}{\Sigma Chironomidae}$$

Para compreender a situação de preservação das condições ecológicas dos habitats nos trechos estudados foi empregado o Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats em trechos de bacias hidrográficas proposto por Callisto *et al.* (2002) e modificado do protocolo da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA 1987). Tal protocolo avalia um conjunto de parâmetros, que são descritos e pontuados com base na observação das condições de habitat. A somatória da pontuação de cada parâmetro avaliado fornece um valor que reflete o nível de preservação das condições ecológicas de cada ambiente estudado (0 – 40 = Trechos “Impactados”; 41 – 60 = Trechos “Alterados”; > 61 = Trechos “Naturais”).

Ainda, foram identificados os grupos de alimentação funcional (FFGs, sigla em inglês), afim de calcular os valores dos atributos ecológicos dos ecossistemas de rios, conforme Cummins *et al.* (2005), que se baseiam nas proporções entre os grupos tróficos. Os FFGs foram identificados com auxílio da Chave para Grupos de Alimentação Funcional, preparada para a região da Floresta Atlântica, Paraná, Brasil (Cummins *et al.* 2005), exigindo identificação ao nível taxonômico de família.

Segundo Barbour *et al.* (1999), medidas ambientais ou métricas permitem ao pesquisador usá-las como indicadores na avaliação de comunidades aquáticas, uma vez que tais medidas podem sofrer alguma alteração com o aumento da interferência humana, sendo sua resposta previsível. Neste estudo, foram escolhidas as métricas listadas abaixo, baseado em Barbour *et al.* (1999) e Egler (2002), optando-se pelas medidas mais simples, diretas e comumente utilizadas, com as quais foi realizada Análise de Componentes Principais (ACP), com auxílio do programa SPAD 3.5.

As Métricas escolhidas para avaliação, considerando a Entomofauna geral foram: nº Total de táxons, nº de táxons de EPT, % EPT, % Chironomidae, % Raspadores e % Coletores.

As Métricas escolhidas para avaliação, considerando os Gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram: nº total de táxons de EPT, nº táxons de Ephemeroptera, nº táxons de Trichoptera, nº táxons de Plecoptera e Baetidae/ Ephemeroptera.

## **Resultados e Discussão**

### *Entomofauna Geral*

As variáveis hidrológicas, físicas e físico-químicas obtidas nas seis estações de amostragem estão registradas na tabela 1, entre as quais não foram encontradas diferenças significativas, conforme teste “t” de Student. Destacam-se apenas os altos valores de oxigênio dissolvido (especialmente nas estações M3 e M4) e pH, que se manteve neutro em todas as estações. Segundo resolução do CONAMA (2005), valores de pH entre 6,0 e 9,0 e de oxigênio dissolvido igual ou maior que 6,0 mg.L<sup>-1</sup>, são adequados para ambientes “especiais”, destinados à preservação e equilíbrio das comunidades aquáticas. Os altos níveis de oxigênio permitem o estabelecimento de espécies consideradas sensíveis a impactos e que exigem altas taxas daquele elemento dissolvido na água. (Goulart & Callisto 2003). Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner (2003), estudando ribeirões em áreas naturais e de monocultura também não encontraram diferenças significativas entre as variáveis físicas e químicas das áreas estudadas, sugerindo que tais medidas não são suficientes para explicar as diferenças na riqueza da fauna (Richards *et al.* 1996 *apud* Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner 2003).

Foram coletados um total de 13416 exemplares (tabela 2), distribuídos em 10 ordens e 57 famílias. Diptera foi a ordem mais abundante (6556 indivíduos) e com o maior número táxons identificados. Dentre as famílias, Chironomidae (Diptera) foi a mais numerosa (5020 indivíduos), representando 37,4% do total de indivíduos coletados no ribeirão Marrequinho. Os Diptera, em especial os quironímideos, são comumente o táxon dominante na maioria dos trabalhos realizados em ambientes lóticos (Baptista *et al.* 1998, Egler 2002, Kleine & Trivinho-Strixino 2005, Dias *et al.* 2009).

Segundo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats (Callisto *et al.* 2002) (tabela 3), todas as estações foram classificadas como trechos “naturais”, à exceção de M6, classificado como trecho “alterado” pela ausência de vegetação marginal nesta estação.

Na Análise de Componentes Principais (ACP) (fig. 4), os dois primeiros componentes explicam, respectivamente, 45,88% e 35,89% da variação. As estações de coleta estão representadas por pontos no espaço, e a proximidade dos mesmos revela a semelhança nos valores das variáveis entre as estações.

De acordo com a análise dos atributos ecológicos (Cummins *et al.* 2005) (tabela 3), o índice de Autotrofia indica que todas as estações de amostragem foram consideradas heterotróficas, indicando que a base da cadeia alimentar no ribeirão Marrequinho é composta principalmente pelo acúmulo de folhas submersas originadas da zona ripária, apesar da baixa representatividade de fragmentadores registrada. A relação entre matéria orgânica grossa e fina (CPOM/FPOM) foi baixa em todos os trechos, evidenciando a pequena representatividade de fragmentadores. A relação entre FPOM em transporte e sedimentada (TFPOM/BFPOM), também apresentou baixos valores para as estações de coleta, revelando uma comunidade dominada por organismos juntadores que se alimentam principalmente de partículas sedimentadas, sendo que a FPOM, neste caso, torna-se um recurso alimentar ideal somente após acumular nos sedimentos (Cummins *et al.* 2005).

O único trecho em que a relação TFPOM/BFPOM acusou carga de TFPOM acima do normal foi em M4, justamente a estação em que as diferenças entre o número de juntadores e filtradores não foram discrepantes, se comparado aos demais trechos. Tal resultado é evidenciado pela Análise de Componentes Principais (ACP), que revela a %Coletores como uma das variáveis que melhor explicam os valores nesta estação de coleta. Isso se deve a abundância de representantes da família Simuliidae (Diptera) em M4, pois este é um trecho de laje com forte correnteza, maior estabilidade do substrato e condições estas favoráveis à fixação de organismos filtradores, como os simulídeos (Lima *et al.* 2005). No que diz respeito à estabilidade do canal, pode-se considerar que o substrato classifica-se entre sub-adequado e adequado para todas as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho.

Na estação M2 (vegetação marginal reduzida), observa-se uma alta representatividade de quironomídeos (próximas a 50%), que são coletores-juntantes, justificando, assim, a alta representatividade de coletores para tal estação (tabela 2). A família Chironomidae está entre os táxons considerados tolerantes (Goulart & Callisto 2003), favorecendo-se de situações de impacto, frente às quais suas porcentagens tendem a aumentar (Barbour *et al.* 1999). Estes organismos coletores também se favorecem em situações de degradação, aumentando suas proporções; tais organismos são considerados generalistas tendo uma maior gama de recursos alimentares, o que os favorece em situações como

desmatamento e assoreamento que diminuem a disponibilidade de alimento para a fauna aquática (Barbour *et al.* 1999, Egler 2002).

A estação de coleta com riqueza e diversidade significativamente maiores foi M1 (passando por área de pastagem e com vegetação marginal reduzida) (tabela 3). Segundo Ferreira & Casatti (2006), do ponto de vista químico, a conversão das florestas marginais em pastagens tem menor impacto sobre os ambientes aquáticos, uma vez que as pastagens, em geral, não recebem grandes quantidades de produtos tóxicos, como pesticidas.

A maior porcentagem de fragmentadores na estação M1 reflete as condições deste que é um trecho de cabeceira, onde a incidência de luz no leito ainda é reduzida e a cadeia trófica depende dos processos de digestão mecânica dos fragmentadores para obtenção de energia proveniente da matéria orgânica alóctone (Fraga 2002). Neste trecho, a vegetação marginal, apesar de não apresentar sua maior extensão, é suficiente para manter a estabilidade das margens, a heterogeneidade de habitats e o aporte de matéria orgânica necessária para suprir as necessidades da entomofauna aquática naquela estação, mantendo-a rica e diversa. Além disso, a estabilidade do canal neste trecho (baseada nas proporções de grupos funcionais alimentares) classifica-o como possuindo substrato adequado abundante, com seixos e destroços de madeira, além de grande quantidade de folhicho submerso (Cummins *et al.* 2005), mostrando ser esta uma estação com habitat bastante heterogêneo. Segundo Bispo *et al.* (2002), a heterogeneidade de habitats favorece a colonização de organismos em substratos que ofereçam boas condições para seu desenvolvimento e sobrevivência, tais como disponibilidade de recursos, velocidade da água, entre outros. Ambientes próximos a nascentes, como é o caso de M1, sofrem maior influência da vegetação marginal devido o sombreamento proporcionado pela mesma, que reduz a produção autotrófica, além de contribuir com a carga de material alóctone devido à queda de folhas da vegetação (Lima *et al.* 2005).

Dias *et al.* (2009) afirmam que ambientes em que há perda da vegetação ripária e da heterogeneidade de habitats, refletem perturbações na composição da comunidade bentônica, diminuindo sua diversidade e riqueza. Contrariando as expectativas, a estação M6 obteve valores de diversidade e riqueza significativamente maiores que M3, ficando atrás apenas da estação M1 (tabela 3). Townsend & Hildrew (2006) sugerem que a riqueza pode aumentar com a maior heterogeneidade espacial e alcançar valores máximos em níveis intermediários de distúrbio, como observado no ribeirão Marrequinho que ainda apresenta trechos com faixas consideráveis de vegetação marginal e trechos em que está bem alterada,

sob efeitos de ação antrópica evidente. Assim, a estação de coleta M6, encontra-se sob influência tanto das áreas com melhor cobertura vegetal e menor impacto antrópico, quanto daquelas afetadas pelo desmatamento, proporcionando maior heterogeneidade ambiental e diversidade de habitats para a fauna (Egler 2002). Kikuchi & Uieda (1998) estudando alguns córregos no interior de São Paulo verificaram uma maior porcentagem de macroinvertebrados bentônicos na área aberta e trechos de corredeira, uma vez que estes ambientes são mais propensos a variações de natureza física e química, como temperatura, oxigênio e erosão. Esta maior abundância em áreas abertas deve-se, não somente à grande quantidade de material alóctone carreado de áreas mais fechadas à montante, mas também pela penetração de luz nas áreas abertas e, conseqüentemente, maior produção autóctone, disponibilizando para as comunidades mais recursos, pela formação de perifiton encrustado nas rochas. A estabilidade do substrato rochoso (predominante em M6), fornece condições para o aumento do número de invertebrados (Minshall & Minshall 1977). Kikuchi & Uieda (2005), trabalhando no córrego Itaúna, encontraram maior densidade da fauna em substrato rochoso de áreas abertas (semelhante a M6), provavelmente devido a alta incidência de luz, aumentando o perifiton, o qual determina a colonização de certos táxons (Boulton *et al.* 1988), como alguns gêneros da família Baetidae; os resultados de M6 corroboram com o estudo anterior.

O Índice EPT foi baixo em quase todo ribeirão Marrequinho (tabela 3), apresentando valores satisfatórios ( $> 0,6$ ) apenas em M6, o único trecho considerado “alterado”, sem nenhuma vegetação marginal. Isso se deve alta representatividade de bioindicadores, com 27% do total de indivíduos neste trecho, sendo 45,7% destes pertencentes a família Baetidae (Ephemeroptera). Tal família, em M6, representou 22,4% dos bioindicadores de todo o ribeirão Marrequinho, o que é observado na ACP (fig. 4), que mostra a %EPT como uma das variáveis mais significativas para a esta estação, além do nº de táxons total. Ainda que a grande maioria dos efemerópteros sejam restritos a águas de ótima qualidade, livres de influência antrópica, a família Baetidae apresenta alto grau de tolerância e se beneficiam em situações da alteração, inclusive aumentando sua densidade (Callisto *et al.* 2000), como ocorre em M6. O aumento no número de indivíduos deste táxon concorda com os resultados de Egler (2002) que registrou maior abundância deste grupo em áreas impactadas, interferindo diretamente nos valores da abundância de EPT em relação ao número de indivíduos de Chironomidae, já que um aumento nas proporções deste último (em relação ao gradiente de impacto) era esperado, mas não um aumento dos táxons bioindicadores de boa

qualidade, elevando os valores do índice EPT para a estação M6, apesar de suas condições locais de degradação.

A estação M3, com maior faixa de vegetação marginal, não obteve os maiores valores de riqueza e diversidade, mas foi melhor definida pelo nº total de táxons, nº táxons de EPT e %EPT na análise de Componentes Principais (ACP) (fig. 4), corroborando com os resultados de Guimarães *et al.* (2009) que, se utilizando do mesmo tipo de análise, também encontraram que a %EPT era uma das métricas que determinavam os resultados do ribeirão com melhor cobertura vegetal, definindo essas medidas como boas indicadoras da qualidade ambiental.

Assim, não pôde-se comprovar a hipótese de que a diversidade e riqueza seriam significativamente maiores nos trechos com maior faixa de vegetação marginal (M3). Porém, segundo Guimarães *et al.* (2009), o índice de diversidade de Shannon-Wiener não reflete bem as reais condições de ambientes lóticos, uma vez que o cálculo deste índice considera a riqueza de táxons e a abundância, observando que em ambientes bem preservados em que abundância de Chironomidae era alta, os valores para diversidade reduziam.

#### *Gêneros de EPT*

Com relação às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foram registrados um total de 2310 indivíduos, distribuídos em 14 famílias e 29 gêneros. Baetidae e Leptophlebiidae (Ephemeroptera) foram as famílias com maior número de táxons registrados, sendo a primeira a mais abundante (882 indivíduos), na qual destaca-se o gênero *Americabaetis* (412 indivíduos) (tabela 4). Vega & Durant (2000) também encontraram maior diversidade e abundância da família Baetidae para as estações de coleta do rio Albarregas, na Venezuela. Bispo *et al.* (2001) trabalhando em córregos na Serra dos Pireneus, também encontraram maior representatividade da família Baetidae dentre os bioindicadores EPT.

A maior abundância foi registrada em M6, sendo a família Baetidae bastante representativa, com 45,7% dos 1131 indivíduos de EPT neste trecho; isso se deve à grande representatividade de gêneros como *Americabaetis* (Ephemeroptera: Baetidae) e *Ochrotrichia* (Trichoptera: Hydroptilidae), não corroborando com Egler (2002) que encontrou redução do número de indivíduos de *Americabaetis* nas áreas desmatadas. Porém, tal estação registrou a menor diversidade e baixa equitabilidade de EPT, o que pode ser explicado pela grande representatividade da família Baetidae, em especial do gênero *Americabaetis*. A alta relação

Baetidae/Ephemeroptera nesta estação (evidenciada na ACP) era esperada (tabela 5), pois tende a aumentar frente aos impactos (Barbour *et al.* 1999). Segundo Goulart & Callisto (2003), a temperatura é um dos fatores preponderantes para distribuição de Baetidae, sendo que seus representantes são mais abundantes em águas sujeitas a temperaturas mais elevadas como aquelas em áreas abertas, sem cobertura vegetal semelhante a condição de M6.

A estação de coleta que registou os valores de diversidade e riqueza significativamente maiores foi M3 (tabela 5) com maior faixa de vegetação marginal e os mais altos níveis de oxigênio dissolvido no ribeirão Marrequinho. De acordo com a ACP (fig. 5), a estação M3 é bem definida pelo nº táxons de Ephemeroptera e nº táxons total de EPT, que nesta estação tiveram seus maiores valores. Bispo & Oliveira (1998) estudando córregos no Parque Ecológico de Goiânia, verificaram que a cobertura vegetal e ação antrópica eram dois dos principais fatores que afetavam a fauna de EPT. Segundo Vega & Durant (2000), em trechos de maior diversidade, a dinâmica das comunidades aquáticas é influenciada pela maior cobertura vegetal que controla as mudanças de temperatura da água e o aporte de material alóctone das margens. Kleine & Trivinho-Strixino (2005), trabalhando no córrego Fazzari (São Carlos, SP), também encontraram maior riqueza de EPT no trecho com características mais preservadas e protegido por mata ripária, diminuindo em trechos onde a mesma era alterada ou ausente.

Dessa forma, confirma-se a hipótese de que os valores de riqueza e diversidade seriam significativamente maiores nas estações de coleta com maior faixa vegetação marginal. Observa-se que para os organismos bioindicadores de boa qualidade (EPT), a proteção do ambiente pela vegetação marginal é sim um fator importante para manutenção da diversidade e riqueza das suas populações. Logo, este também se torna um fator crucial para os demais organismos da comunidade bentônica, uma vez que estes bioindicadores representam, em sua maioria, a base das cadeias tróficas em ambientes lóticos.

### **Referências Bibliográficas**

- Angrisano EB (1995) Insecta Trichoptera, p. 1199-1237. In Lopretto EC, Tell G (Eds.). Ecosistemas de aguas continentales, metodologia para su estudio. Tomo III. La Plata, Ediciones Sur, 1401 p.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish.

- EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C., 339p.
- Barrela W, Petrere Jr M, Smith WS, Montag LFA (2000) As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes, p. 187 – 205. In Rodrigues RR, Leitão-Filho HF (eds) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, EDUSP, 320p.
- Bennemann ST, Galves W (2008) Metodologia de Amostragem da Fauna Aquática. In Bennemann ST, Shibatta AO, Vieira AOS *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina, EDUEL, 143p.
- Bispo PC & Oliveira LG (1998) Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás, p. 175 – 189. In Nessimian JL, Carvalho AL (eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro, Séries Oecologia Brasiliensis, 309p.
- Bispo PC, Oliveira LG, Crisci VL & Silva MM (2001) A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu. 13: 1 – 9.
- Bispo PC, Froehlich CG, Oliveira LG (2002) Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous área of Central Brazil. *Braz J Biol* 62: 409–417.
- Boulton AJ, Spangaro GM, Lake OS (1988) Macroinvertebrate distribution and recolonization on stones subjected to varying degrees of disturbance: an experimental approach. *Arch Hydrobiol*. 113: 551-576.
- Brandimarte AL, Shimizu GY, Anaya M, Kuhlmann ML (2004) Amostragem de Invertebrados Bentônicos. p 213-230 In Bicudo CEM, Bicudo DC *Amostragem em Limnologia* (eds). São Carlos, Rima, 351p.
- Callisto M, Moretti M, Goulart M (2000) Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Rev Bras Rec Híd* 6: 71–82.
- Callisto M., Ferreira WR, Moreno P, Goulart M, Petrucio M (2002) Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG – RJ). *Acta Limnol Brasil* 14: 91-98.
- Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *New York, Environ Manage* 38: 974–982.
- Ciborowski JJH (1983) Influence of current velocity, density and detritus on drift of two mayfly species (Ephemeroptera). *Can J Zool* 61:119– 125.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) (2005) Resolução nº357 de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União*. Brasília, Brasil.

- Costa C, Vanin AS, Casari-Chen, SA (1988) Larvas de Coleoptera do Brasil. São Paulo, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 282p.
- Cummins KW, Merritt RW, Andrade PCN (2005) The use of invertebrate functional groups characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brasil. *Stud Neotrop Fauna Environ* 40: 69-89.
- Dias AS, Molozzi J, Pinheiro, A (2009) Distribuição e Ocorrência de macroinvertebrados bentônicos em rios nas áreas com cultura orizícola no Vale do Itajaí – SC. *HOLOS Environ* 9: 45–64.
- Egler M (2002) Utilizando a Comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas. 166p. (mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1987) Biological criteria for the protection of aquatic life. Division of Water Quality Monitoring and Assessment. Ed. Columbus 120p.
- Ferreira CP, Casatti L (2006) Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Rev Bras Zool* 23: 642-651.
- Ferreira-Peruquetti OS, Fonseca-Gessner AA (2003) Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Rev Bras Zool* 20: 219–224.
- Fraga SAPM (2002) Efeitos do impacto por esgoto doméstico na decomposição e fauna associada, em três rios do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. 111p. (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da vida silvestre). – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- Gonçalves FB, Aranha JMR (2004) Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biol Paran* 33: 181–191.
- Goulart MDC, Callisto M (2003) Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. FAPAM Disponível em: <<http://web.cena.usp.br/apostilas/Valdemar/bioindicadores%2019.10.2010.pdf>> . Acesso em: 29 maio 2009.
- Guimarães RM, Facure KG, Pavanin LA, Jacobucci GB (2009) Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnol Brasil* 21: 217-226.
- Hauer FR, Resh VH (2007) Macroinvertebrates p. 435-454. In Hauer FR, Lamberti GA *Methods in stream Ecology*. San Diego, Academic Press, 895p.
- IAPAR (Instituto Agrônômico do Paraná) (1994) Cartas Climáticas básicas do estado do Paraná, IAPAR, Londrina.

- Kikuchi, RM, Uieda VS (1998) Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In Nessimian JL, Carvalho AL (eds) Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro: 157 – 173.
- Kikuchi RM, Uieda VS (2005) Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. Entomol Vect 12: 193-231.
- Kleine P, Trivinho-Strixino S (2005) Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. Acta Limnol Brasil 17: 81-90.
- Lecci LS, Froehlich CG (2007) Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). p 1-10. In Froehlich CG (org.) Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 29 jan 2011.
- Lima MM, Salles FF, Cruz PV, Coelho LC, Leite T, Boccagini D, Bitencourt M, Silveira CBP (2005) Avaliação dos efeitos do desmatamento da vegetação ripária sobre os macroinvertebrados bentônicos em um rio por meio da avaliação de agrupamentos funcionais alimentares. An VII Cong Ecol Br, Caxambú, MG.
- Lorandi R, Cançado C J (2002) Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, p. 37 – 65. In Schiavetti A, Camargo AFM Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações. Ilhéus, Ed. Editus, 289p.
- Minshall GW, Minshall JN (1977) Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (USA) stream. Netherlands, Hydrobiologia 55: 231-249.
- Mugnai R, Nessimian JL, Baptista DF (2010) Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Ed. Technical Books, 176p.
- Nieser N, Melo AL (1997) Guia Introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Boleo Horizonte, Ed. UFMG, 177p.
- Pérez GR (1988) Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá, Colombia, Presencia, Universidad de Antioquia, 217p.
- Pinese JPP (2002) Síntese geológica da bacia do rio Tibagi, p. 21 – 38. In Medri ME, Bianchini E, Shibatta AO, Pimenta JA A bacia do rio Tibagi. Londrina, EDUEL, 595p.
- Ribeiro LO, Uieda VS (2005) Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. Rev Bras Zool 22: 613–618.
- Rincón PA (1999) Uso do micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas, p. 23-90. In Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR Ecologia de Peixes de Riachos. Rio de Janeiro, Série Oecologia Brasiliensis.
- Salles FF (2006) A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade. 300 p. Tese de Doutorado em Entomologia – Universidade federal de Viçosa.

- Townsend CR, Hildrew AG (2006) Field experiments on the drifting colonization and continuous redistribution of stream benthos. *J Anim Ecol* 45: 759-772.
- Tundisi JG, Tundisi TM (2010) Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. *Campinas, Biota Neotrop* 10: 67-75.
- Uieda VS, Castro RMC (1999) Coleta e Fixação de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazoni R, Peres-Neto PR *Ecologia de Peixes de Riachos* p. 1 - 22. Rio de Janeiro, Série *Oecologia Brasiliensis*.
- Vega MJ, Durant P (2000) Fenologia de Efemerópteros y su relación com la calidad de água del Rio Albarregas, Mérida, Venezuela. *Rev Ecol Latinoam* 7: 19–27.

## TABELAS E FIGURAS

**Tabela 1** - Médias das variáveis hidrológicas, físicas e físico-químicas registradas para as seis estações de amostragem de insetos aquáticos, de Julho de 2010 a Junho de 2011, no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.

	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>
pH	7,9	7,9	7,5	7,4	7,8	7,9
Condutividade ( $\mu\text{s.cm}^{-1}$ à 25°C)	93,8	96,5	92,2	90,1	89,1	92
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg. L}^{-1}$ )	8,3	6,3	9,5	9,7	7,9	7,8
Tº Ar (°C)	23,7	21	23,2	24,9	23,8	24,4
Tº Água (°C)	19,4	18,5	19,8	20	20	21,1
Largura (m)	1,74	1,94	2,38	2,97	3,35	8,15
Profundidade (m)	0,18	0,19	0,26	0,22	0,23	0,31
Velocidade da água ( $\text{m.s}^{-1}$ )	0,39	0,22	0,44	0,64	0,46	0,64
Velocidade da água ( $\text{m.s}^{-1}$ )	0,39	0,22	0,44	0,64	0,46	0,64
Vazão ( $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ )	0,1	0,1	0,3	0,4	0,3	1,6

**Tabela 2 -** Abundância de insetos aquáticos, nível taxonômico de família, entre estações de amostragem do Ribeirão Marrequinho distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.

		<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>TOTAL</b>
<b>Blattaria</b>	<b>Blattellidae</b>	20	3	24	8	24	-	<b>79</b>
<b>Coleoptera</b>	Dryopidae	33	5	44	40	55	17	<b>194</b>
	Dytiscidae	295	53	32	18	49	16	<b>463</b>
	Elmidae	31	41	24	31	29	26	<b>182</b>
	Gyrinidae	4	3	26	15	60	73	<b>181</b>
	Hydrophilidae	87	68	132	52	27	50	<b>416</b>
	Lampyridae	1	-	-	-	-	-	<b>1</b>
	Lutrochidae	3	2	8	16	21	5	<b>55</b>
	Ptilodactylidae	-	1	-	-	-	-	<b>1</b>
	Scirtidae	1	-	2	1	-	-	<b>4</b>
	Staphilinidae	4	1	12	5	5	1	<b>28</b>
<b>Diptera</b>	Chaboridae	-	-	-	-	-	1	<b>1</b>
	Ceratopogonidae	4	4	-	2	8	7	<b>25</b>
	Chironomidae	353	1080	878	679	542	1488	<b>5020</b>
	Culicidae	12	3	-	-	-	1	<b>16</b>
	Dixidae	-	-	-	-	-	20	<b>20</b>
	Dolichopodidae	-	-	-	-	-	1	<b>1</b>
	Empididae	1	-	-	-	-	-	<b>1</b>
	Psychodidae	-	6	-	1	-	218	<b>225</b>
	Simulidae	8	363	10	440	-	392	<b>1213</b>
	Stratiomyidae	1	-	-	1	-	-	<b>2</b>
	Syrphidae	-	2	-	-	1	-	<b>3</b>
	Tabanidae	6	3	1	1	2	1	<b>14</b>
	Tipulidae	1	6	1	3	3	1	<b>15</b>

Ephemeroptera	Baetidae	11	59	104	70	121	517	<b>882</b>
	Caenidae	24	40	65	28	33	20	<b>210</b>
	Leptohyphidae	7	26	43	14	13	49	<b>152</b>
	Leptophlebiidae	22	34	53	47	34	41	<b>231</b>
Hemiptera	Belostomatidae	26	4	62	4	9	49	<b>154</b>
	Corixidae	1	-	-	-	-	2	<b>3</b>
	Gelastocoridae	-	-	-	-	1	-	<b>1</b>
	Gerridae	144	127	115	34	28	56	<b>504</b>
	Mesoveliidae	1		2	-	-	1	<b>4</b>
	Naucoridae	10	3	2	17	29	9	<b>70</b>
	Nepidae	1		1	-	-	2	<b>4</b>
	Notonectidae	28	2	-	-	-	2	<b>32</b>
	Veliidae	149	134	239	276	474	285	<b>1557</b>
Lepidoptera	Pyralidae	-	-	-	1	-	4	<b>5</b>
Megaloptera	Corydalidae	2	1	3	4	2	5	<b>17</b>
Odonata	Aeshnidae	52	11	21	1	2	32	<b>119</b>
	Calopterygidae	16	11	10	4	8	186	<b>235</b>
	Coenagrionidae	12	5	1	1	4	8	<b>31</b>
	Corduliidae	-	-	-	-	-	8	<b>8</b>
	Gomphidae	-	-	2	10	26	28	<b>66</b>
	Libellulidae	17	11	18	5	9	60	<b>120</b>
	Megapodagrionidae	-	2	1	2	9	1	<b>15</b>
	Protoneuridae	-	1	-	-	-	-	<b>1</b>
Plecoptera	Gripopterygidae	-	5	12	3	-	-	<b>20</b>
	Perlidae	4	3	20	6	5	6	<b>44</b>
Trichoptera	Calamoceratidae	43	8	1	-	8	52	<b>112</b>
	Glossomatidae	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>

Hydropsychidae	6	18	44	57	5	36	<b>166</b>
Hydroptilidae	-	4	-	3	-	400	<b>407</b>
Leptoceridae	-	1	-	-	-	4	<b>5</b>
Odontoceridae	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>
Philopotamidae	3	2	16	36	5	5	<b>67</b>
Polycentropodidae	2	6	3	-	-	1	<b>12</b>
<b>TOTAL</b>	<b>1446</b>	<b>2162</b>	<b>2034</b>	<b>1936</b>	<b>1651</b>	<b>4187</b>	<b>13416</b>

**Tabela 3** - Valores das medidas ecológicas, atributos ecológicos e da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats (Callisto et al, 2002) para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. considerando a Entomofauna Geral.

		<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>
Medidas ecológicas	Shannon-Wiener	2,551	1,931	2,278	2,152	2,203	2,356
	Riqueza	6,182	5,599	5,644	4,994	5,417	5,995
	Nº táxons Total	42	42	39	37	33	46
	Equitabilidade	0,682	0,516	0,621	0,596	0,63	0,615
	% EPT	8,4	9,5	17,8	13,6	13,5	27
	% Chironomidae	24,3	49,8	43,1	35,1	32,8	35,5
	Índice EPT	0,35	0,19	0,4	0,37	0,41	0,76
	% Raspadores	20,4	12,9	18,6	12,3	13,1	20,7
	% Coletores	29,5	71,7	51,8	66,2	43,1	58,4
	% Fragmentadores	3,2	0,65	0,83	0,46	1,57	1,34
Atributos ecológicos	P/R	0,62	0,18	0,35	0,18	0,3	0,35
	CPOM/FPOM	0,11	0,01	0,07	0,01	0,04	0,02
	TFPOM/BFPOM	0,08	0,24	0,08	0,71	0,01	0,23
	Canal estável	0,74	0,57	0,45	1,02	0,32	0,65
Protocolo		66	64	68	64	61	56

**Tabela 4** - Abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), para as seis estações de amostragem no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.

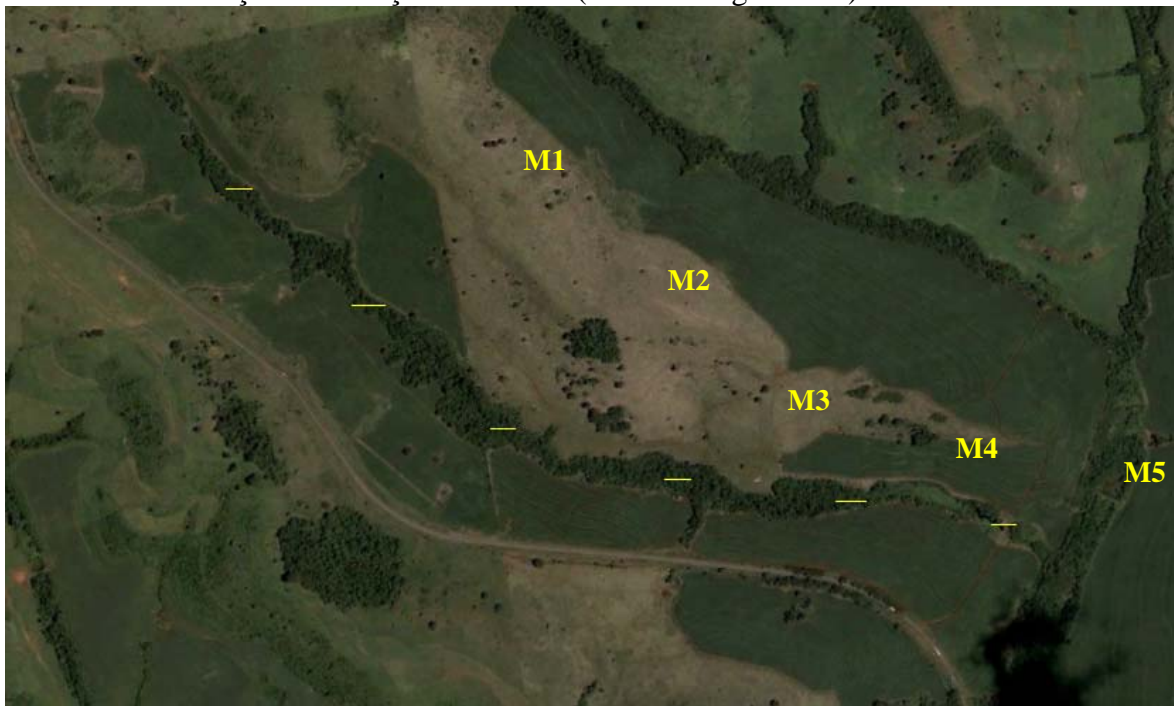
<b>Ordens</b>	<b>Famílias</b>	<b>Gêneros</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>TOTAL</b>
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	11	50	64	50	77	412	<b>664</b>
		<i>Apobaetis</i>	-	-	9	10	32	-	<b>51</b>
		<i>Baetodes</i>	-	9	25	4	3	102	<b>143</b>
		<i>Cryptonympha</i>	-	-	-	1	-	-	<b>1</b>
		<i>Cloeodes</i>	-	-	6	5	9	1	<b>21</b>
		<i>Guajjirolus</i>	-	-	-	-	-	2	<b>2</b>
	Caenidae	<i>Caenis</i>	24	40	65	28	33	20	<b>210</b>
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	20	30	40	35	34	41	<b>200</b>
		<i>Massartella</i>	-	-	1	2	-	-	<b>3</b>
		<i>Simothraulopsis</i>	2	1	4	-	-	-	<b>7</b>
		<i>Thraulodes</i>	-	-	7	5	-	-	<b>12</b>
		Gên. Indet. 5	-	3	1	5	-	-	<b>9</b>
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	-	-	-	-	-	14	<b>14</b>
		<i>Traverhyphes</i>	7	26	43	14	13	35	<b>138</b>
Plecoptera	Gripopterygidae	<i>Tupiperla</i>	-	5	12	3	-	-	<b>20</b>
	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	4	2	20	6	5	6	<b>43</b>
<i>Kempnya</i>		-	1	-	-	-	-	<b>1</b>	
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	43	8	1	-	8	52	<b>112</b>
		<i>Leptonema</i>	2	-	17	12	1	6	<b>38</b>
	Hydropsychidae	<i>Macronema</i>	-	-	-	1	-	1	<b>2</b>
		<i>Smicridea</i>	4	18	27	44	4	29	<b>126</b>
	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	-	4	-	3	-	2	<b>9</b>
		<i>Ochrotrichia</i>	-	-	-	-	-	398	<b>398</b>
	Glossomatidae	<i>Protoptila</i>	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>
Leptoceridae	<i>Oecetis</i>	-	1	-	-	-	1	<b>2</b>	

	<i>Triplectides</i>	-	-	-	-	-	3	<b>3</b>
Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	3	2	16	36	5	5	<b>67</b>
Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	1	2	1	-	-	-	<b>4</b>
	<i>Polycentropus</i>	1	4	2	-	-	1	<b>8</b>
<b>TOTAL</b>		<b>122</b>	<b>206</b>	<b>363</b>	<b>264</b>	<b>224</b>	<b>1131</b>	<b>2310</b>

**Tabela 5 -** Valores das medidas ecológicas para as seis estações de amostragem no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR, considerando a abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>
Shannon-Wiener	1,894	2,197	2,452	2,367	1,95	1,684
Riqueza	2,29	3,003	3,393	3,049	2,033	2,56
Nº táxons Total	12	17	21	18	12	19
Equitabilidade	0,762	0,775	0,805	0,819	0,785	0,571
Nº táxons Ephemeroptera	5	7	11	11	7	8
Nº táxons Trichoptera	6	7	8	5	4	10
Nº táxons Plecoptera	1	3	2	2	1	1
Baetidae/Ephemeroptera	0,17	0,37	0,41	0,44	0,6	0,82

**Figura 1** - Vista aérea do leito do ribeirão Marrequinho (coordenadas: 23°31'40,6"S e 51°08'17,6"W), distrito de Guaravera, município de Londrina, PR. indicando a localização das estações de coleta (Fonte: Google Earth).



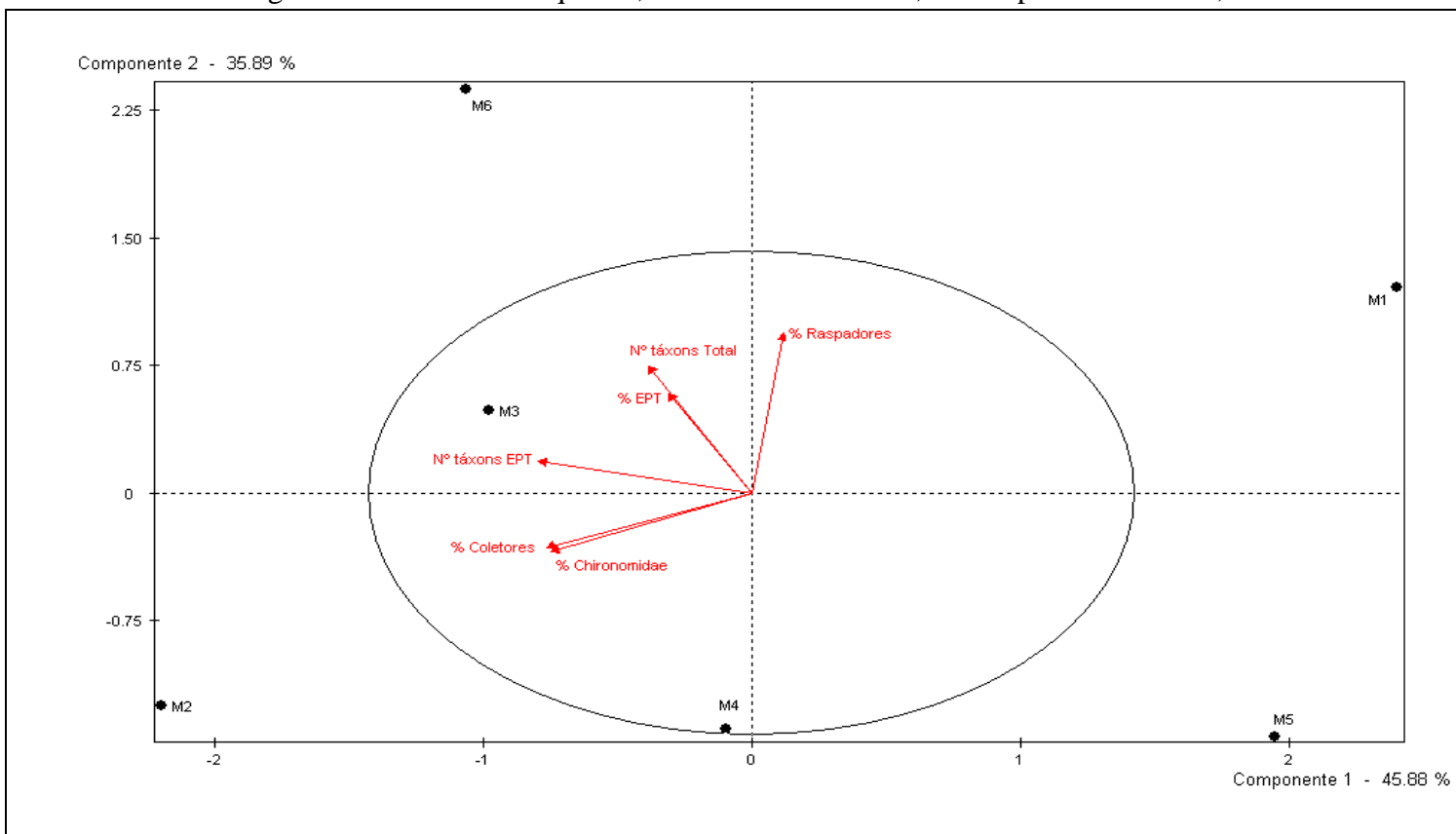
**Figura 2** - Estações de coleta no ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.: A = estação M1; B = estação M2; C = estação M3; D = estação M4; E = estação M5; F = estação M6.

**A****B****C****D****E****F**

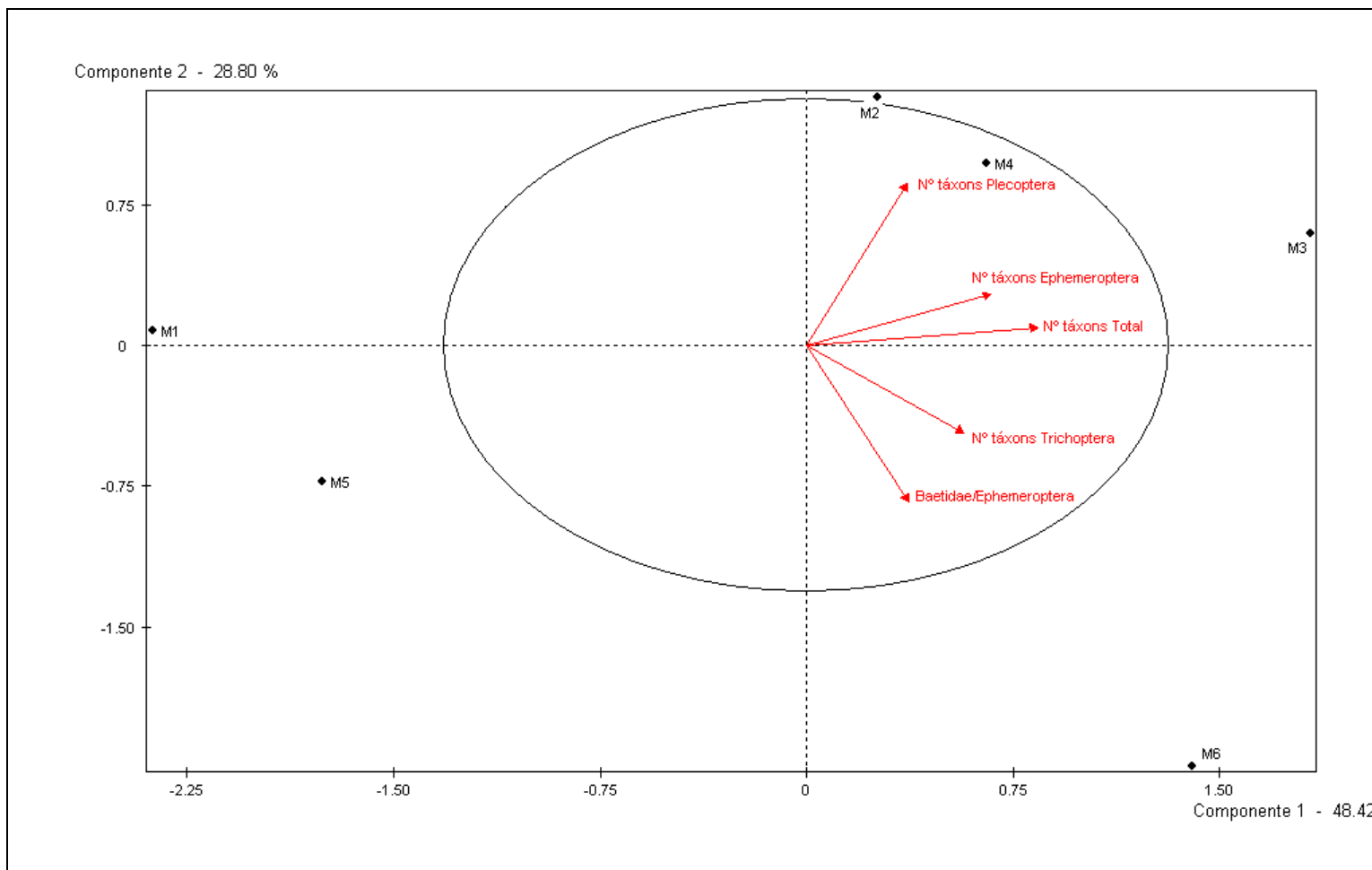
**Figura 3** - Métodos empregados para amostragem de insetos aquáticos em coleta realizada no ribeirão Marequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.: A = Peneira; B = Madeira; C = Seixos.



**Figura 4** - Análise de Componentes Principais (ACP), considerando a entomofauna geral para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.



**Figura 5** - Análise de Componentes Principais (ACP) considerando os gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) para as estações de amostragem do ribeirão Marrequinho, distrito de Guaravera, município de Londrina, PR.



## CAPÍTULO II

### EFEITO DA ANTROPOFISAÇÃO SOBRE A ENTOMOFAUNA AQUÁTICA E QUALIDADE AMBIENTAL DAS ÁGUAS DE TRÊS RIBEIRÕES, NO NORTE DO PARANÁ

(Artigo a ser submetido a revista Hydrobiologia)

#### ABSTRACT

The community structure of freshwater is mainly influenced by the diversity of available habitats, which are affected by abiotic and biological factors in lotic environments, such as the preservation of the riparian vegetation and the presence of pollutants. The objective of this study is to compare three streams in different states of preservation, and through measures such as diversity, richness and presence of bioindicator organisms, inferences about the state of preservation of them, besides to evaluate the effects of urbanization and agriculture on the aquatic ecosystem. Samples were collected in three streams, each with three stations, employing collected with a sieve, washing wood end rock. The river located in urban areas reported significantly lower richness and diversity, highlighting the poor condition of preservation of this environment, especially the family Chironomidae, a tolerant taxon, representing 54.8% of the total individuals. Among the bioindicators of good quality, highlighting the stream with better preservation, with the highest diversity and richness of those organisms. Changes such as the homogenization of habitat and increased organic matter, mainly caused by deforestation of riparian forests and wastewater disposal, impacting on communities of aquatic insects, favoring a few taxa that are tolerant and become dominant in situations of advanced degradation. For the bioindicators of good quality, preservation of riparian vegetation and reduced exposure to anthropogenic changes are more important to maintain the diversity and richness of its populations.

**Keywords:** Marginal vegetation. Degradation. Bioindicators. EPT Index

#### Introdução

A estrutura das comunidades de água doce é influenciada principalmente pela diversidade de habitats disponíveis, que são afetados por fatores abióticos e biológicos nos ambientes lóticos (Egler, 2002). Destes fatores, a velocidade da água, pluviosidade e vegetação marginal estão diretamente relacionados à entrada de material alóctone, a estabilidade das margens e a distribuição dos substratos, influenciando, assim, a composição e estrutura da comunidade bentônica (Ciborowski, 1983; Uieda & Castro, 1999; Barrela et al., 2000; Gonçalves & Aranha, 2004; Ribeiro & Uieda, 2005).

Em especial, o estado de preservação da vegetação marginal é um dos principais responsáveis por garantir o equilíbrio entre fluxo da correnteza e a disposição dos habitats (Petersen, 1992 *apud* Egler, 2002). Uma das conseqüências da alteração de florestas marginais é a sedimentação do leito. McClelland & Brusven (1980), em experimento de laboratório, encontraram que insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera optam por ambientes não sedimentados, uma vez que nestas áreas há perda de espaço intersticial entre as rochas, dificultando a colonização destes insetos em tal substrato.

Além da retirada da vegetação marginal, outros fatores, como poluentes, também são agravantes na degradação dos recursos hídricos. Segundo Lorandi & Cançado (2002), as principais fontes de poluição hídrica podem ser de origem natural (decomposição vegetal; erosão das margens), águas residuárias (esgotos domésticos e industriais), águas de escoamento superficial, de origem agropastoris (excrementos de animais, pesticidas, fertilizantes) e resíduos sólidos (lixo).

Assim, frente ao avançado processo de fragmentação dos ecossistemas terrestres e conseqüente degradação dos recursos hídricos no norte do Paraná (em função da agropecuária e intensa urbanização), além da sensibilidade estrutural das comunidades de insetos aquáticos, são importantes estudos baseados na entomofauna aquática de ambientes expostos a diferentes situações de preservação e degradação.

Os objetivos deste trabalho são comparar três ribeirões em diferentes estados de preservação, e através de medidas como a diversidade, riqueza e presença de organismos bioindicadores, inferir sobre o estado de preservação dos mesmos; avaliar o efeito da urbanização e da agropecuária sobre o ecossistema aquático.

Para iniciar o estudo estabeleceram-se as hipóteses a serem testadas: a diversidade, riqueza e Índice EPT no ribeirão urbano são menores que nos ribeirões com alguma vegetação marginal e menor influência antrópica; em relação às estações de coleta, aquelas ocorrentes no ribeirão melhor preservado, terão as maiores riquezas de gêneros de insetos bioindicadores de ambientes íntegros.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo:*

O estudo foi desenvolvido em três ribeirões pertencentes a bacia do rio Tibagi, no norte do estado do Paraná: ribeirão Baroré (área urbana da cidade de Londrina – fig. 6); ribeirão “Marrequinho” (área rural do distrito de Guaravera, município de Londrina – fig. 8); e ribeirão Quinco (área rural do município de Mauá da Serra – fig.10). Tal região abrange as áreas de Formação Serra Geral (Londrina e Guaravera) e Formação Botucatu (Mauá da Serra), ambas de idade jurássico-cretácea, pertencentes ao grupo São Bento (Pinese, 2002). O clima predominante é o subtropical úmido com verão quente (média anual entre 19°C e 21°C), sendo que tal estação concentra a maior parte das chuvas que ocorrem ao longo do ano (IAPAR, 1994; Pinese, 2002). Com relação às formações vegetacionais, Londrina e Guaravera estão em uma região de Floresta Estacional Semidecidual, e Mauá da Serra está em uma área de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual, na Serra do Cadeado (Ferreira Jr.; 2010). Ambas as regiões têm suas formações originais pertencentes ao bioma de Mata Atlântica, passando por um processo de fragmentação que resultou numa paisagem composta por um mosaico de pequenos remanescentes, especialmente na região de Londrina.

Em todos os ribeirões foram determinadas três estações de amostragem distribuídas entre as áreas de nascente, médio e foz, cada uma compreendendo um transecto de 50m. A descrição de habitats está baseada na classificação de Callisto et al. (2002).

O ribeirão Baroré (fig. 6) é um riacho urbano, pertencente a sub-bacia do ribeirão Cambé (subafluente do rio Tibagi) e que tem seu curso totalmente incluso nos limites da cidade de Londrina. Caracteriza-se pela mata ciliar reduzida, bastante alterada, e forte influência do ambiente urbano, uma vez que todo seu curso está localizado neste perímetro, passando principalmente por áreas residenciais. Na estação amostragem B1 (fig. 7A), observa-se a presença substrato rochoso instável para a fixação dos organismos; rápidos relativamente frequentes; alterações de origem doméstica; água com odor de esgoto (“ovo podre”) e opaca; margens instáveis com muitas áreas de erosão, largura da vegetação ripária não ultrapassando os 12m, cobertura parcial do leito, interferência antrópica evidente. Em B2 e B3 (figs. 7B e 7C), observa-se a disponibilidade de habitats insuficiente e substrato modificado; rápidos relativamente frequentes; fundo pedregoso, água com odor de esgoto (“ovo podre”) e turva; margem moderadamente instável (porém com menor quantidade lixo se comparados à estação B1), vegetação marginal entre 12m e 18m, cobertura parcial do leito, grande interferência antrópica.

Já o segundo ribeirão em estudo não está nominado nos mapas e é popularmente denominado de “Marrequinho” (fig. 8) pelos moradores da região. Deságua no rio Taquara (subafluente do rio Tibagi) próximo ao distrito de Guaravera (pertencente ao município de Londrina) e caracteriza-se por apresentar trechos com mata ciliar mais extensa, mas inexistente em alguns trechos, atravessando áreas de pastagem e de monocultura. Na estação amostragem M1 (fig. 9A), que atravessa área de campo de pastagem, ocorrem rápidos e corredeiras bastante desenvolvidos e freqüentes, presença de seixos, folhas, troncos e galhos submersos, margens relativamente estáveis e bastante íngremes, extensão da vegetação marginal entre 12m e 18m, com cobertura quase total do leito, e sub-bosque pouco fechado, observando-se pouco interferência antrópica no ribeirão. Em M2 (fig. 9B), que passa por área de monocultura (soja), observa-se boa quantidade de seixos, com rápidos e corredeiras bem desenvolvidos, folhas, troncos e galhos submersos, as margens caracterizam-se por um terreno íngreme, cobertura parcial do leito, vegetação marginal maior que 18m, com sub-bosque bastante fechado e maior variedade de plantas nativas, em comparação aos demais pontos, dificultando o acesso ao ribeirão. Em M3 (fig. 9C), que atravessa campo de pastagem, há predomínio de fundo pedregoso (laje), com forte correnteza, as margens são totalmente desprovidas de mata ciliar, sem cobertura sobre o leito (área aberta), sendo que neste trecho gado e tratores atravessam o ribeirão de uma margem a outra, observando-se grande interferência antrópica.

O ribeirão Quinco (fig. 10) localiza-se na Reserva Particular do Patrimônio Nacional (RPPN) Fazenda Monte Sinai, no município de Mauá da Serra, desaguando no rio Preto, também um subafluente do rio Tibagi. Está assentado em uma área de declive acentuado, já que encontra-se no interior da Serra do Cadeado. Sua nascente está localizada dentro da unidade de conservação, que tem uma área de 309,1606 ha. Esta área encontra-se totalmente preservada, apresentando alta diversidade da flora e abriga espécies de valor de importância considerável para a ecologia da região (como *Anadenanthera colubrina* e *Lonchocarpus campestris*), e também espécies raras, vulneráveis e sujeitas a extinção (como *Lonchocarpus subglaucescens* e *Casearia gossypiosperma*) (Ferreira Jr., 2010). As três estações amostragem (Q1, Q2 e Q3) (fig. 11) se assemelham em relação a estrutura da vegetação marginal (maior que 18m) com as espécies vegetais descritas acima, e condições locais com habitats diversificados, pedaços de troncos submersos e cascalho, rápidos e corredeiras bem desenvolvidos e freqüentes, seixos abundantes, margens estáveis e evidência

de erosão mínima. Em Q1 (fig. 11A), observa-se a cobertura total do leito, enquanto Q2 e Q3 (figs. 11B e 11C) a cobertura é parcial. Tal ribeirão ainda não consta nos mapas.

*Amostragem:*

A metodologia de coleta empregada em riachos e ribeirões é diferente daquela em rios de maior porte, uma vez que as condições hidrológicas são diversas. Dessa forma, para a amostragem da entomofauna aquática empregou-se os métodos adaptados de Hauer & Resh (2007), Brandimart et al. (2004) e sugeridos por Bennemann & Galves (2008). As coletas foram realizadas levando-se em consideração três tipos de substratos: coleta com peneira (malha 2mm) em folhiço e raízes, em áreas de depósito (remansos), correnteza e margens, provocando a perturbação do substrato por rápidos movimentos da peneira, da qual os insetos eram coletados manualmente com auxílio de pinças (fig. 12A); coleta de madeiras (galhos e troncos em processo de decomposição), que eram armazenadas em sacos plásticos e, em laboratório, lavadas cuidadosamente (atentando para áreas com orifícios ou reentrâncias, além das porções mais fragmentadas) em uma bandeja contendo álcool 90% (fig. 12B); coleta em seixos que, em processo semelhante ao da madeira, porém realizado em campo, eram lavados em uma bandeja contendo álcool 90% (fig. 11C).

No Laboratório de Entomologia Geral e Médica da Universidade Estadual de Londrina, as amostras foram triadas em microscópio estereoscópico. A identificação dos exemplares se deu até o nível taxonômico de família, a exceção dos representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, que foram identificados até o nível taxonômico de gênero. Para tanto, utilizou-se dos manuais de identificação de Pérez (1988), Costa et al. (1988), Angrisano (1995), Nieser & Melo (1997), Salles (2006), Lecci & Froehlich (2007) e Mugnai et al. (2010).

Conforme Egler (2002), foram registradas as variáveis físicas (temperatura do ar e da água ( $^{\circ}\text{C}$ )) e físico-químicas de cada ambiente (condutividade elétrica ( $\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), pH e oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )), com o auxílio de medidor multiparâmetro Hanna (HI 9828).

As medidas hidrológicas das estações também foram registradas (Egler, 2002). Ao longo do trecho de amostragem, dez medidas de largura e de profundidade eram tomadas com o auxílio de uma trena, das quais obteve-se uma média. Para o cálculo da velocidade da água, foi empregado o método do “flutuador”, determinando-se uma distância de 10m, no início do qual era liberado o flutuador (bola de “ping-pong”, contendo 20 mL de água) e cronometrado o tempo de deslocamento, repetindo-se dez vezes esta tomada de tempo. A velocidade média da água foi calculada, então, pela seguinte fórmula:

$$V_m = \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

onde: S = espaço percorrido (10m) pelo flutuador. t = tempo (em segundos).

De posse destas três medidas, foi calculada a Vazão em cada estação de coleta:

$$Q = \text{largura}(m) \times \text{profundidade}(m) \times \text{velocidade}(m/s)$$

#### *Análise dos Dados:*

Para os dados obtidos foram aplicados o Índice de Shannon-Wiener, para estimativa das diversidades encontradas em cada ambiente; equitabilidade (Índice de Pielou), que permite analisar se os diferentes táxons possuem abundância semelhantes ou divergentes; e Riqueza de Margalef, para estimar a diversidade da comunidade com base na distribuição numérica dos diferentes táxons em função do número total de indivíduos na amostra. Além destas métricas, também foi realizada uma Análise de Agrupamentos, através da construção do dendograma de Similaridade de Bray-curtis para verificar o nível de similaridade entre as diferentes estações de coleta. Todas as análises citadas anteriormente foram realizadas com o auxílio do programa Palentological Statistic (PAST version 1.53).

Para discutir sobre o estado de conservação dos riachos, foi calculado o Índice EPT, que consiste na somatória dos indivíduos de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), dividido pela somatória dos indivíduos de um grupo tolerante a condições ambientais adversas, como é o caso da família Chironomidae (Diptera), conforme fórmula abaixo:

$$EPT = \frac{\sum Ephemeroptera + \sum Plecoptera + \sum Trichoptera}{\sum Chironomidae}$$

Além do cálculo deste índice, também foi empregado um Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Hábitats em trechos de bacias hidrográficas, proposto por Callisto et al. (2002) e modificado do protocolo da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987). Tal protocolo avalia um conjunto de parâmetros que são descritos e pontuados com base na observação das condições de hábitat. O valor obtido reflete o nível de preservação das condições ecológicas de cada ambiente estudado (0 – 40 = Trechos “Impactados”; 41 – 60 = Trechos “Alterados”; > 61 = Trechos “Naturais”).

Ainda, foram identificados os Grupos de Alimentação Funcional (FFGs, sigla em inglês), identificados com auxílio da Chave para Grupos de Alimentação Funcional preparado para a região da Floresta Atlântica, Paraná, Brasil (Cummins et al., 2005), que exige identificação ao nível taxonômico de família.

Segundo Barbour et al. (1999), as medidas ambientais ou métricas (riqueza, diversidade, entre outros) permitem ao pesquisador usá-las como indicadores na avaliação de comunidades aquáticas, uma vez que tais medidas podem sofrer alguma alteração com o aumento da interferência humana. Neste estudo, foram consideradas as métricas listadas abaixo, baseado em Barbour et al. (1999) e Egler (2002), com as quais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP), com auxílio do programa SPAD 3.5. As métricas utilizadas para avaliação considerando a Entomofauna geral foram: nº Total de táxons, nº de táxons das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), % EPT, % Chironomidae, % raspadores e % coletores

Dentre as métricas para avaliação considerando os Gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, utilizou-se nº Total de táxons de EPT, nº táxons de Ephemeroptera, nº táxons de Trichoptera, nº táxons de Plecoptera, Baetidae/Ephemeroptera.

## **Resultados**

### *Entomofauna Geral*

A média das variáveis hidrológicas, físicas e físico-químicas registradas para cada estação de amostragem nos três ribeirões encontram-se na tabela 6. Não houve diferença significativa entre as variáveis registradas nos três ambientes, conforme test “t” de Student, à exceção do Oxigênio dissolvido, que nas estações de coleta do ribeirão Baroré, da área urbana, foi significativamente inferior se comparado aos demais ribeirões. O pH foi o

único parâmetro que se manteve semelhante para todos os trechos amostrados nos três ribeirões.

Foram coletados um total de 14.505 indivíduos, distribuídos em 10 ordens e 59 famílias. Diptera foi a ordem mais abundante (5433 indivíduos) e com maior número de táxons registrados (12 famílias) (Tabela 7). Entre as famílias mais abundantes estão: Chironomidae (Diptera), mais representativa nos ribeirões Baroré (54,8%) e Marrequinho (35,4%); e Veliidae (Hemiptera), que representou 30,1% do total de indivíduos coletados no ribeirão Quinco. Neste último, a família Psephenidae (Coleoptera) foi exclusiva de tal ambiente. O ribeirão Marrequinho apresentou as maiores abundâncias, com um total de 7673 indivíduos, destacando-se a estação de coleta M3 (4187 indivíduos). As menores abundâncias foram no ribeirão Baroré, em especial a estação B1, com apenas 104 indivíduos e 5 táxons registrados.

Pelo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats (Callisto et al., 2002) (tabela 8), as estações de amostragem do ribeirão Baroré são classificadas como trechos “impactados”; no Marrequinho, as estações M1 e M2 foram considerados trechos “naturais, enquanto M3 foi classificado”alterado”, pela ausência de vegetação marginal; e no ribeirão Quinco, as estações são classificadas como trechos “naturais”.

A diversidade e riqueza no ribeirão Marrequinho foi significativamente maior que nos demais ambientes, sendo M1 a estação com maior diversidade e riqueza (Tabela 8). Em contrapartida, tais valores foram significativamente menores no ribeirão Baroré, onde observa-se alta porcentagem da família Chironomidae, ausência de insetos raspadores, fragmentadores e bioindicadores de boa qualidade, o que impossibilitou o cálculo do índice EPT para tal ambiente. Este índice, por sua vez, apresentou valor baixo para o Marrequinho e satisfatório para o Ribeirão Quinco.

Na Análise de Componentes Principais (ACP), os dois primeiros componentes explicam, respectivamente, 21,16% e 41,47% da variação (fig. 13). Na correlação entre as variáveis, observa-se a formação de um grupo constituído pela %Chironomidae e %Coletores, que explicam os resultados para as estações de amostragem do ribeirão Baroré. O dendograma de Similaridade de Bray Curtis (fig. 14) evidencia esta separação, revelando a baixa similaridade do ribeirão Baroré com os demais ribeirões. Constata-se ainda a separação nítida das estações de amostragem para cada ribeirão, formando mais dois grupos de estações que apresentam similaridade pouco maior entre ambos, se

comparados às suas similaridades em relação ao ribeirão Baroré: um grupo formado pelas estações do ribeirão Marrequinho, com baixa similaridade entre si e outro grupo, formado pelas estações do ribeirão Quinco, que apresentam alta similaridade entre si.

### *Gêneros de EPT*

Em relação aos gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), foram coletados um total de 3226 indivíduos, distribuídos em 16 famílias e 43 gêneros, sendo Baetidae (mais abundante, com 880 indivíduos) e Leptophlebiidae (Ephemeroptera) as famílias com maior número de táxons (Tabela 9). No ribeirão Marrequinho, evidencia-se a estação de coleta M3 pela sua representatividade, com 69,9% do total de indivíduos coletados para este ribeirão, sendo os gêneros *Americabaetis* (Ephemeroptera: Baetidae) e *Ochrotrichia* (Trichoptera: Hydroptilidae) os mais abundantes nesta estação e em todo o ribeirão. Já no ribeirão Quinco, destaca-se os gêneros *Massartella* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae) com 286 indivíduos, sendo Leptophlebiidae a família mais abundante para este ribeirão (681 indivíduos). *Camelobaetidius* (Ephemeroptera: Baetidae) e *Kempnyia* (Plecoptera: Perlidae) foram registrados exclusivamente para o ribeirão Quinco, enquanto *Anacroneuria* (Plecoptera: Perlidae) esteve presente em todas as estações de coleta deste e do ribeirão Marrequinho.

A diversidade e riqueza foram significativamente maiores para o ribeirão Quinco, além dos altos valores para Equitabilidade, sendo a estação Q1 a mais diversa (Tabela 10). No ribeirão Marrequinho, destaca-se a estação M2 que apresentou sua diversidade e riqueza próximas dos valores registrados para as estações do ribeirão Quinco. Obteve-se também os altos valores da relação Baetidae/Ephemeroptera no ribeirão Marrequinho, principalmente na estação M3.

Na Análise de Componentes Principais (ACP) (Fig. 15) são formados dois conjuntos de variáveis: um conjunto composto pelas variáveis N° táxons de Plecoptera, N° táxons de Ephemeroptera e N° táxons Total, que tiveram seus maiores valores nas estações de coleta do ribeirão Quinco; e um segundo conjunto formado por N° táxons de Trichoptera e Baetidae/Ephemeroptera, que apresentaram maiores valores na estação M3 do ribeirão Marrequinho.

## Discussão

### *Entomofauna Geral*

A baixa taxa de oxigênio dissolvido nas águas do ribeirão Baroré evidencia a péssima qualidade das mesmas, que neste caso está correlacionado com a precariedade do saneamento, que normalmente afeta a maioria dos ribeirões urbanos. Tais valores mantiveram-se abaixo de  $6,0\text{mg.L}^{-1}$ , não proporcionando condições favoráveis para o sucesso das comunidades daquele ambiente, diminuindo a diversidade e riqueza, uma vez que alguns grupos de insetos sensíveis exigem altas quantidades de oxigênio dissolvido na água, favorecendo a dominância de alguns grupos resistentes a situações de hipóxia (Goulart & Callisto, 2003). Silva et al. (2010), estudando trechos do Rio Turvo Sujo antes e depois da área urbana da cidade de Viçosa, também não encontraram diferenças significativas entre os parâmetros químicos nos diferentes trechos, exceto para o oxigênio dissolvido. As águas da área urbana podem acelerar o processo de eutrofização nos trechos a jusante, aumentando a matéria orgânica e microorganismos que consomem oxigênio dissolvido, limitando a existência de grupos tolerantes a ambientes impactados (Pinto-Coelho, 1998).

Nos três ribeirões, os valores de pH foram satisfatórios, mantendo-se na neutralidade, corroborando com informações de Bueno et al. (2003), que obtiveram resultados semelhante ao aqui registrados, ao estudarem ambientes em diferentes situações de preservação de sua cobertura vegetal. Valores de pH entre 6,0 e 9,0, e de oxigênio dissolvido maior ou igual a  $6,0\text{mg.L}^{-1}$ , como registrados nos ribeirões Marrequinho e Quinco, são considerados valores adequados para ambientes destinados a preservação e equilíbrio das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos (CONAMA, 2005).

Diptera, em especial a família Chironomidae, é um táxon dominante na maioria dos ambientes lóticos, principalmente aqueles impactados (Trivinho-Strixino & Strixino, 1993; Kikuchi & Uieda, 1998; Buss et al., 2002; Kleine & Trivinho-Strixino, 2005) sendo encontrado tanto em águas limpas quanto contaminadas, além de sua ampla distribuição e resistência a perturbações no ambiente (Callisto et al., 2001; Roque et al., 2004). A grande representatividade de Chironomidae no ribeirão Baroré pode estar relacionado às perturbações daquele ambiente. Silva et al. (2008) registraram as maiores densidades de Chironomidae em trechos de área urbana do ribeirão dos Peixes, onde há maior aporte de matéria orgânica; tais condições favorecem a maior densidade de larvas de Chironomidae, adaptados a essas

condições, limitando o estabelecimento de outros grupos. Segundo Callisto et al. (2001), os impactos ambientais levam as mudanças na abundância de alguns grupos, aumentando a densidade de grupos oportunistas em detrimento da exclusão de outros táxons.

Por outro lado, a menor representatividade de Chironomidae no ribeirão Quinco se deve às condições deste ambiente, com águas limpas que permitem o desenvolvimento de outros táxons menos tolerantes à poluição orgânica, aumentando a competição entre os grupos ocorrentes naquele local e, conseqüentemente, controlando as densidades de Chironomidae. A exclusividade da Família Psephenidae (Coleoptera) naquele ribeirão se justifica pelas condições locais que favorecem a presença daquele táxon característico de água limpas, bem oxigenadas e com forte correnteza, como preconizado por Pérez (1988).

As menores abundâncias registradas para a entomofauna no ribeirão Baroré concordam com Bispo & Oliveira (1998) trabalhando em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, que encontraram o menor número de indivíduos nos trechos de maior ação antrópica, uma vez que ambientes assim são homogêneos, com poucos microhábitats, expondo a comunidade aos efeitos da correnteza da água.

A baixa riqueza do ribeirão Baroré evidencia sua baixa diversidade, sendo uma área sob efeitos antrópicos. A redução nas concentrações de oxigênio dissolvido e a perda de integridade ambiental são os fatores mais importantes que podem influir nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos, diminuindo a riqueza das mesmas pela exclusão de grupos sensíveis e aumento de organismos tolerantes, resultando na diminuição acentuada da diversidade (Buss et al., 2002).

Esperava-se maiores valores de diversidade para o ribeirão Quinco, que tem cobertura vegetal melhor preservada e pouca exposição a ação antrópica. Embora a diversidade do ribeirão Quinco tenha sido menor que Marrequinho, os altos valores de riqueza mostram que ambas são áreas de grande diversidade. Egler (2002), também registrou valores de abundância e riqueza maiores em área desmatada que em área florestada, contrariando as expectativas. Segundo Connel (1978) (*apud* Egler, 2002) há um aumento no número de indivíduos em áreas com nível intermediário de impacto. O ribeirão Marequinho, que registrou a maior diversidade, enquadra-se nesta situação, pois ainda apresenta trechos com faixas maiores de vegetação marginal e trechos sem vegetação sob efeitos de ação antrópica evidente. Segundo Egler (2002), ambientes assim são influenciados tanto pelas áreas com melhor cobertura vegetal e menor impacto antrópico, quanto por aquelas afetadas pelo

desmatamento, proporcionando maior heterogeneidade ambiental e diversidade de habitats para a fauna. Segundo Guimarães et al. (2009), o índice de diversidade de Shannon-Wiener não reflete bem as reais condições de ambientes lóticos, observando que em ambientes bem preservados com alta abundância de Chironomidae, os valores para diversidade caem, uma vez que o cálculo deste índice considera a riqueza de táxons e a abundância; além disso, os baixos valores de equitabilidade em todas as estações, se deve a presença de grupos dominantes, não distinguindo a qualidade do ambiente.

Conforme a Análise de Componentes Principais (ACP), as variáveis %Chironomidae e %Coletores definem bem as estações de coleta do ribeirão Baroré, mostrando as más condições de preservação deste ambiente, já que tais medidas, segundo Barbour et al (1999), tendem a aumentar frente aos impactos. Neste ambiente, a alta representatividade da família Chironomidae, os quais são coletores-juntantes, evidencia as péssimas condições em que se encontra aquele ambiente, pois coletores são considerados generalistas tendo uma maior gama de recursos alimentares, o que os favorece em situações como desmatamento e assoreamento que diminuem a disponibilidade de alimento para a fauna aquática (Barbour et al., 1999; Egler, 2002). Além disso, os quironomídeos são a base alimentar de invertebrados predadores (Walker, 1987), sendo que no ribeirão Baroré as únicas categorias funcionais registradas foram coletores (representados principalmente pelos Chironomidae) e predadores, corroborando com os resultados de Peiró & Alves (2006).

A análise de similaridade revela a distinção dos três ambientes estudados e as diferentes situações nas quais estão inseridos, sendo que as maiores similaridades foram observadas entre as estações do ribeirão Quinco. Bueno et al. (2003), também observaram formação de grupos distintos em Análise de Agrupamentos, sendo evidente a formação de um grupo isolado, constituído pelas estações de coleta do ribeirão com melhor cobertura vegetal, com as maiores similaridades. No estudo de Egler (2002) o dendograma de similaridade mostrou nítida formação de dois grupos constituídos das áreas consideradas pobres, com menores valores de abundância, e áreas consideradas com integridade excelente, constatando a importância do grau de integridade ambiental na diferenciação dos ambientes em estudo. No presente estudo, as baixas similaridades entre as estações do ribeirão Marrequinho mostram as diferenças no que diz respeito à preservação da sua mata ciliar. A estação de coleta de menor similaridade é M3, trecho sem a cobertura vegetal, classificado como “alterado”; apesar da sua alta diversidade, não foi mais próximo de M1, que se mostrou mais similar a M2, pois ambos apresentam mata ciliar e menor interferência antrópica. O dendograma expressa apenas

a similaridade entre as estações de coleta com relação às suas respectivas amostras, e não o nível de impacto em cada ambiente; mas se relacionado às medidas ecológicas calculadas e à ACP, é possível inferir sobre a relação entre os três ribeirões, considerando seu grau de impacto.

As significativas diferenças entre os resultados para a entomofauna do ribeirão Baroré comparados aos demais ribeirões, possivelmente se deve ao fato de que o primeiro esteja diretamente localizado em perímetro urbano, mais exposto a impactos como erosão, esgoto doméstico, desmatamento e modificação do substrato, fatores estes que levam ao enriquecimento orgânica das águas; enquanto os demais ribeirões ainda apresentam total ou alguma presença de vegetação natural, heterogeneidade de habitats, estabilidade das margens, sendo menos suscetíveis aos efeitos antropogênicos. Assim, confirma-se a hipótese de que a diversidade e riqueza são menores em ribeirões urbanos, tendo a poluição orgânica como o principal fator desta desestabilização.

A diversidade biológica resulta de eventos históricos e ecológicos locais e regionais, podendo ser diminuída pela desestabilização do sistema ecológico devido a ação antrópica (Oliveira et al., 1997). O alto Índice EPT no ribeirão Quinco evidencia sua integridade, importância da vegetação marginal e isolamento em relação aos efeitos antrópicos, afetando a presença de grupos sensíveis, que foram ausentes no ribeirão Baroré. Alterações como a homogeneização do habitat e o aumento de matéria orgânica, ocasionados principalmente pelo desmatamento das matas ciliares e escoamento de águas residuárias (esgoto), são decisivos para a desestabilização das comunidades de insetos aquáticos, favorecendo poucos táxons, que são tolerantes e se tornam dominantes em situações de avançada degradação, como no ribeirão Baroré (urbano), com alta interferência antrópica.

A vegetação ripária influi na disponibilidade de alimento, proporcionando habitat heterogêneo para os macroinvertebrados bentônicos, com ampla proteção contra correnteza e predadores (Barrela et al., 2000; Callisto et al., 2001), favorecendo sua maior diversidade e riqueza. A destruição da vegetação ripária, leva ao aumento da erosão do solo, acúmulo de sedimentos, homogeneização dos habitats, modificação do balanço entre matéria orgânica alóctone e autóctone, entre outras alterações que refletem a modificação estrutural dos ambientes lóticos, determinando a reestruturação das comunidades biológicas, a qual pode fornecer informações sobre os impactos ambientais naqueles ambientes (Joly et al., 2000; Kleine & Trivinho-Strixino, 2005).

### *Gêneros de EPT*

Assim como no presente estudo, Vega & Durant (2000) encontraram maior diversidade e abundância da família Baetidae para as estações de coleta do rio Albarregas, na Venezuela. Bispo et al. (2001) trabalhando em córregos na Serra dos Pireneus, também encontraram maior representatividade da família Baetidae dentre os bioindicadores EPT. A presença de *Camelobaetidius* apenas no ribeirão Quinco deve-se às condições locais daquele ambiente, rico em seixos e corredeiras, condições estas preponderantes para tal gênero, como proposto por Francischetti et al. (2004).

Os representantes da família Leptophlebiidae, de maior representatividade no ribeirão Quinco, são característicos de ambientes limpos, forte correnteza e bem águas oxigenadas (Pérez, 1988). Resultados semelhantes foram obtidos por Bueno et al. (2003), onde esta família foi a mais abundante no arroio com maior cobertura vegetal.

Bispo et al. (2006), estudando riachos de montanha no Brasil Central, reportam que gêneros como *Massartella*, *Gripopteryx*, *Tupiperla*, *Kempnyia* e *Nectopsyche* foram mais abundantes em ambientes com densa cobertura vegetal pela grande quantidade de matéria orgânica alóctone acumulada (folhas, madeira) que favorece a presença de fragmentadores como *Nectopsyche* e reaspadores como *Massartella*, assim como observado no ribeirão Quinco. Estas categorias tróficas são mais sensíveis e associadas a áreas de maior integridade (Barbour et al, 1999), levando à maior representatividade destes grupos no ribeirão Quinco. Vega & Durant (2000), não registraram representantes do gênero *Thraulodes* em áreas impactadas do rio Albarregas, à semelhança dos resultados deste estudo, cuja maioria dos indivíduos deste gênero foi observada no ribeirão Quinco; os únicos exemplares coletados no ribeirão Marrequinho estiveram presentes apenas na estação M2, justamente o trecho com maior cobertura vegetal e menor interferência antrópica. Buss et al. (2002), também reportam que gêneros como *Thraulodes* e *Grypopteryx* são exclusivos de locais bem preservados, e *Farrodes* e *Nectopsyche* são mais abundantes nestes ambientes.

Dentre estes organismos mais sensíveis, destaca-se a vulnerabilidade da ordem Plecoptera a ambientes impactados. Bispo et al. (2002) reportam a preferência de plecópteros do gênero *Kempnyia* por áreas de maior cobertura vegetal, e a distribuição de *Anacroneuria* em todas as estações de coleta da bacia do rio das Almas. Sendo assim, os resultados aqui encontrados corroboram com os dados do estudo anterior, onde *Kempnyia* foi restrita a áreas de maior cobertura vegetal (ribeirão Quinco) e *Anacroneuria* esteve presente

em todas as estações de amostragem, tanto do ribeirão Quinco, quanto Marrequinho. A sensibilidade deste grupo deve-se a necessidade de águas limpas, com poucas partículas e bem oxigenadas, sendo eliminados de áreas impactadas; estudos mostram que o enriquecimento orgânico leva a um acúmulo de partículas finas nas brânquias de Plecoptera (McClelland & Brusve, 1980; Lemly, 1982, *apud* Buss et al., 2002).

A ausência de representantes de EPT no ribeirão Baroré demonstra o nível de degradação deste, uma vez que estes organismos são altamente sensíveis, pois nem mesmo os táxons bioindicadores de boa qualidade mais tolerantes a certas perturbações (como Baetidae ou Hydropsychidae) foram registrados. Já a grande representatividade de EPT na estação M3 do ribeirão Marrequinho deve-se às suas condições locais que favorecem a maior densidade destes táxons, corroborando com Buss et al. (2002), que também encontraram as maiores abundâncias de Baetidae e Hydroptilidae em áreas em situação intermediária de degradação.

Conforme esperado, a maior riqueza e diversidade para os gêneros de EPT foram registrados para o ribeirão Quinco, diferindo dos resultados observados na análise da entomofauna geral. Bispo & Oliveira (1998), estudando córregos no Parque Ecológico de Goiânia, verificaram que a cobertura vegetal e ação antrópica eram dois dos principais fatores que afetavam a fauna de EPT. A ACP realizada para os Gêneros de EPT revela que o nº táxons total de EPT e o nº táxons de Ephemeroptera foram duas das variáveis que definem os resultados das estações do ribeirão Quinco, valores esses que tendem a ser maiores em ambientes íntegros, conforme Barbour et al (1999).

Por outro lado, a relação Baetidae/Ephemeroptera foi mais alta na estação M3 do ribeirão Marrequinho, pois tal medida tende a aumentar seu valor frente aos impactos. A ACP evidencia tal resultado, mostrando que esta variável define melhor tal estação. Segundo Goulart & Callisto (2003), a temperatura é um dos fatores preponderantes para distribuição de Baetidae, sendo que seus representantes são mais abundantes em águas sujeitas a temperaturas mais elevadas como aquelas em áreas abertas, sem cobertura vegetal, semelhante a condição de M3.

Assim, confirma-se a hipótese que as estações de coleta do ribeirão melhor preservado (Quinco) teriam as maiores riquezas de gêneros de insetos bioindicadores de boa qualidade. Observa-se que para a entomofauna aquática, de um modo geral, não somente as condições de vegetação marginal e preservação são importantes para definir a diversidade e riqueza da comunidade em um dado ambiente. Porém, quando a análise é feita do âmbito dos

bioindicadores (Ephemeroptera, Plecoptera, e Trichoptera) pode-se dizer que para estes organismos, muito mais que outros fatores, a preservação da vegetação marginal e a menor exposição às alterações antrópicas são mais importantes para manutenção da diversidade e riqueza das suas populações, fazendo ressalva a poucas famílias destes bioindicadores, que suportam algum tipo de impacto, como é o caso de Baetidae. A alta diversidade e riqueza de bioindicadores no ribeirão Quinco confirma a integridade deste ambiente, o que é evidenciado pelo alto índice EPT (que se baseia nas proporções entre grupos sensíveis e tolerantes) e pelo registro de táxons exclusivamente naquele ambiente. A maior heterogeneidade espacial do ribeirão Marrequinho, devido a variação no tamanho da vegetação marginal, “recortada” ao longo do leito em função das atividades agropecuárias, não favorece a diversidade de bioindicadores de boa qualidade.

### Referências Bibliográficas

- Angrisano E.B., 1995. Insecta Trichoptera, p. 1199-1237. In Lopretto EC, Tell G (Eds.). Ecosistemas de aguas continentales, metodologia para su estudio. Tomo III. La Plata, Ediciones Sur.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling, 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Barrela, W., M. Petreire Jr., W. S. Smith. & L. F. A. Montag, 2000. As relações entre as mata ciliares, os rios e os peixes. In Rodrigues, R.R. & H.F. Leitão-Filho (eds) Matas Ciliares: conservação e recuperação. EDUSP, São Paulo: 187 – 207.
- Bispo, P. C. & L. G. Oliveira, 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, estado de Goiás. In Nessimian, J.L. & Carvalho (eds) E. Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, Rio de Janeiro: 175 – 189.
- Bispo, P. C., L. G. Oliveira, V. L. Crisci & M. M. Silva, (2001) A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. Acta Limnologia Brasiliensia, Botucatu 13: 1 – 9.
- Bispo, P. C., C. G. Froehlich & L. G. Oliveira, 2002. Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous área of Central Brazil. Brazilian Journal Biology 62: 409 – 417.
- Bispo, P.C., L.G. Oliveira, L.M. Bini & K.G. Sousa, 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. Brazilian Journal of Biology 66: 611-622.

- Bennemann ST & W. Galves, 2008. Metodologia de Amostragem da Fauna Aquática. In Bennemann S.T., A.O. Shibatta & A.O.S. Vieira (eds), A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná. EDUEL, Londrina.
- Brandimarte, A.L., G.Y. Shimizu, M. Anaya & M.L. Kuhlmann, 2004. Amostragem de Invertebrados Bentônicos. In Bicudo C.E.M & D.C. Bicudo (eds), Amostragem em Limnologia. Rima, São Carlos: 213-230
- Bueno, A. A. P., G. Buckup-Bond & B.D.P. Ferreira, 2003. Estrutura da comunidade de Invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 115 – 125.
- Buss, D. F., D. F. Baptista, M. P. Silveira, J.L. Nessimian & L.F.M. Dorvillé, 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481: 125 – 136.
- Callisto M., P. Moreno & F.A.R. Barbosa, 2001. Hábitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 259–266.
- Callisto M., W.R. Ferreira, P. Moreno, M. Goulart & M. Petrucio, 2002. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em atividades de ensino e pesquisa (MG – RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 14: 91-98.
- Ciborowski, J. J. H., 1983. Influence of current velocity, density and detritus on drift of two mayfly species (Ephemeroptera). *Canadian Journal of Zoology* 61: 119 – 125.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) (2005) Resolução n°357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União. Brasília, Brasil.
- Costa C, A.S. Vanin & S.A. Casari-Chen, 1988. Larvas de Coleoptera do Brasil. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Cummins K.W., R.W. Merritt & P.C.N. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brasil. *Studies Neotropical Fauna Environmental* 40: 69-89.
- Egler, M., 2002. Utilizando a Comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas. 166p. (mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1987) Biological criteria for the protection of aquatic life. Division of Water Quality Monitoring and Assessment. Ed. Columbus.
- Francischetti, C. N., E.R. Da Silva, F.F. Salles & J.L. Nessimian, 2004. A Efemeroterofauna (Insecta: Ephemeroptera) do trecho ritral inferior do rio Campo Belo, Itatiaia, RJ: composição e mesodistribuição. *Lundiana* 5: 33 – 39, 2004.
- Ferreira Jr., M, 2010. Comparação Florística e Estrutura do estrato arbóreo de dois fragmentos florestais na porção média da bacia do rio Tibagi, Paraná. (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

- Gonçalves, F. B. & J.M.R. Aranha, 2004. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biologica Paranaense* 33: 181 – 191.
- Goulart, M. D. C. & M. Callisto, (2003). Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. *Revista FAPAM*. Disponível em: <http://web.cena.usp.br/apostilas/Valdemar/bioindicadores%2019.10.2010.pdf>. Acesso em: 29 maio 2009.
- Guimarães, R. M., K.G. Facure, L.A. Pavanin & G.B. Jacobouci, 2009. Water quality characterization of urban streams using benthic macroinvertebrate community metrics. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 217 - 226.
- Hauer FR & V.H. Resh, 2007. Macroinvertebrates. In Hauer FR & G.A. Lamberti, *Methods in stream Ecology*. Academic Press, San Diego: 435-454.
- IAPAR (Instituto Agrônômico do Paraná) (1994) *Cartas Climáticas básicas do estado do Paraná*, IAPAR, Londrina.
- Kikuchi, R. M. & V.S. Uieda, 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In Nessimian, J. L. & A .L. Carvalho (eds), *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro: 157 – 173.
- Kleine, P. & S. Trivinho-Strixino, (2005). Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 81-90.
- Joly, C.A., J.R. Spigolon, , S.A. Lieberg, S.M. Salis, M.P.M. Aidar, J.P.W. Metsger, C.S. Zickel, P.C. Lobo, M.T. Shimabukuro, M.C.M. Marques & A. Salino, 2000. Projeto Jacaré-Pepira – O desenvolvimento de um modelo de recomposição da mata ciliar com base na florística regional. In Rodrigues, R.R. & H.F. Leitão-Filho (eds) *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo: 271-287.
- Lecci L.S. & C.G. Froehlich, 2007. Ordem Plecoptera Burmeister 1839 (Arthropoda: Insecta). p 1-10. In Froehlich CG (org.), *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em: 29 jan 2011.
- Lorandi, R. & C.J. Caçado, 2002. Parâmetros Físicos para Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. In Schiavetti, A. & A.F.M. Camargo (eds), *Conceitos de Bacias Hidrográficas: Teorias e Aplicações*. Ed. Editus, Ilhéus - BA: 37 – 65.
- McClelland, W. T. & M. A. Brusven, 1980. Effects of sedimentation on the behavior and distribution of riffle insects in a laboratory stream. *Aquatic Insects* 2:161-169.
- Mugnai R., J.L. Nessimian & D.F. Baptista, 2010. *Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Ed. Technical Books.
- Nieser N. & A.L. Melo, 1997. *Guia Introductório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Boleo Horizonte, Ed. UFMG.

- Oliveira, L. G., P.C. Bispo & N.C. Sá, 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 14: 867 – 876.
- Peiró D.F. & R.G. Alves, 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral da represa do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasiliense, São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica* 6: 1-9.
- Pérez G.R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Presencia, Universidad de Antioquia, Bogotá, Colômbia.
- Pinese J.P.P., 2002. Síntese geológica da bacia do rio Tibagi. In Medri M.E., Bianchini E., Shibatta A.O. & J.A Pimenta, A bacia do rio Tibagi. Londrina, EDUEL: 21 – 38.
- Pinto-Coelho, R.M., 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of meso-plankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampula lake, Brazil. *Freshwater Biology* 40:159-173.
- Ribeiro, L. O. & V.S. Uieda, 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 613 – 618, 2005.
- Roque F.O., L.C.S. Correa, S. Trivinho-Strixino & G. Strixino, 2004. A review of Chironomidae studies in lentic systems in the state of São Paulo – Brasil. *Biota Neotropica* 4: 1-19.
- Salles F.F., 2006. A ordem Ephemeroptera no Brasil (Insecta): taxonomia e diversidade. 300 p. Tese de Doutorado em Entomologia – Universidade federal de Viçosa.
- Silva, D.P., P. De Marco & D.C. Resende, 2010. Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: a case study. *Ecological Indicators* 10: 744-752.
- Silva, F.L., S.S. Ruiz, D.C. Moreira & G.L. Bochini, 2008. Composição e Diversidade de Imaturos de Chironomidae (Insecta, Diptera) no Ribeirão dos Peixes, Dois Córregos, SP. *Revista brasileira de Biociências* 6: 341-346.
- Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino, 1993. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontoperia Lanceolata* Nuttal. *Revista Brasileira de Biologia* 53:103-111.
- Uieda V.S. & R.M.C. Castro, 1999. Coleta e Fixação de peixes de riachos. In Caramaschi E.P., R. Mazoni & P.R. Peres-Neto (eds), *Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro: 1 - 22.
- Vega, M.J. & P. Durant, 2000. Fenologia de Efemerópteros y su relación com la calidad de água del Rio Albarregas, Mérida, Venezuela. *Revista de Ecología Latinoamericana* 7: 19 – 27.
- Walker, I., 1987. The biology of streams as part of Amazonian forest ecology. *Experientia* 43: 279-290.



Blattaria														
<u>Blattellidae</u>	Blattellidae	-	-	-	-	20	24	-	<b>44</b>	2	-	6	<b>8</b>	<b>52</b>
Coleoptera	Dryopidae	-	-	-	-	33	44	17	<b>94</b>	131	32	27	<b>190</b>	<b>284</b>
	Dytiscidae	-	1	-	<b>1</b>	295	32	16	<b>343</b>	22	7	8	<b>37</b>	<b>381</b>
	Elmidae	-	-	-	-	31	24	26	<b>81</b>	18	19	26	<b>63</b>	<b>144</b>
	Gyrinidae	-	-	6	<b>6</b>	4	26	73	<b>103</b>	-	71	55	<b>126</b>	<b>235</b>
	Hydrophilidae	-	18	16	<b>34</b>	87	132	50	<b>269</b>	-	4	11	<b>15</b>	<b>318</b>
	Lampyridae	-	-	-	-	1	-	-	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>1</b>
	Lutrochidae	-	-	-	-	3	8	5	<b>16</b>	16	9	8	<b>33</b>	<b>49</b>
	Psephenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	35	205	74	<b>314</b>	<b>314</b>
	Scirtidae	-	-	-	-	1	2	-	<b>3</b>	1	-	-	<b>1</b>	<b>4</b>
	Staphilinidae	-	-	-	-	4	12	1	<b>17</b>	4	21	15	<b>40</b>	<b>57</b>
Diptera	Chaboridae	-	-	-	-	-	-	1	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>1</b>
	Ceratopogonidae	-	-	1	<b>1</b>	4	-	7	<b>11</b>	10	6	1	<b>17</b>	<b>29</b>
	Chironomidae	73	118	92	<b>283</b>	353	878	1488	<b>2719</b>	550	566	486	<b>1602</b>	<b>4604</b>
	Culicidae	-	-	-	-	12	-	1	<b>13</b>	-	-	-	-	<b>13</b>
	Dixidae	-	-	-	-	-	-	20	<b>20</b>	-	-	-	-	<b>20</b>
	Dolichopodidae	-	-	-	-	-	-	1	<b>1</b>	2	-	-	<b>2</b>	<b>3</b>
	Empididae	-	-	-	-	1	-	-	<b>1</b>	1	-	1	<b>2</b>	<b>3</b>
	Psychodidae	-	-	1	<b>1</b>	-	-	218	<b>218</b>	-	-	-	-	<b>219</b>
	Simulidae	-	-	-	-	8	10	392	<b>410</b>	39	13	40	<b>92</b>	<b>502</b>
	Stratiomyidae	-	-	-	-	1	-	-	<b>1</b>	-	1	-	<b>1</b>	<b>2</b>
	Tabanidae	-	-	-	-	6	1	1	<b>8</b>	3	4	-	<b>7</b>	<b>15</b>
	Tipulidae	1	2	-	<b>3</b>	1	1	1	<b>3</b>	8	3	5	<b>16</b>	<b>22</b>
Ephemeroptera	Baetidae	-	-	-	-	11	104	517	<b>632</b>	18	133	97	<b>248</b>	<b>880</b>
	Caenidae	-	-	-	-	24	65	20	<b>109</b>	1	9	5	<b>15</b>	<b>124</b>
	Leptohyphidae	-	-	-	-	7	43	49	<b>99</b>	9	10	13	<b>32</b>	<b>131</b>
	Leptophlebiidae	-	-	-	-	22	53	41	<b>116</b>	159	235	287	<b>681</b>	<b>797</b>

Hemiptera	Belostomatidae	-	-	4	<b>4</b>	26	62	49	<b>137</b>	14	2	4	<b>20</b>	<b>161</b>
	Corixidae	-	-	-	-	1	-	2	<b>3</b>	-	-	-	-	<b>3</b>
	Gerridae	-	-	-	-	144	115	56	<b>315</b>	4	12	23	<b>39</b>	<b>354</b>
	Hydrometridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	<b>2</b>	<b>2</b>
	Mesoveliidae	-	-	-	-	1	2	1	<b>4</b>	-	3	-	<b>3</b>	<b>7</b>
	Naucoridae	-	-	-	-	10	2	9	<b>21</b>	-	-	-	-	<b>21</b>
	Nepidae	-	-	2	<b>2</b>	1	1	2	<b>4</b>	-	1	-	<b>1</b>	<b>7</b>
	Notonectidae	-	-	-	-	28	-	2	<b>30</b>	-	-	-	-	<b>30</b>
	Veliidae	-	13	2	<b>15</b>	149	239	285	<b>673</b>	322	596	987	<b>1905</b>	<b>2593</b>
Lepidoptera	Pyralidae	-	-	-	-	-	-	4	<b>4</b>	-	1	1	<b>2</b>	<b>6</b>
Megaloptera	Corydalidae	-	-	-	-	2	3	5	<b>10</b>	3	14	8	<b>25</b>	<b>35</b>
Odonata	Aeshnidae	-	1	-	<b>1</b>	52	21	32	<b>105</b>	5	-	1	<b>6</b>	<b>112</b>
	Calopterygidae	-	7	4	<b>11</b>	16	10	186	<b>212</b>	21	22	35	<b>78</b>	<b>301</b>
	Coenagrionidae	21	37	32	<b>90</b>	12	1	8	<b>21</b>	5	27	14	<b>46</b>	<b>157</b>
	Corduliidae	-	1	-	<b>1</b>	-	-	8	<b>8</b>	3	-	-	<b>3</b>	<b>12</b>
	Gomphidae	-	1	-	<b>1</b>	-	2	28	<b>30</b>	3	-	1	<b>4</b>	<b>35</b>
	Libellulidae	1	10	7	<b>18</b>	17	18	60	<b>95</b>	5	-	1	<b>6</b>	<b>119</b>
	Megapodagrionidae	-	4	-	<b>4</b>	-	1	1	<b>2</b>	7	-	-	<b>7</b>	<b>13</b>
	Protoneuridae	8	1	30	<b>39</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>39</b>
Plecoptera	Gripopterygidae	-	-	-	-	-	12	-	<b>12</b>	11	25	25	<b>61</b>	<b>73</b>
	Perlidae	-	-	-	-	4	20	6	<b>30</b>	66	147	143	<b>356</b>	<b>386</b>
Trichoptera	Calamoceratidae	-	-	-	-	43	1	52	<b>96</b>	-	-	2	<b>2</b>	<b>98</b>
	Glossomatidae	-	-	-	-	-	1	-	<b>1</b>	1	-	-	<b>1</b>	<b>2</b>
	Helicopsychidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	<b>2</b>	<b>2</b>
	Hydrobiosidae	-	-	-	-	-	-	-	-	4	7	-	<b>11</b>	<b>11</b>
	Hydropsychidae	-	-	-	-	6	44	36	<b>86</b>	9	18	21	<b>48</b>	<b>134</b>
	Hydroptilidae	-	-	-	-	-	-	400	<b>400</b>	2	-	1	<b>3</b>	<b>403</b>
	Leptoceridae	-	-	-	-	-	-	4	<b>4</b>	19	66	62	<b>147</b>	<b>151</b>

Odontoceridae	-	-	-	-	-	1	-	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>1</b>		
Philopotamidae	-	-	-	-	3	16	5	<b>24</b>	-	-	-	-	<b>24</b>		
Polycentropodidae	-	-	-	-	2	3	1	<b>6</b>	2	-	-	<b>2</b>	<b>8</b>		
Xyphocentronidae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	<b>1</b>	<b>1</b>		
<b>TOTAL</b>	<b>104</b>	<b>214</b>	<b>197</b>	<b>516</b>	<b>1446</b>	<b>203</b>	<b>4</b>	<b>4187</b>	<b>7673</b>	<b>1537</b>	<b>229</b>	<b>1</b>	<b>2497</b>	<b>6325</b>	<b>14505</b>

**Tabela 8** - Valores das medidas ecológicas, atributos ecológicos e da aplicação do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats para as estações de coleta dos três ribeirões em estudo, considerando a entomofauna geral, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira.

		<b>B1</b>	<b>B2</b>	<b>B3</b>	<b>Baroré</b>	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>M3</b>	<b>Marrequinho</b>	<b>Q1</b>	<b>Q2</b>	<b>Q3</b>	<b>Quinco</b>
Medidas ecológicas	Shannon-Wiener	0,858	1,509	1,695	<b>1,574</b>	2,551	2,278	2,356	<b>2,602</b>	2,217	2,292	2,109	<b>2,275</b>
	Riqueza	0,861	2,236	2,269	<b>2,882</b>	5,632	4,988	5,396	<b>6,148</b>	5,315	4,136	4,474	<b>5,484</b>
	Nº táxons Total	5	13	13	<b>19</b>	42	39	46	<b>56</b>	40	33	36	<b>49</b>
	Equitabilidade	0,533	0,588	0,661	<b>0,534</b>	0,682	0,622	0,615	<b>0,646</b>	0,601	0,655	0,588	<b>0,584</b>
	% EPT	-	-	-	-	8,4	17,8	27	<b>25,4</b>	19,7	28,4	26,3	<b>21,1</b>
	% Chironomidae	70,2	55,1	46,5	<b>54,8</b>	24,3	43,1	35,5	<b>35,4</b>	35,7	24,7	19,5	<b>25,3</b>
	Índice EPT	-	-	-	-	0,35	0,4	0,76	<b>0,59</b>	0,55	1,1	1,3	<b>1</b>
	% Raspadores	-	-	-	-	20,4	18,6	20,7	<b>20,1</b>	33,1	32,3	15,1	<b>31,2</b>
	% Coletores	70,2	55,1	47,2	<b>55,1</b>	29,5	51,8	58,4	<b>51,2</b>	32,3	22,7	29	<b>22,2</b>
% Fragmentadores	-	-	-	-	3,2	0,8	1,36	<b>1,5</b>	2,1	4,3	3,6	<b>3,5</b>	
Protocolo		31	38	42	<b>37</b>	66	68	56	<b>63</b>	97	94	94	<b>95</b>

**Tabela 9** - Abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), para as estações de coleta nos ribeirões Quinco e Marrequinho, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira.

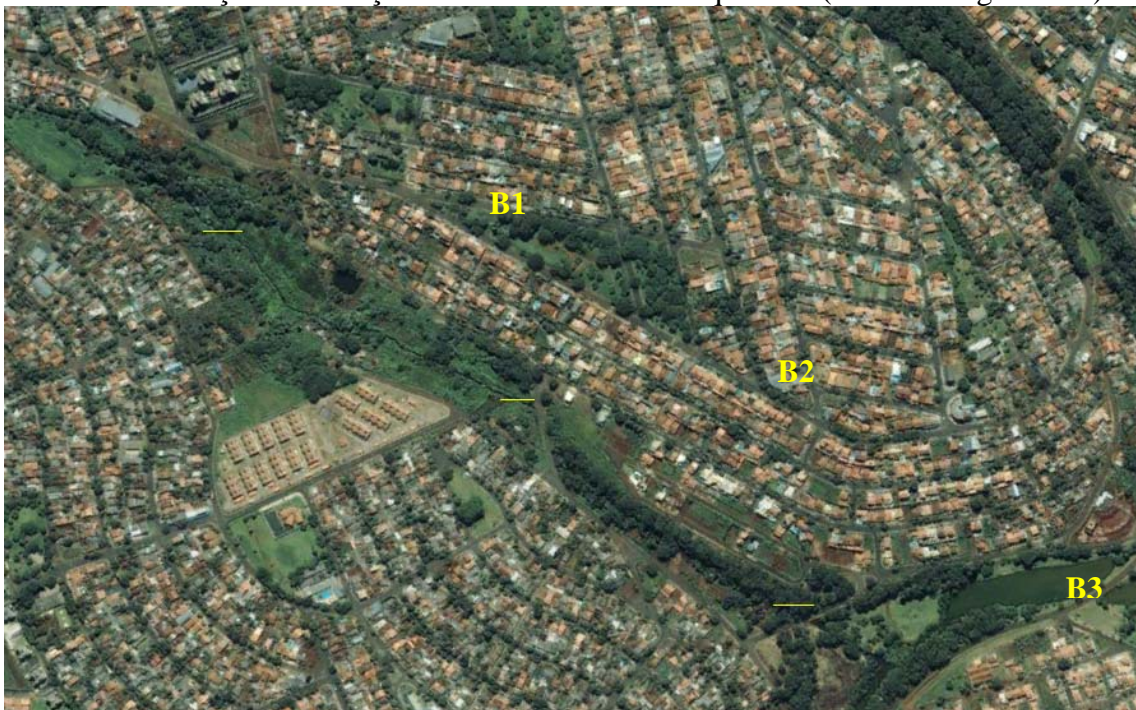
Ordens	Famílias	Gêneros	Marrequinho				Quinco				TOTAL GERAL	
			M1	M2	M3	TOTAL	Q1	Q2	Q3	TOTAL		
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	11	64	412	<b>487</b>	8	14	40	<b>62</b>	<b>549</b>	
		<i>Apobaetis</i>	-	9	-	<b>9</b>	-	-	-	<b>-</b>	<b>9</b>	
		<i>Baetodes</i>	-	25	102	<b>127</b>	6	11	10	<b>27</b>	<b>154</b>	
		<i>Camelobaetidius</i>	-	-	-	<b>-</b>	-	14	8	<b>22</b>	<b>22</b>	
		<i>Cryptonympha</i>	-	-	-	<b>-</b>	-	1	1	<b>2</b>	<b>2</b>	
		<i>Cloeodes</i>	-	6	1	<b>7</b>	4	93	38	<b>135</b>	<b>142</b>	
		<i>Guajirolus</i>	-	-	2	<b>2</b>	-	-	-	<b>-</b>	<b>2</b>	
		Caenidae	<i>Caenis</i>	24	65	20	<b>109</b>	1	9	5	<b>15</b>	<b>124</b>
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	20	40	41	<b>101</b>	5	16	23	<b>44</b>	<b>145</b>	
		Gên. Indet. 5	-	1	-	<b>1</b>	13	27	13	<b>53</b>	<b>54</b>	
		<i>Hylister</i>	-	-	-	<b>-</b>	15	41	37	<b>93</b>	<b>93</b>	
		<i>Massartella</i>	-	1	-	<b>1</b>	72	49	165	<b>286</b>	<b>287</b>	
		<i>Needhamella</i>	-	-	-	<b>-</b>	-	6	2	<b>8</b>	<b>8</b>	
		<i>Simothraulopsis</i>	2	4	-	<b>6</b>	-	-	-	<b>-</b>	<b>6</b>	
		<i>Thraulodes</i>	-	7	-	<b>7</b>	31	93	46	<b>170</b>	<b>177</b>	
		<i>Ulmeritoides</i>	-	-	-	<b>-</b>	23	3	1	<b>27</b>	<b>27</b>	
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	-	-	14	<b>14</b>	-	-	-	<b>-</b>	<b>14</b>	
		<i>Traverhyphes</i>	7	43	35	<b>85</b>	5	7	7	<b>19</b>	<b>104</b>	
		<i>Tricorythodes</i>	-	-	-	<b>-</b>	4	3	6	<b>13</b>	<b>13</b>	
	Plecoptera	Girpopterygidae	<i>Tupiperla</i>	-	12	-	<b>12</b>	10	5	14	<b>29</b>	<b>41</b>
			<i>Gripopteryx</i>	-	-	-	<b>-</b>	1	5	1	<b>7</b>	<b>7</b>
<i>Paragripopteryx</i>			-	-	-	<b>-</b>	-	15	10	<b>25</b>	<b>25</b>	
Perlidae		<i>Anacroneuria</i>	4	20	6	<b>30</b>	18	147	143	<b>308</b>	<b>338</b>	

		<i>Kempnyia</i>	-	-	-	-	48	-	-	<b>48</b>	<b>48</b>	
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	43	1	52	<b>96</b>	-	-	2	<b>2</b>	<b>98</b>	
	Glossomatidae	<i>Protoptila</i>	-	1	-	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>1</b>	
		<i>Mortoniella</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>	
	Helycopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	-	-	-	-	1	-	1	<b>2</b>	<b>2</b>	
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	-	-	-	-	4	7	-	<b>11</b>	<b>11</b>	
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	2	17	6	<b>25</b>	-	-	-	-	<b>25</b>	
		<i>Macronema</i>	-	-	1	<b>1</b>	-	-	-	-	<b>1</b>	
		<i>Smicridea</i>	4	27	29	<b>60</b>	9	18	21	<b>48</b>	<b>108</b>	
	Hydroptilidae	<i>Neotrichia</i>	-	-	2	<b>2</b>	2	-	-	-	<b>2</b>	<b>4</b>
		<i>Ochrotrichia</i>	-	-	398	<b>398</b>	-	-	1	-	<b>1</b>	<b>399</b>
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	-	-	-	-	2	2	4	-	<b>8</b>	<b>8</b>
		<i>Oecetis</i>	-	-	1	<b>1</b>	-	-	-	-	-	<b>1</b>
		<i>Triplectides</i>	-	-	3	<b>3</b>	17	64	58	-	<b>139</b>	<b>142</b>
	Odontoceridae	<i>Barypenthus</i>	-	1	-	<b>1</b>	-	-	-	-	-	<b>1</b>
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	3	16	5	<b>24</b>	-	-	-	-	-	<b>24</b>
	Polycentropodidae	<i>Cernotina</i>	1	1	-	<b>2</b>	-	-	-	-	-	<b>2</b>
		<i>Polycentropus</i>	1	2	1	<b>4</b>	1	-	-	-	<b>1</b>	<b>5</b>
<i>Polyplectropus</i>		-	-	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>	<b>1</b>	
Xyphocentronidae	<i>Xyphocentron</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	<b>1</b>	<b>1</b>	
<b>TOTAL</b>			<b>122</b>	<b>363</b>	<b>1131</b>	<b>1616</b>	<b>303</b>	<b>650</b>	<b>657</b>	<b>1610</b>	<b>3226</b>	

**Tabela 10** - Valores das medidas ecológicas para as seis estações de coleta nos ribeirões Quinco e Marrequinho, considerando a abundância de gêneros das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira.

	M1	M2	M3	Marrequinho	Q1	Q2	Q3	Quinco
Shannon-Wiener	1,894	2,452	1,684	2,161	2,571	2,486	2,389	2,625
Riqueza	2,29	3,393	2,56	3,655	4,375	3,397	3,699	4,198
Nº táxons EPT	9	12	11	28	14	9	11	32
Equitabilidade	0,762	0,805	0,572	0,696	0,789	0,793	0,742	0,797
Nº táxons de Ephemeroptera	5	11	8	13	12	15	15	15
Nº táxons de Trichoptera	6	8	10	13	10	4	6	12
Nº táxons de Plecoptera	1	2	1	2	4	4	4	5
Baetidae/Ephemeroptera	0,17	0,04	0,82	0,66	0,09	0,34	0,24	0,25

**Figura 6** - Vista aérea do leito do ribeirão Baroré (coordenadas 23°18'13"S e 51°11'36,5"W), área urbana de Londrina, PR., em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos (Fonte: Google Earth).



**Figura 7** - Estações de coleta de insetos aquáticos no ribeirão Baroré, área urbana de Londrina, PR.: A = estação B1; B = estação B2; C = estação B3 (Fotos: C. Basso)



**A (B1)**



**B (B2)**



**C (B3)**

**Figura 8** - Vista aérea do leito do ribeirão Marrequinho (coordenadas 23°31'40,6"S e 51°08'17,6"W), distrito de Guaravera, município de Londrina, PR, em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos (Fonte: Google Earth).



**Figura 9** - Estações de coleta no ribeirão Marrequinho: A (estação M1); B (estação M2); C (estação M3).

**A (M1)**



**B (M2)**



**C (M3)**



**Figura 10** - Vista aérea do leito do ribeirão Quinco (percurso marcado em linha branca - coordenadas 23°56'21" e 51°09'09,8"W), em imagem de satélite, indicando a localização das estações de coleta de insetos aquáticos (Fonte: Google Earth).



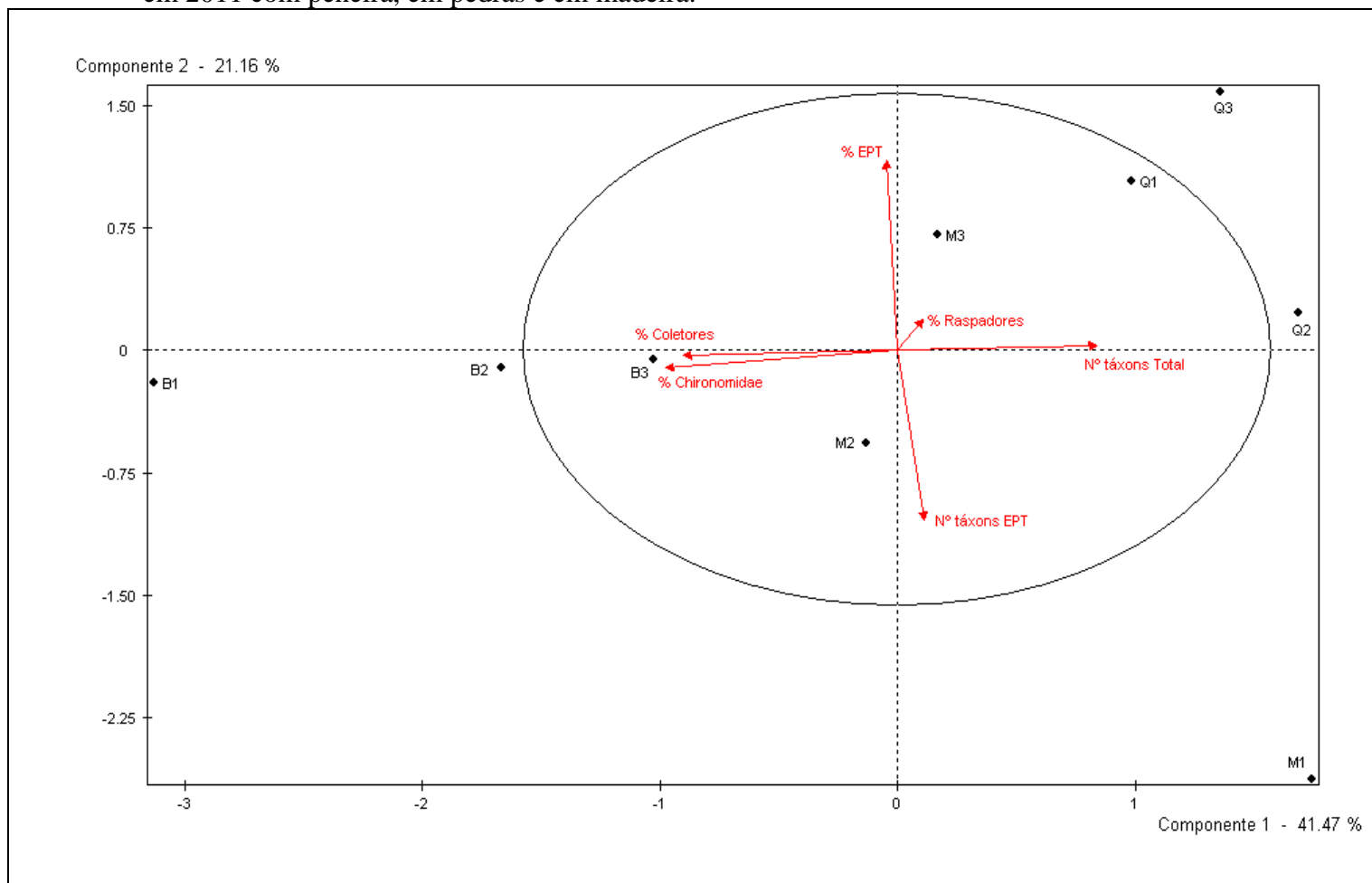
**Figura 11** -Estações de coleta no ribeirão Quinco: A (estação Q1); B (estação Q2); C (estação Q3)



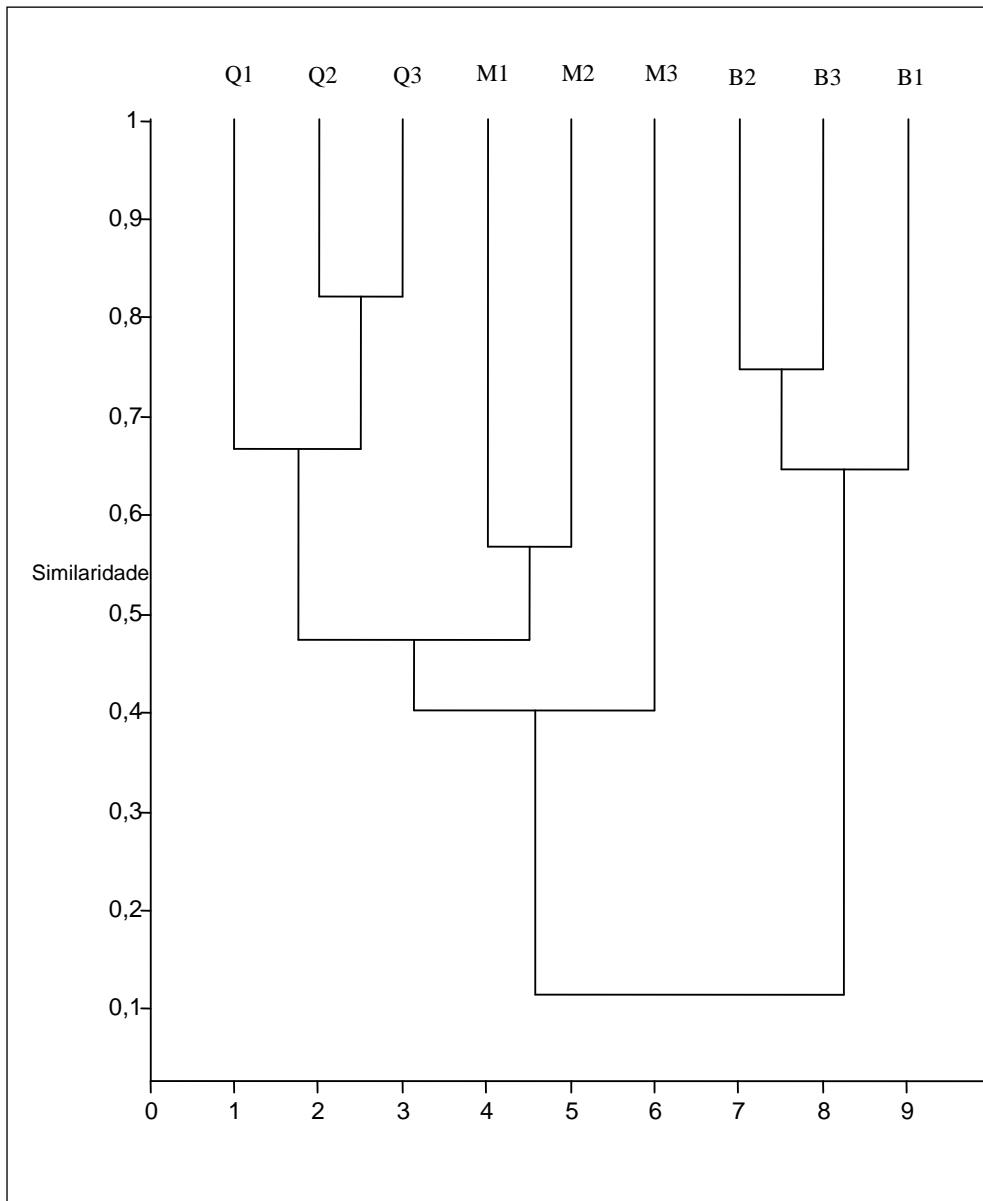
**Figura 12** -Métodos empregados para amostragem de insetos aquáticos: A (Peneira); B (Madeira); C (Seixos).



**Figura 13** - Análise de Componentes Principais (ACP) considerando a entomofauna geral para as estações de coleta dos ribeirões Baroré (B1, B2 e B3), Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011 com peneira, em pedras e em madeira.



**Figura 14-** Dendograma de Similaridade de Bray-Curtis para as estações de coleta dos ribeirões Baroré (B1, B2 e B3), Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011 com peneira, em pedras e em madeira.



**Figura 15** -Análise de Componentes Principais (ACP) considerando os gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera para as estações de coleta dos ribeirões Quinco (Q1, Q2 e Q3) e Marrequinho (M1, M2 e M3) em coletas mensais em 2011, com peneira, em pedras e em madeira

