

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Influência de um fragmento florestal sobre as comunidades de
macroinvertebrados de um córrego tropical degradado

CRISTIANE MIDORI SUGA

São Carlos - SP

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Influência de um fragmento florestal sobre as comunidades de macroinvertebrados de um córrego tropical degradado

CRISTIANE MIDORI SUGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos - SP

2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

S947if

Suga, Cristiane Midori.

Influência de um fragmento florestal sobre as comunidades de macroinvertebrados de um córrego tropical degradado / Cristiane Midori Suga. -- São Carlos : UFSCar, 2012.
60 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2012.

1. Ecologia aquática. 2. Fragmentação florestal. 3. Solo - uso. 4. Paisagem rural. 5. Indicadores (Biologia). 6. Grupos funcionais. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

Cristiane Midori Suga

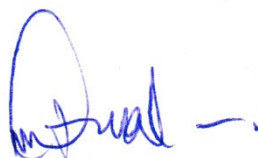
**Influência de um fragmento florestal sobre as comunidades de macroinvertebrados
de um córrego tropical degradado**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 05 de julho de 2012

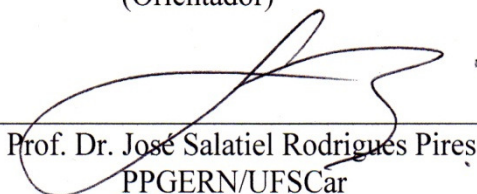
BANCA EXAMINADORA

Presidente



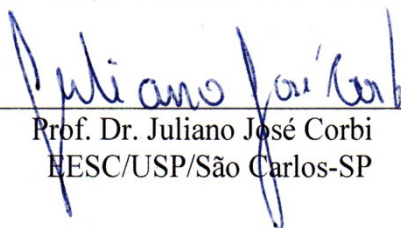
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
(Orientador)

1º Examinador



Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Juliano José Corbi
EESC/USP/São Carlos-SP

*Dedico este trabalho à minha família, pais, irmãos,
cunhado e sobrinhos que sempre me apoiaram
e incentivaram em minha trajetória.*

Agradecimentos

Ao Prof. Marcel Okamoto Tanaka, pela orientação, motivação e ensinamentos desde o período de Iniciação Científica e pela amizade.

Aos meus pais, Akiyoshi e Fumiko, pelo amor incondicional, por tudo o que sou e aprendi ao longo de minha vida, e por terem possibilitado meus estudos de graduação e pós-graduação. Amo muito vocês!

Aos meus irmãos, Marlene e Roberto, e ao meu cunhado, Celso, pelo carinho, confiança e por estarem sempre ao meu lado, também auxiliando em minha formação e proporcionando momentos aos quais serei eternamente grata.

Aos meus queridos sobrinhos, Bruno e Julia, pelo carinho e felicidade que me transmitem, me fazendo reviver os bons tempos de minha infância.

Ao meu amor, Danilo, pelo carinho, companheirismo, motivação, paciência e participação constante durante todo o período deste trabalho; você foi fundamental nesta etapa. Obrigada por me fazer muito feliz!

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa de Mestrado concedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento do projeto ao qual este estudo está vinculado (processo 480181/2010-1, 308630/2010-6).

Aos Profs. José Salatiel R. Pires e Juliano J. Corbi por aceitarem participar da banca de defesa de Mestrado e pela contribuição ao trabalho.

Aos Profs. Juliano J. Corbi, Luciano E. Lopes e Marcia T. Suriano, por participarem da banca do exame de qualificação e pelos comentários e sugestões.

Aos técnicos, Luiz A. Joaquim (Luizinho), por tornar possível e tão divertido o trabalho de campo, e José V. de Lucca (Zé), pela ajuda nas análises laboratoriais.

Ao Prof. Frederico Y. Hanai e aos técnicos, Alexandre K. De Oliveira e Iuri Gebara, pelo auxílio nos trabalhos de campo.

Aos amigos Toshiro e Daniel pela ajuda no trabalho de campo e na identificação dos macroinvertebrados.

Ao Prof. Carlos Henrique B. A. Prado, por ceder gentilmente o laboratório para a execução deste estudo.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), por ter me proporcionado uma graduação e pós-graduação de qualidade, por todos esses incríveis anos de aprendizado e novas experiências pessoais, durante os quais fiz grandes amigos com quem vivi momentos inesquecíveis.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) e seus funcionários, pelo suporte e auxílio para a realização deste trabalho.

Ao Instituto Florestal, por autorizar a realização desta pesquisa no Parque Estadual de Vassununga (PEV), e aos funcionários do PEV (especialmente ao gestor, Heverton J. Ribeiro), pelo apoio.

Ao Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental (LAPA/UFSCar), pela elaboração do mapa da área de estudo.

Aos docentes do PPG-ERN, pelos ensinamentos e experiências compartilhadas.

Aos amigos de laboratório Adriana, Bárbara, Beatriz, Daniel, Danilo, Francisco, Gustavo, Hugo, Janaína, Marcia, Melissa, Ricardo, Rogério, Toshiro e Victor por tornarem agradável o dia-a-dia e pelos divertidos cafés da tarde e almoços no RU.

A todos os amigos que fiz em São Carlos, galera da pós-graduação e Bio 04 (principalmente ao Danilo, à Bianca e à Babi, companheiros de todas as horas, inclusive dos “programas inusitados”), muito obrigada pelos momentos de alegria e descontração!

Às companheiras de república Cintia, Cássia, Karol, Julieta, Nayara e Ana, pela amizade e convívio.

À família Gregolin, pelo carinho, apoio e paciência.

À querida amiga Hellen, com quem compartilho momentos de minha vida desde os meus seis anos de idade, muito obrigada pela amizade verdadeira, carinho e compreensão!

A todas as pessoas que de alguma forma me apoiaram para a realização deste trabalho.

Meus sinceros agradecimentos!

Resumo

Alterações no uso da terra geram grandes impactos ambientais, e em paisagens agrícolas podem restar apenas fragmentos florestais, com pouca continuidade florestal. No entanto, os remanescentes de matas ripárias podem ter efeitos positivos sobre a qualidade da água de córregos, e servem como refúgio para espécies aquáticas sensíveis ao desmatamento. Nós avaliamos se e a presença de um fragmento de floresta ripária influencia a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados ao longo do gradiente longitudinal de um córrego situado em uma área rural no sudeste brasileiro. Amostramos treze trechos do córrego, três a montante (situados em meio a uma plantação de cana-de-açúcar abandonada e próximos a esta), um na borda e nove a jusante da borda do fragmento abrangendo até 600 m o interior da área florestada, usando sacos de detritos. As abundâncias de Elmidae, Chironomidae e do total de macroinvertebrados aumentaram ao longo do fragmento florestal, enquanto a abundância de Baetidae, abundância relativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), razão das abundâncias EPT/Chironomidae, riqueza e diversidade taxonômica diminuíram. A abundância e a riqueza de táxons de EPT não variaram ao longo do remanescente. Os trechos a montante do remanescente apresentam herbáceas e gramíneas que aumentaram a disponibilidade de microhabitats e, conseqüentemente, a riqueza e diversidade de táxons nessas áreas degradadas. Os aumentos das abundâncias de Chironomidae e do total de macroinvertebrados no interior da área florestada podem estar relacionados à moderada elevação da concentração de nutrientes ou disponibilidade de manchas foliares de alta qualidade. Os remanescentes florestais podem influenciar as comunidades de macroinvertebrados, embora variações em suas respostas possam estar relacionadas às práticas agrícolas locais e ao uso da terra em escala de microbacia. Os fragmentos florestais são importantes na manutenção da qualidade da água em paisagens agrícolas, merecendo especial atenção em projetos de gestão de bacias hidrográficas e mais empenho por parte das autoridades para o cumprimento das leis ambientais, visando à proteção e recuperação de áreas de preservação permanente (APP) em situação irregular.

Palavras-chave: Fragmentação florestal · Alterações no uso da terra · Paisagem rural · Indicadores biológicos · Grupos funcionais de alimentação

Abstract

Land use changes have resulted in large environmental impacts, and in agricultural landscapes sometimes only forest fragments remain. However, riparian forest remnants can influence positively stream water quality, and serve as refuge to aquatic species sensible to deforestation. We evaluated if the presence of a riparian forest remnant influences the structure and composition of macroinvertebrate communities in a rural stream in southeastern Brazil. We sampled three reaches upstream (within abandoned sugarcane cultivation), one at the edge and nine downstream the remnant edge, until 600 m inside the forested area, using leaf litter bags. The abundances of Elmidae, Chironomidae, and total macroinvertebrates increased along the forest remnant, whereas the abundance of Baetidae, proportion of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT), EPT/Chironomidae ratio, and taxon richness and diversity decreased. EPT taxon richness and abundance did not vary along the forest remnant. Reaches upstream the remnant have herbs and grasses that increased microhabitat availability and, consequently, the diversity and taxon richness in this degraded areas. Increases in abundances of Chironomidae and total macroinvertebrates within the forested area can be related to moderate increases in nutrient concentrations or availability of high quality leaf litter patches. Forest remnants can influence macroinvertebrate communities, although variation in their responses can be related to local agricultural practices and land use at the watershed scale. Forest fragments are important in maintaining water quality in agricultural landscapes, deserving special attention in watershed management projects and more commitment from the authorities to comply with environmental laws, aiming to protect and recover permanent preservation areas (PPA) in irregular situation.

Keywords: Forest fragmentation · Land use changes · Rural landscape · Biological Indicators · Functional feeding groups

Lista de ilustrações

- Figura 1.** Localização geográfica do Parque Estadual de Vassununga (município de Santa Rita do Passa Quatro, SP) e os limites de suas glebas: (1) Pé de Gigante, (2) Praxedes, (3) Maravilha, (4) Capão da Várzea, (5) Capetinga Oeste e (6) Capetinga Leste. A área em destaque corresponde ao trecho amostrado no Córrego da Gruta. Fonte: modificado do mapa fornecido pelo Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental da Universidade Federal de São Carlos – LAPA/UFSCar. 16
- Figura 2.** Imagem de satélite da gleba Capetinga Oeste, Parque Estadual de Vassununga, com destaque para a área estudada. Fonte: Google Inc. (2011). 19
- Figura 3.** Limites entre a área de plantação de cana-de-açúcar e a gleba Capetinga Oeste. O Córrego da Gruta adentra o fragmento no trecho fotografado, correndo paralelamente ao aceiro visto na horizontal (não é possível visualizá-lo na imagem devido ao relevo). 19
- Figura 4.** Desenho esquemático dos 13 pontos selecionados no Córrego da Gruta (PEV), estabelecidos a partir das distâncias (m) em relação à borda do fragmento florestal (ponto 0). O ponto -150 m foi substituído pelo -140 m, devido às dificuldades em seu acesso pela densa plantação de cana-de-açúcar. 21
- Figura 5.** Trechos do Córrego da Gruta, município de Santa Rita do Passa Quatro, SP: (a) ponto a -140 m da borda do fragmento Capetinga Oeste (PEV), em meio à plantação de cana-de-açúcar; (b) ponto -100 m, situado na área de transição entre o canavial e o fragmento; (c) ponto 0, na borda do fragmento; (d) ponto 200 m, no interior do fragmento. 22
- Figura 6.** Imagens de *Cecropia pachystachya*: (a) exemplar da espécie; (b) folhas destacadas; (c) unidade amostral instalada no córrego, confeccionada com rede de nylon e preenchida com fragmentos foliares previamente secos. 24
- Figura 7.** Participação relativa (%) dos principais grupos taxonômicos de macroinvertebrados amostrados ao longo do gradiente longitudinal do Córrego da Gruta: a montante do remanescente florestal (-100 a -50 m), em sua borda (0) e no interior do remanescente (50 a 600 m). 31
- Figura 8.** Relação entre as variáveis das comunidades de macroinvertebrados amostradas no Córrego da Gruta (PEV) a diferentes distâncias da borda do fragmento florestal: (a) riqueza rarefeita de táxons; (b) abundância total de organismos; (c) índice de diversidade de Shannon;

(d) abundância relativa de EPT; (e) abundância de Chironomidae; (f) razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae; (g) abundância de Elmidae; (h) abundância de Baetidae. O ponto 0 representa a borda do fragmento florestal e os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente.32

Figura 9. Participação relativa dos grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados (coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador, predador e raspador) ao longo do gradiente do Córrego da Gruta (PEV), onde o ponto 0 representa a borda do fragmento florestal e os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente. 34

Figura 10. Relação entre as abundâncias de (a) coletores-catadores, (b) fragmentadores e (c) predadores de macroinvertebrados e as diferentes distâncias da borda (Ponto 0) da Gleba Capetinga Oeste (PEV). Os pontos negativos estão situados em área agrícola e os positivos no interior do fragmento florestal. 35

Figura 11. Taxa de decomposição de *C. pachystachya* relacionada às seguintes variáveis: (a) distância da borda do fragmento florestal (ponto 0), sendo os pontos negativos e positivos as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente; (b) abundância de fragmentadores e (c) abundância total de macroinvertebrados. 36

Figura 12. Ordenação da análise de MDS das comunidades de macroinvertebrados amostradas no Córrego da Gruta a diferentes distâncias (m) da borda do fragmento florestal (ponto 0). Os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente. 37

Figura 13. Relação entre os eixos (a) 1 e (b) 2 da análise de MDS e as distâncias da borda (ponto 0) do fragmento Capetinga Oeste (PEV), SP. Os pontos negativos estão localizados em área agrícola e os positivos no interior do fragmento florestal. 38

Lista de tabelas

Tabela 1. Médias e valores mínimo e máximo das características físicas do Córrego da Gruta e das variáveis abióticas da água ao longo do seu gradiente longitudinal: a montante do remanescente florestal (-100 a -50 m), em sua borda e no interior do remanescente (50 a 600 m).....30

Tabela 2. Métricas das comunidades de macroinvertebrados analisadas e suas respostas esperadas (segundo Resh & Jackson, 1993) e observadas com o aumento da qualidade do habitat.33

Sumário

1	Introdução.....	12
2	Material e métodos	16
	2.1 <i>Área de estudo.....</i>	16
	2.2 <i>Amostragem</i>	20
	2.3 <i>Estrutura física do córrego e características abióticas da água</i>	23
	2.4 <i>Coleta de macroinvertebrados.....</i>	23
	2.5 <i>Massa seca foliar</i>	26
	2.6 <i>Análise de dados</i>	26
3	Resultados	29
4	Discussão	39
5	Considerações finais	47
	Referências bibliográficas.....	49
	Apêndice	59

1 Introdução

Nas últimas décadas, órgãos de proteção ambiental e pesquisadores têm alertado e sensibilizado a população, governos, indústrias e empresas quanto à importância da conservação do meio ambiente, principalmente dos ecossistemas aquáticos (Moulton & Souza, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010). Além de fornecerem recursos e serviços essenciais à vida, esses ecossistemas abrigam ampla diversidade de espécies que atuam no seu funcionamento e manutenção (Vörösmarty *et al.*, 2006). Entretanto, os impactos antrópicos continuam com o desmatamento e o uso inadequado da terra em zonas ripárias, a construção de represas e barragens, a introdução de espécies exóticas e a poluição causada pelo lançamento de dejetos e efluentes domésticos e industriais (Malmqvist & Rundle, 2002; Dudgeon *et al.*, 2006). Essas ações têm graves consequências, como a degradação do ambiente e a redução da biodiversidade aquática (Callisto *et al.*, 2001; Strayer, 2006; Vörösmarty *et al.*, 2010).

Um dos grandes impactos sobre os ecossistemas aquáticos refere-se às mudanças no uso da terra, com o desmatamento, principalmente das florestas ciliares, visando à economia agropecuária (Allan, 2004; Dudgeon *et al.*, 2006; Yoshimura, 2012). Quando a conversão das paisagens naturais para essa atividade é intensa, apenas fragmentos de matas ciliares são encontrados em torno dos cursos d'água, mas esses remanescentes podem não ter o mesmo papel que florestas contínuas para a qualidade da água de córregos (Harding *et al.*, 2006). A perda de habitat, o isolamento de fragmentos e o aumento do efeito de borda decorrente dessa fragmentação podem reduzir a diversidade de espécies e alterar a dinâmica e estrutura das comunidades biológicas, tanto terrestres como aquáticas (Saunders *et al.*, 1991; Zwick, 1992; Fahrig, 2003; Ewers & Didham, 2008).

A fragmentação e a degradação da mata ciliar no sudeste brasileiro ocorrem geralmente pela expansão de áreas agrícolas; no estado de São Paulo, especialmente para o plantio da cana-de-açúcar e para pastagens (IBGE, 2006; Corbi & Trivinho-Strixino, 2008). O estado de São Paulo é o maior produtor de cana-de-açúcar do país; de 2006 a 2010 houve aumento de mais de 40 % das áreas plantadas para suprir a demanda da produção de etanol e açúcar (IBGE, 2010). Por isso, muitos estudos têm sido realizados para avaliar os efeitos do desmatamento e das alterações no uso da terra sobre os sistemas hídricos (Ometo *et al.*, 2000; Corbi & Trivinho-Strixino, 2008; Nessimian *et al.*, 2008). De modo geral, a vegetação ripária reduz a entrada de pesticidas e fertilizantes nos corpos d'água (Shortle *et al.*, 2001), diminui a incidência de raios solares sobre o leito, atuando na manutenção da temperatura e umidade (Naiman & Décamps, 1997), além de contribuir na preservação da forma dos cursos d'água, impedindo a erosão de suas margens e o assoreamento dos canais (Allan, 2004; Naiman *et al.*, 2005). Além disso, a mata ciliar é fundamental para o funcionamento dos ecossistemas lóticos, pois é a principal fonte de material alóctone nas cabeceiras de riachos, fornecendo às comunidades biológicas maior diversidade de abrigos e alimentos na forma de folhicho, frutos e troncos, compondo, desta forma, a base da cadeia alimentar nesses ecossistemas (Cummins, 1974; Vannote *et al.*, 1980).

A disponibilidade de recursos, assim como as variáveis físicas e químicas da água e a heterogeneidade física do leito, têm fortes influências no estabelecimento das comunidades aquáticas (Cummins & Merritt, 1996). A distribuição e diversidade de macroinvertebrados bentônicos estão diretamente relacionadas aos fatores abióticos, como a temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido, a velocidade da água, a concentração de nutrientes e o tipo de substrato (Ward, 1992). Esses organismos apresentam diversas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais, e assim reagem diferenciadamente aos impactos ambientais (Wallace & Anderson, 1996). A estrutura das comunidades de

macroinvertebrados pode refletir a integridade de ecossistemas aquáticos, sendo, portanto, essa fauna considerada boa indicadora da qualidade de água (Maloney *et al.* 2009). Por exemplo, métricas relacionadas à composição, abundância e diversidade de táxons são comumente utilizadas em biomonitoramento (Moya *et al.*, 2007, Suriano *et al.*, 2010). Em ambientes preservados, espera-se encontrar maior diversidade e a presença de táxons sensíveis à poluição, como as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), enquanto em locais degradados, maior abundância de táxons generalistas e tolerantes é esperada, como Chironomidae e Oligochaeta (Barbour *et al.*, 1996).

Mudanças na estrutura das comunidades macrobentônicas também podem influenciar a abundância relativa dos grupos funcionais de alimentação, causando alterações nas funções do ecossistema, como o fluxo de energia e a ciclagem de nutrientes (Graça, 2001). A abundância relativa de diferentes grupos funcionais de macroinvertebrados contribui com as taxas de decomposição de detritos foliares (Cummins *et al.*, 1989), os quais são processados por fragmentadores, disponibilizando matéria orgânica particulada fina (MOPF) para bactérias, fungos e outros invertebrados coletores e filtradores (Graça, 2001). Além da participação dos macroinvertebrados, as taxas de decomposição também são influenciadas por fatores abióticos – temperatura, composição química e fluxo da água – e pela qualidade das folhas – valor nutricional e compostos secundários contra herbivoria (Leroy & Marks, 2006). Em regiões tropicais, esses processos são acelerados pela ação dos microrganismos devido às altas temperaturas, comparando-se às áreas temperadas (Ribas *et al.*, 2006).

Em muitos casos, o desmatamento da vegetação ripária pode resultar em pequenos e diversos fragmentos que podem ficar isolados na paisagem agrícola. Uma das questões a serem respondidas diante desse impacto é se esses fragmentos podem ajudar na melhoria das condições da qualidade da água e funcionar como refúgios para abrigar as comunidades naturais (Storey & Cowley, 1997). Diversos estudos foram realizados buscando-se avaliar os

efeitos de diferentes usos da terra na biodiversidade e na qualidade da água de córregos (Quinn *et al.*, 1997; Townsend *et al.*, 1997; Thompson & Townsend, 2004; Hepp & Santos, 2009). Entretanto, os trabalhos avaliando os efeitos de fragmentos florestais ao longo de um mesmo riacho foram desenvolvidos, principalmente, em córregos localizados em áreas de pastagem nas regiões temperadas (Storey & Cowley, 1997; Scarsbrook & Halliday, 1999; Harding *et al.*, 2006; Arnaiz *et al.*, 2011), faltando informações de regiões tropicais; uma exceção é o trabalho realizado por Chakona *et al.* (2009) no Zimbábue. Storey & Cowley (1997) verificaram que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos mudaram de uma fauna tolerante ao enriquecimento nutricional para uma característica de águas limpas, com elevada riqueza de táxons. Scarsbrook & Halliday (1999) encontraram maior densidade de organismos nas áreas de pastagem, principalmente pela abundância de Chironomidae, e maiores proporções de EPT no interior dos remanescentes.

Neste estudo analisamos se a presença de um fragmento florestal influencia a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados presentes em um córrego tropical situado em uma paisagem dominada pelo plantio de cana-de-açúcar. Objetivamos responder se indicadores biológicos de qualidade da água e grupos funcionais de alimentação mudam ao longo do gradiente longitudinal, à medida que o riacho percorre o interior do fragmento. Amostramos as comunidades a montante e a jusante da borda do fragmento de floresta ripária, com a expectativa de que as comunidades no interior do fragmento tivessem características semelhantes às comunidades encontradas em córregos de referência, situados em áreas florestadas preservadas.

2 Material e métodos

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em um córrego localizado no Parque Estadual de Vassununga (PEV), na bacia do Rio Mogi-Guaçu, localizada na região central do estado de São Paulo, sudeste brasileiro (Figura 1).

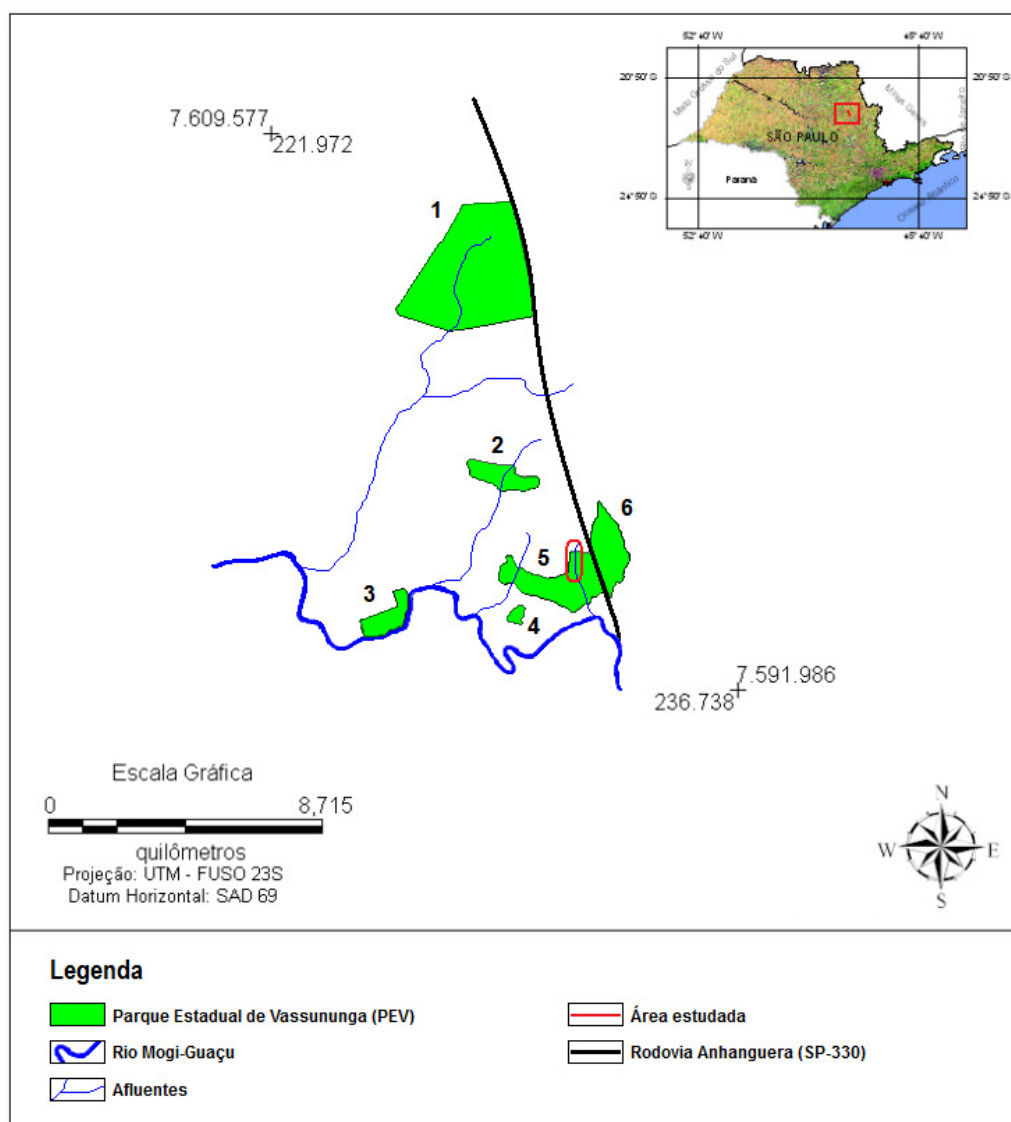


Figura 1. Localização geográfica do Parque Estadual de Vassununga (município de Santa Rita do Passa Quatro, SP) e os limites de suas glebas: (1) Pé de Gigante, (2) Praxedes, (3) Maravilha, (4) Capão da Várzea, (5) Capetinga Oeste e (6) Capetinga Leste. A área em destaque corresponde ao trecho amostrado no Córrego da Gruta. Fonte: modificado do mapa fornecido pelo Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental da Universidade Federal de São Carlos – LAPA/UFSCar.

O PEV foi criado em 26 de outubro de 1970 pelo Decreto Estadual nº 52.546 e localiza-se no município de Santa Rita do Passa Quatro, entre as coordenadas 21°20' e 21°55' S, e 47°32' e 47°40' W (Korman, 2003). Este parque está inserido na zona de contato entre a Cuesta Basáltica, que apresenta altitudes de 700 a 780 m, e a Depressão Periférica (Zona Mogi Guaçu), com altitudes de 540 a 650 m (Korman, 2003). Na região predominam os arenitos das formações Botucatu, Pirambóia e Santa Rita, e os basaltos da formação Serra Geral (Massoli, 1981). O solo é basicamente do tipo Latossolo Vermelho distroférico/Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo e nas partes próximas aos cursos d'água há ocorrência de Neossolo e Gleissolo. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (Setzer, 1966), caracterizado por verões chuvosos e invernos secos, com temperaturas médias mensais que variam entre 17,6°C em julho e 23,5°C em fevereiro, e precipitação média de 1.478 mm, acentuada entre os meses de outubro e março (Pivello & Varanda, 2005).

Com área total de 2.069,24 ha, o PEV é dividido em seis glebas descontínuas: Pé de Gigante (1.212,92 ha), Praxedes (152,75 ha), Maravilha (127,08 ha), Capão da Várzea (12,10 ha), Capetinga Oeste (327,83 ha) e Capetinga Leste (236,56 ha). A vegetação do parque compreende áreas de cerrado, floresta estacional semidecidual, mata ciliar e campo úmido (Korman, 2003).

O PEV está inserido em uma matriz agrícola de culturas de cana-de-açúcar, eucalipto e cítricos (Korman, 2003). A maioria das áreas de preservação permanente (APP) dos seus cursos de água está degradada: 46 % das terras são ocupadas pela agricultura, 24 % das áreas apresentam mata ciliar alterada e apenas 30 % corresponde à vegetação ripária preservada. Isso tem levado à perda de nascentes de riachos por assoreamento, através da erosão de suas margens desprotegidas (Korman, 2003).

O cultivo da cana-de-açúcar causa impactos severos nos sistemas terrestres e aquáticos, principalmente pela remoção da vegetação ripária e a consequente erosão e compactação dos solos, além do assoreamento, do enriquecimento de nutrientes e a contaminação dos recursos hídricos por pesticidas e metais pesados (Martinelli & Filoso, 2008). A montante da gleba Capetinga Oeste, a plantação de cana-de-açúcar estendeu-se até o interior da zona ripária do córrego, a qual foi desmatada completamente, causando o assoreamento do leito. Atualmente, a área plantada próxima a essa gleba (distante 130–200 m da borda do fragmento florestal) que margeia o córrego encontra-se abandonada, provavelmente devido ao seu relevo íngreme e à voçoroca presente nos limites do cultivo, os quais não são favoráveis à utilização de maquinários agrícolas. Após a voçoroca, há uma faixa de transição entre o plantio de cana-de-açúcar e o fragmento florestal, com predomínio de espécies pioneiras como gramíneas e herbáceas. A gleba Capetinga Oeste compreende principalmente floresta estacional semidecidual, com 92 espécies de árvores de médio a grande porte (Martins, 1991), destacando-se os indivíduos de jequitibá-rosa (*Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze), árvore símbolo do PEV.

Nós estudamos o Córrego da Gruta, um riacho de primeira ordem que nasce em meio à plantação de cana-de-açúcar, percorre o interior do fragmento Capetinga Oeste por aproximadamente 1.850 m e passa novamente pela região canavieira antes de desaguar no Rio Mogi-Guaçu (Figuras 2 e 3).

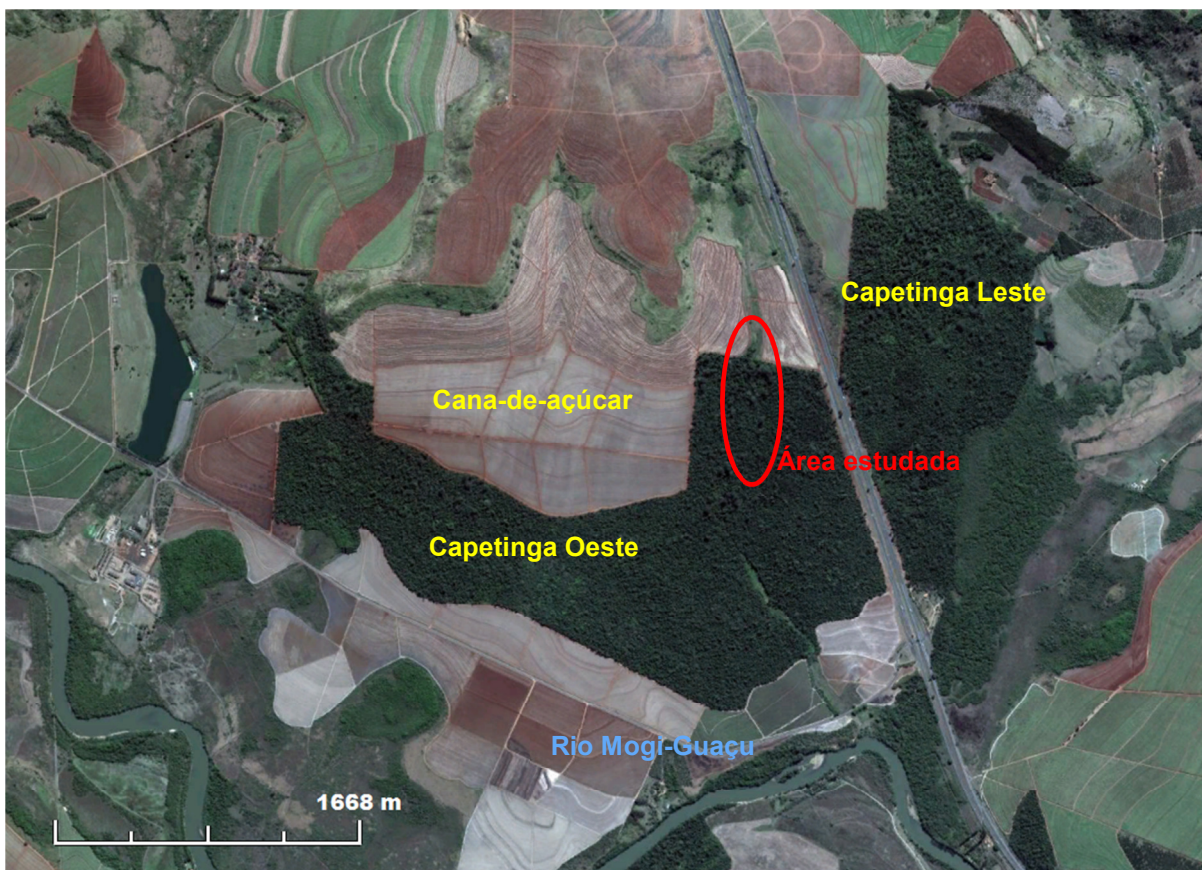


Figura 2. Imagem de satélite da gleba Capetinga Oeste, Parque Estadual de Vassununga, com destaque para a área estudada. Fonte: Google Inc. (2011).



Foto: Frederico Y. Hanai (08/2011)

Figura 3. Limites entre a área de plantação de cana-de-açúcar e a gleba Capetinga Oeste. O Córrego da Gruta adentra o fragmento no trecho fotografado, correndo paralelamente ao aceiro visto na horizontal (não é possível visualizá-lo na imagem devido ao relevo).

2.2 Amostragem

Para avaliar se a presença do fragmento florestal influencia as comunidades de macroinvertebrados, selecionamos 13 pontos ao longo do gradiente longitudinal do Córrego da Gruta (Figuras 4 e 5). Três pontos a montante do fragmento (-150, -100 e -50 m distantes da borda), um na borda (ponto 0) e nove a jusante do fragmento, no interior do remanescente (50, 100, 150, 200, 250, 300, 400, 500 e 600 m distantes da borda). Devido à densa plantação de cana-de-açúcar, foi inviável o avanço até -150 m e por isso estabelecemos o primeiro ponto em -140 m. A partir do ponto seguinte, -100 m, utilizamos intervalos de 50 m entre cada ponto até a distância de 300 m no interior do fragmento. Esse método foi adotado com a expectativa de encontrarmos mudanças gradativas nas comunidades de macroinvertebrados na transição da área agrícola para a florestal (Harding *et al.*, 2006). Para os demais pontos (de 300 a 600 m), o distanciamento foi de 100 m, pois esperávamos poucas diferenças nas respostas das comunidades nos trechos mais distantes da borda do fragmento. Scarsbrook & Halliday (1999) observaram a partir dos primeiros 50 m no interior de um remanescente alterações nas comunidades macrobentônicas, as quais progrediram até cerca de 300 m, onde as assembleias haviam se recuperado em comparação à área de pastagem, apresentando características semelhantes às comunidades encontradas em floresta contínua preservada. Em outro estudo, Storey & Cowley (1997) verificaram a recuperação das comunidades a 600 m no interior do fragmento.

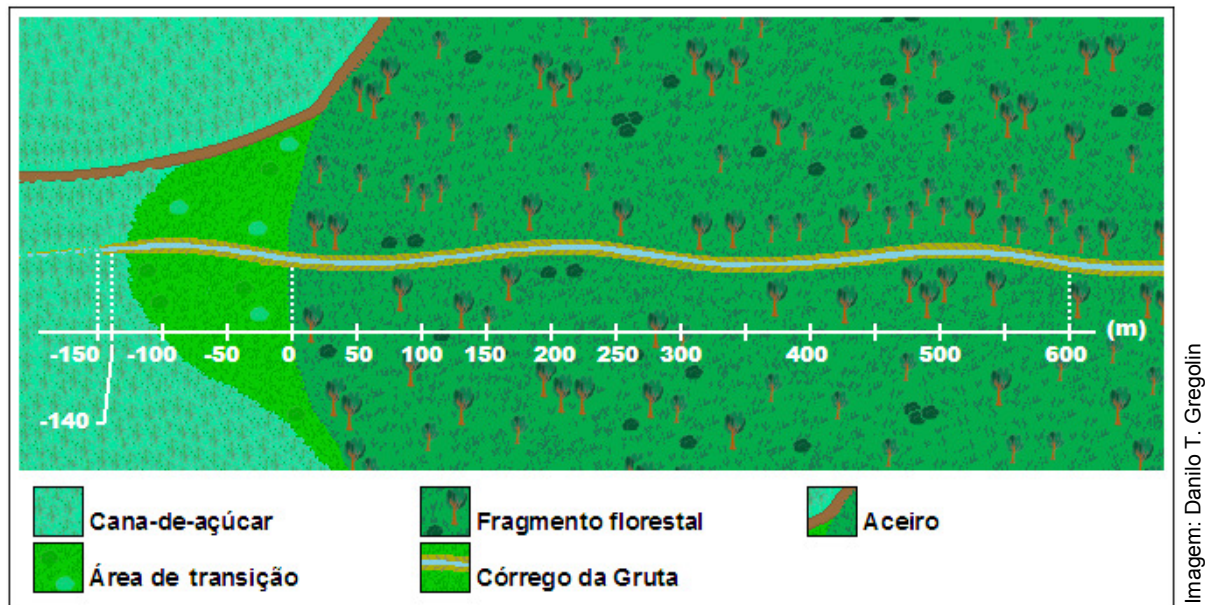


Figura 4. Desenho esquemático dos 13 pontos selecionados no Córrego da Gruta (PEV), estabelecidos a partir das distâncias (m) em relação à borda do fragmento florestal (ponto 0). O ponto -150 m foi substituído pelo -140 m, devido às dificuldades em seu acesso pela densa plantação de cana-de-açúcar.

Em cada ponto, instalamos cinco unidades amostrais no centro do leito, distantes 2 m entre si, sendo uma no ponto exato demarcado, duas a montante e duas a jusante, totalizando um trecho de 8 m amostrado por ponto. As coletas foram realizadas na estação seca, entre os meses de maio e junho de 2011.



Foto: Cristiane M. Suga (05/2011)



Foto: Cristiane M. Suga (05/2011)

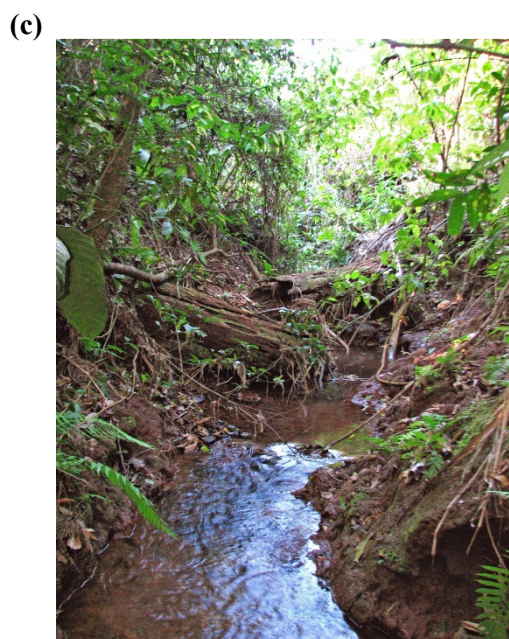


Foto: Cristiane M. Suga (08/2011)

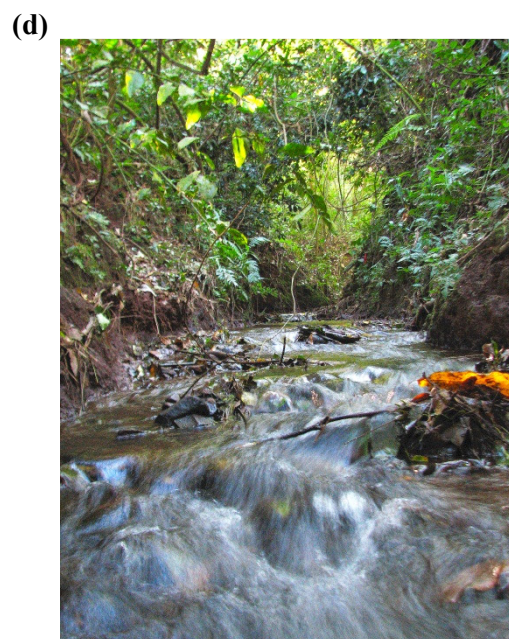


Foto: Cristiane M. Suga (05/2011)

Figura 5. Trechos do Córrego da Gruta, município de Santa Rita do Passa Quatro, SP: (a) ponto a -140 m da borda do fragmento Capetinga Oeste (PEV), em meio à plantação de cana-de-açúcar; (b) ponto -100 m, situado na área de transição entre o canavial e o fragmento; (c) ponto 0, na borda do fragmento; (d) ponto 200 m, no interior do fragmento.

2.3 Estrutura física do córrego e características abióticas da água

Para caracterizar o Córrego da Gruta, medimos a largura e a profundidade da seção molhada com uma trena em cada ponto de amostragem. Nestes mesmos pontos, medimos as variáveis físicas e químicas da água em agosto de 2011. A condutividade eléctrica (CE) e o pH foram medidos utilizando-se um sensor multiparâmetros Horiba modelo U-10, enquanto que o oxigênio dissolvido (OD) foi determinado com um oxímetro modelo YSI-55 portátil. Para as concentrações de nutrientes da água, uma amostra de cada ponto foi coletada e congelada, sendo posteriormente analisadas em laboratório. As concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) foram determinadas segundo Valderrama (1981).

2.4 Coleta de macroinvertebrados

As comunidades de macroinvertebrados foram caracterizadas através da colonização de folhas contidas em sacos (*litter bags*) dispostos no leito do córrego. Selecionamos este método para possibilitar a comparação padronizada das comunidades nos diferentes trechos ao longo do Córrego da Gruta, que poderiam diferir em relação à composição de substratos e arquitetura do habitat, e também para determinar a taxa de decomposição foliar ao longo do córrego e em relação à composição dos grupos funcionais de alimentação.

Utilizamos folhas de *Cecropia pachystachya* Trécul (Urticaceae) (Figuras 6a e 6b), uma espécie comum nas matas ripárias da região, que consistem em recurso de alta qualidade para macroinvertebrados de riachos (Janke & Trivinho-Strixino, 2007). Estas folhas foram secas ao ar livre e expostas ao sol. Confeccionamos sacos com cerca de 10 cm x 15 cm utilizando-se rede de nylon com malha de 5 mm. Esses sacos foram preenchidos com 5 g de folhas secas (Benfield, 2006) de *C. pachystachya*, previamente fragmentadas em pedaços menores (Figura 6c). Em cada trecho instalamos cinco sacos, totalizando 65 amostras, as

quais permaneceram no córrego por 28 dias. Em trabalhos que estudaram a colonização de macroinvertebrados em sistemas tropicais, observa-se que experimentos realizados com diferentes espécies de folhas apresentaram maior riqueza e diversidade de organismos próximos aos 30 dias de incubação (Dudgeon & Wu, 1999; Ligeiro *et al.*, 2010, Gonçalves Junior *et al.*, 2012).

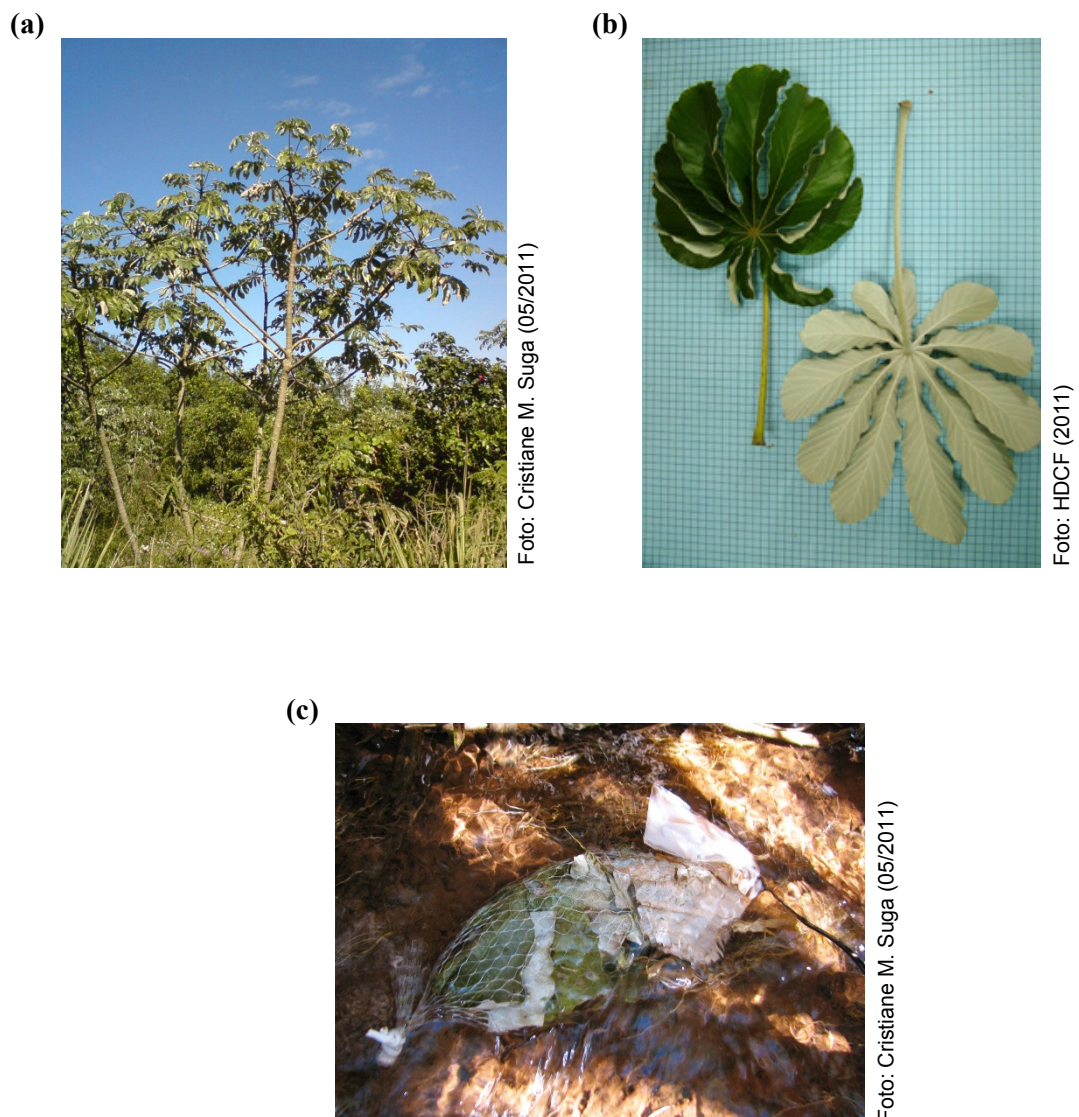


Figura 6. Imagens de *Cecropia pachystachya*: (a) exemplar da espécie; (b) folhas destacadas; (c) unidade amostral instalada no córrego, confeccionada com rede de nylon e preenchida com fragmentos foliares previamente secos.

Transcorridos 28 dias do início do experimento, recolhemos cuidadosamente os sacos de nylon, armazenamos em sacos plásticos contendo solução de formol 4 % e levamos as amostras fixadas para o laboratório. Sobre peneira com malha de 250 μ m, lavamos os materiais para separação dos macroinvertebrados dos fragmentos foliares e sedimentos. Triamos os macroinvertebrados sobre bandejas brancas transluminadas e preservamos os organismos em etanol 70 %. Posteriormente, os insetos aquáticos e os Amphipoda foram identificados até o nível taxonômico de família, e os demais grupos de invertebrados foram classificados em níveis superiores, usando-se microscópio estereoscópico. Estudos mostraram que o nível taxonômico de família é suficiente e representativo dos padrões ecológicos da comunidade, pois espécies pertencentes à mesma família apresentam respostas coerentes, como preferências e tolerâncias semelhantes (Melo, 2005; Marshall *et al.*, 2006; Heino, 2008). De acordo com trabalhos que avaliaram os efeitos da resolução taxonômica de macroinvertebrados na estrutura das comunidades, não são encontradas diferenças significativas entre os níveis de gênero e família. Utilizamos diferentes chaves de identificação adequadas a cada um dos grupos: Segura *et al.* (2011) – Coleoptera; Pinho (2008) – Diptera; Mariano & Froehlich (2007) – Ephemeroptera; Polhemus (1996) – Hemiptera; Lange (1996) – Lepidoptera; Azevêdo & Hamada (2008) – Megaloptera; Souza *et al.* (2007) - Odonata; Lecci & Froehlich (2007) – Plecoptera; Calor (2007) – Trichoptera; Thorp & Covich (2001) – demais grupos. Classificamos também os macroinvertebrados em cinco grupos funcionais de alimentação: coletores-catadores, coletores-filtradores, fragmentadores, filtradores e raspadores, segundo Cummins *et al.* (2005).

2.5 Massa seca foliar

Após a lavagem do material amostrado, esperamos a secagem dos fragmentos foliares a temperatura ambiente. Posteriormente, esses fragmentos foram submetidos à temperatura de 60°C em estufa por 72 horas, condições ideais para a estabilização da massa seca das folhas (Gonçalves Junior *et al.*, 2006; Ligeiro *et al.*, 2010). Após esses procedimentos, determinamos a massa com a utilização de balança digital.

2.6 Análise de dados

Para avaliar se a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados, bem como os indicadores biológicos mudaram ao longo do gradiente longitudinal do Córrego da Gruta, selecionamos 12 métricas de biomonitoramento, que respondem de forma previsível às mudanças ambientais (Resh & Jackson, 1993) e são frequentemente utilizadas na construção de índices de integridade biológica multimétricos propostos para sistemas brasileiros (Baptista *et al.*, 2007; Suriano *et al.*, 2010): riqueza de táxons, abundância total de organismos, índice de diversidade de Shannon, equitatividade de Pielou, abundâncias de Chironomidae, Ephemeroptera, Plecoptera e de Trichoptera, soma das abundâncias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), riqueza de táxons de EPT, abundância relativa de EPT (% EPT) e razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae (EPT/Chironomidae). Os táxons que contribuíram com mais de 1,0 % da abundância total e os grupos funcionais de alimentação também foram analisados em relação à distância da borda do fragmento.

Nós esperávamos que as respostas das comunidades à presença do fragmento florestal não fosse linear, como sugerido por Harding *et al.* (2006). Usamos, portanto, um modelo exponencial simples para avaliar as respostas de cada variável quanto ao gradiente longitudinal:

$$y = y_0 + Ae^{-x/t},$$

onde y é a variável resposta, x é a distância em relação à borda do fragmento, y_0 , A e t são parâmetros do modelo. O programa utilizado para essas análises foi o OriginPro 8.0 (OriginLab Corporation, 2007).

No cálculo das métricas de abundância (total de macroinvertebrados, de Chironomidae, de Ephemeroptera, de Plecoptera, de Trichoptera, de EPT, dos táxons mais representativos e de cada grupo funcional), os valores de cada amostra foram transformados para $\ln(x + 1)$ para se obter normalidade, sendo usada a média das cinco réplicas por ponto. As métricas da estrutura das comunidades (riqueza taxonômica, índice de diversidade de Shannon e equitatividade de Pielou), EPT/Chironomidae, riqueza de táxons de EPT e % EPT foram calculadas para cada amostra, sendo utilizada a média das cinco amostras por ponto nas análises.

Como houve grande variação na abundância de organismos entre as amostras (de 81 a 963 indivíduos), a riqueza taxonômica foi estimada pelo método de rarefação, seguindo-se Gotelli & Colwell (2001), no programa estatístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006). Pela mesma razão, estimamos o índice de diversidade de Shannon conforme modificação de Chao & Shen (2003) no programa SPADE – Species Prediction and Diversity Estimation (Chao & Shen, 2010). Para analisar a variação da composição das comunidades ao longo do gradiente longitudinal, usamos análise de escalonamento multidimensional (MDS), calculada a partir da matriz de similaridade usando o índice de Bray-Curtis (Clarke, 1993). Utilizamos o programa PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2006) para essas análises. Antes de calcular a matriz de similaridade, as abundâncias dos táxons foram transformadas para $\ln(x + 1)$ e as médias por ponto amostrado foram calculadas. Os valores dos dois primeiros eixos do MDS foram, então, ajustados para o modelo exponencial descrito anteriormente.

As taxas de decomposição foliar foram estimadas usando-se o modelo de decaimento exponencial:

$$Y_t = Y_0 e^{-kt},$$

onde Y_t é a massa seca remanescente após t dias, Y_0 é a massa seca inicial e k é a taxa de decomposição diária (Olson, 1963; Benfield, 2006).

Nós relacionamos as abundâncias de cada grupo funcional com a abundância total de macroinvertebrados utilizando o coeficiente de correlação de Pearson. Para avaliar se as comunidades de macroinvertebrados influenciaram as taxas de decomposição foliar, fizemos análise de regressão linear em relação à abundância total e à abundância de fragmentadores:

$$y = a + bx.$$

Essas análises foram feitas no programa OriginPro 8.0 (OriginLab Corporation, 2007).

3 Resultados

Durante o período de amostragem, o trecho mais a montante (Ponto -140 m) do Córrego da Gruta secou, o que impossibilitou a utilização das amostras situadas no interior do cultivo de cana-de-açúcar, restando 12 pontos viáveis. Além disso, quatro unidades amostrais de pontos diferentes foram perdidas ou tiveram que ser descartadas pelo rompimento dos sacos de nylon, levando à perda do material foliar. Esses prejuízos provavelmente foram gerados por chuvas que ocorreram no período, ocasionando o aumento da vazão do córrego e o carreamento de galhos e pedras que podem ter rasgado ou levado os sacos. É possível também que animais tenham danificado algumas unidades amostrais (visualizamos um cateto – *Tayassu tajacu* Linnaeus – em uma das visitas a campo). Por esses motivos, buscamos padronizar o esforço amostral analisando quatro sacos sorteados para cada um dos 12 pontos (-100 a 600 m), totalizando 48 amostras.

O Córrego da Gruta nos trechos analisados possui canal estreito e raso; as medidas realizadas registraram pH ácido para suas águas, com valores mais baixos nos pontos próximos à área agrícola, e baixa condutividade elétrica. A concentração de oxigênio dissolvido aumentou ao longo do gradiente longitudinal, caracterizando suas águas como bem oxigenadas. Já as concentrações de nitrogênio total e fósforo total tiveram pouca variação na borda do fragmento ripário e a sua montante, e os maiores valores foram registrados no interior do fragmento (Tabela 1).

Tabela 1. Médias e valores mínimo e máximo das características físicas do Córrego da Gruta e das variáveis abióticas da água ao longo do seu gradiente longitudinal: a montante do remanescente florestal (-100 a -50 m), em sua borda e no interior do remanescente (50 a 600 m).

Variáveis	-100 a -50 m	Borda	50 a 600 m
Largura (m)	0,30 (0,16-0,38)	0,38 (0,35-0,41)	0,63 (0,26-1,30)
Profundidade (m)	0,11 (0,06-0,20)	0,19 (0,12-0,27)	0,14 (0,05-0,34)
pH	5,8 (5,7-6,0)	6,1	6,2 (5,7-6,5)
CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0,06 (0,06-0,07)	0,05	0,06 (0,05-0,06)
OD (mg L^{-1})	5,5 (5,1-6,0)	6,9	7,7 (7,4-8,0)
NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	113,2 (112,5-113,8)	112,5	123,0 (96,9-138,6)
PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	15,9 (14,1-17,7)	16,1	18,8 (17,1-21,3)

No total, 21.861 organismos foram coletados e classificados em 33 táxons diferentes (Apêndice A). Destes, nove tiveram abundância relativa superior a 1,0 % e representaram mais de 97,0 % dos indivíduos amostrados (Figura 7): Chironomidae (55,9 %), Elmidae (18,7 %), Leptohiphidae (9,4 %), Oligochaeta (3,6 %), Baetidae (2,6 %), Simuliidae (2,6 %), Leptophlebiidae (1,8 %), Hydropsychidae (1,7 %) e Calamoceratidae (1,1 %).

Em todos os pontos, Chironomidae foi o táxon predominante (Figura 7), representando de 32,7 % (500 m) a 79,0 % (600 m) da fauna coletada. No ponto 600 m, a forte dominância de Chironomidae levou à redução na abundância relativa dos demais táxons, influenciando as estimativas de diversidade. O segundo táxon mais abundante foi diferente nos pontos externos e internos ao fragmento: Baetidae predominou nos pontos -100 m (29,3 %) e -50 m (16,5 %), enquanto Elmidae teve maior representatividade nos demais, variando de 9,8 % no ponto 600 m a 27,7 % no ponto 200 m.

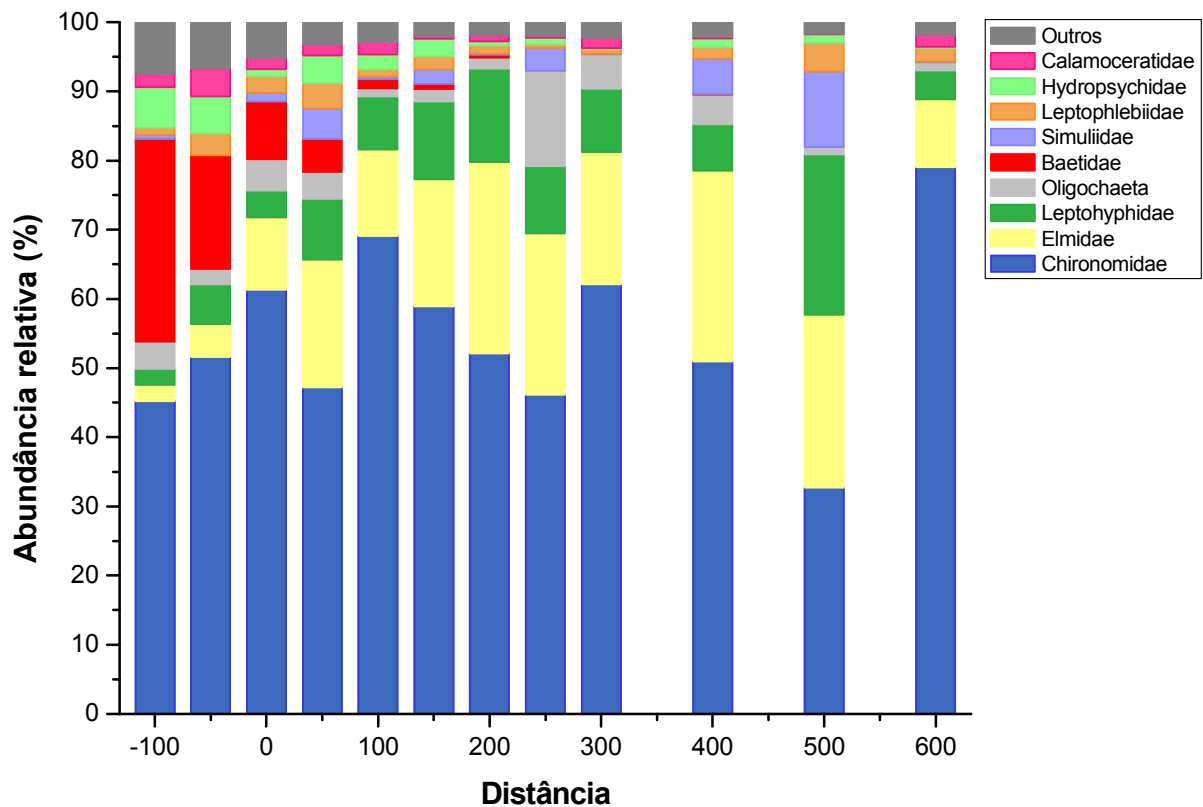


Figura 7. Participação relativa (%) dos principais grupos taxonômicos de macroinvertebrados amostrados ao longo do gradiente longitudinal do Córrego da Gruta: a montante do remanescente florestal (-100 a -50 m), em sua borda (0) e no interior do remanescente (50 a 600 m).

Das 20 variáveis analisadas, oito responderam significativamente ao gradiente longitudinal do Córrego da Gruta (Figura 8). Três variáveis apresentaram respostas positivas à presença do remanescente: abundâncias de Elmidae, de Chironomidae e a abundância total de macroinvertebrados. Por outro lado, a abundância de Baetidae, a riqueza estimada pelo método de rarefação, o índice de diversidade de Shannon, a % EPT e a razão EPT/Chironomidae diminuíram no sentido da área agrícola para o fragmento. As demais variáveis analisadas não apresentaram relação significativa com o gradiente longitudinal do córrego (Apêndice B).

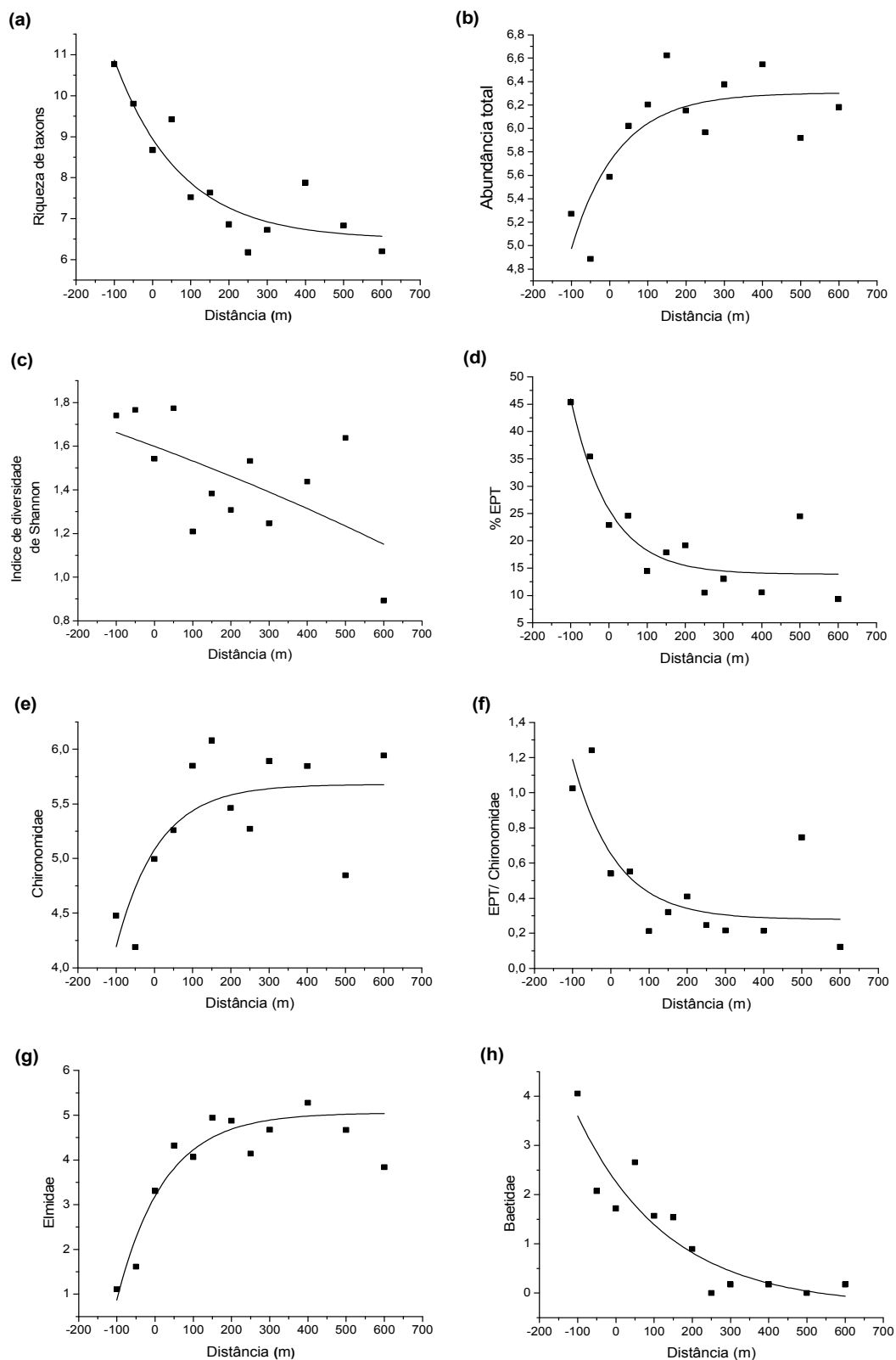


Figura 8. Relação entre as variáveis das comunidades de macroinvertebrados amostradas no Córrego da Gruta (PEV) a diferentes distâncias da borda do fragmento florestal: (a) riqueza rarefeita de táxons; (b) abundância total de organismos; (c) índice de diversidade de Shannon; (d) abundância relativa de EPT; (e) abundância de Chironomidae; (f) razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae; (g) abundância de Elmidae; (h) abundância de Baetidae. O ponto 0 representa a borda do fragmento florestal e os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente.

Com a presença do fragmento florestal ao longo do Córrego da Gruta, esperávamos que as métricas de biomonitoramento respondessem ao aumento da qualidade ambiental. Entretanto, as respostas observadas não corresponderam às esperadas (Tabela 2).

Tabela 2. Métricas das comunidades de macroinvertebrados analisadas e suas respostas esperadas (segundo Resh & Jackson, 1993) e observadas com o aumento da qualidade do habitat.

Métricas	Respostas esperadas	Respostas observadas
Riqueza de táxons	Aumenta	Reduziu
Abundância total	Variável	Aumentou
Diversidade de Shannon	Aumenta	Reduziu
Equitatividade de Pielou	Aumenta	NS
Abundância de Chironomidae	Reduz	Aumentou
Abundância de Ephemeroptera	Aumenta	NS
Abundância de Plecoptera	Aumenta	NS
Abundância de Trichoptera	Aumenta	NS
Abundância de EPT	Aumenta	NS
Táxons de EPT	Aumenta	NS
% EPT	Aumenta	Reduziu
EPT/Chironomidae	Aumenta	Reduziu

% EPT: abundância relativa de EPT

EPT/Chironomidae: razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae

NS: dados não significativos (veja Apêndice B).

Quanto aos grupos funcionais de alimentação, os coletores-catadores predominaram, representando 81,0 % do total de macroinvertebrados. Os demais grupos em ordem decrescente de abundância foram: predadores (7,3 %), fragmentadores (6,0 %), coletores-filtradores (4,5 %) e raspadores (1,2 %).

As abundâncias relativas dos grupos funcionais variaram pouco entre os pontos (Figura 9). Os coletores-catadores foram dominantes em todos, atingindo elevadas proporções: de 72,6 % (ponto -50 m) a 84,8 % (ponto 600 m). Na maioria dos pontos, os predadores foram o segundo grupo predominante, com abundâncias que variaram de 4,1 % (ponto 500 m) a 9,5 % (ponto 0). As exceções foram os pontos -50 m e 200 m, onde os

fragmentadores predominaram com 11,7 % e 7,4 %, respectivamente, e nos pontos 50 m e 500 m, onde os coletores-filtradores foram mais abundantes (8,4 % e 12,2 %, respectivamente).

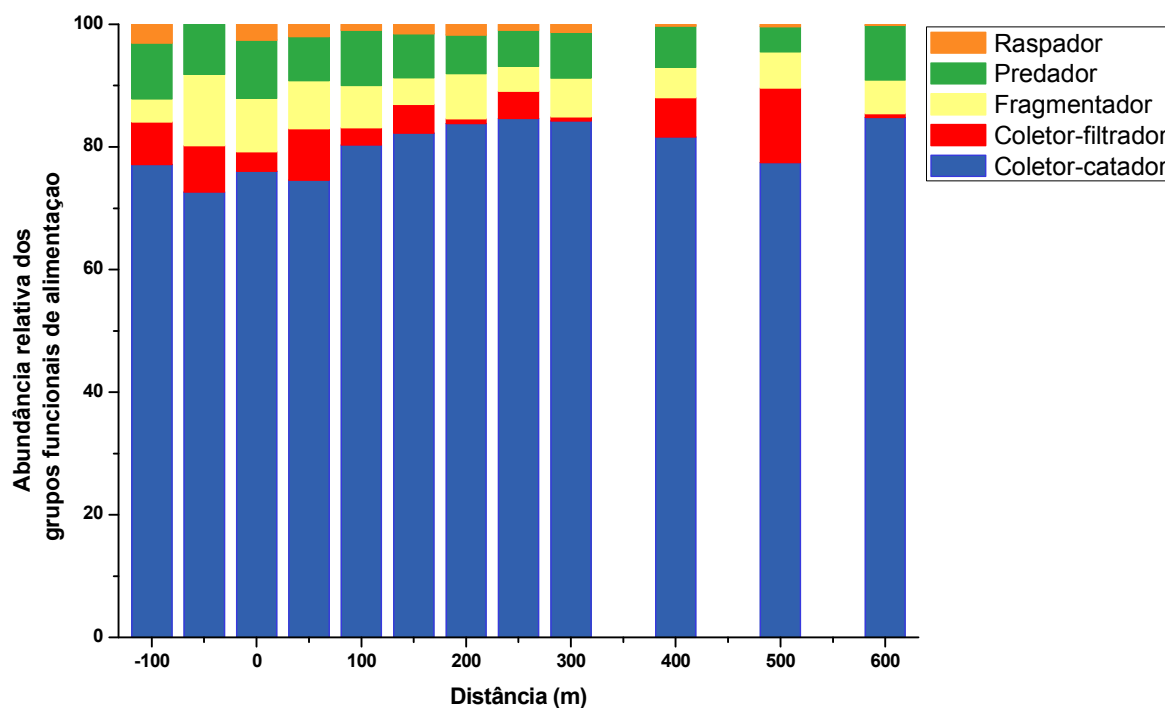


Figura 9. Participação relativa dos grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados (coletor-catador, coletor-filtrador, fragmentador, predador e raspador) ao longo do gradiente do Córrego da Gruta (PEV), onde o ponto 0 representa a borda do fragmento florestal e os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente.

A abundância total de macroinvertebrados foi correlacionada com a abundância de coletores-catadores ($r = 0,998$; $P < 0,001$), predadores ($r = 0,886$; $P < 0,001$) e fragmentadores ($r = 0,760$; $P < 0,01$). Como a abundância total aumentou exponencialmente com o gradiente longitudinal do córrego, esses três grupos funcionais também aumentaram, como podemos observar na Figura 10 e no Apêndice B.

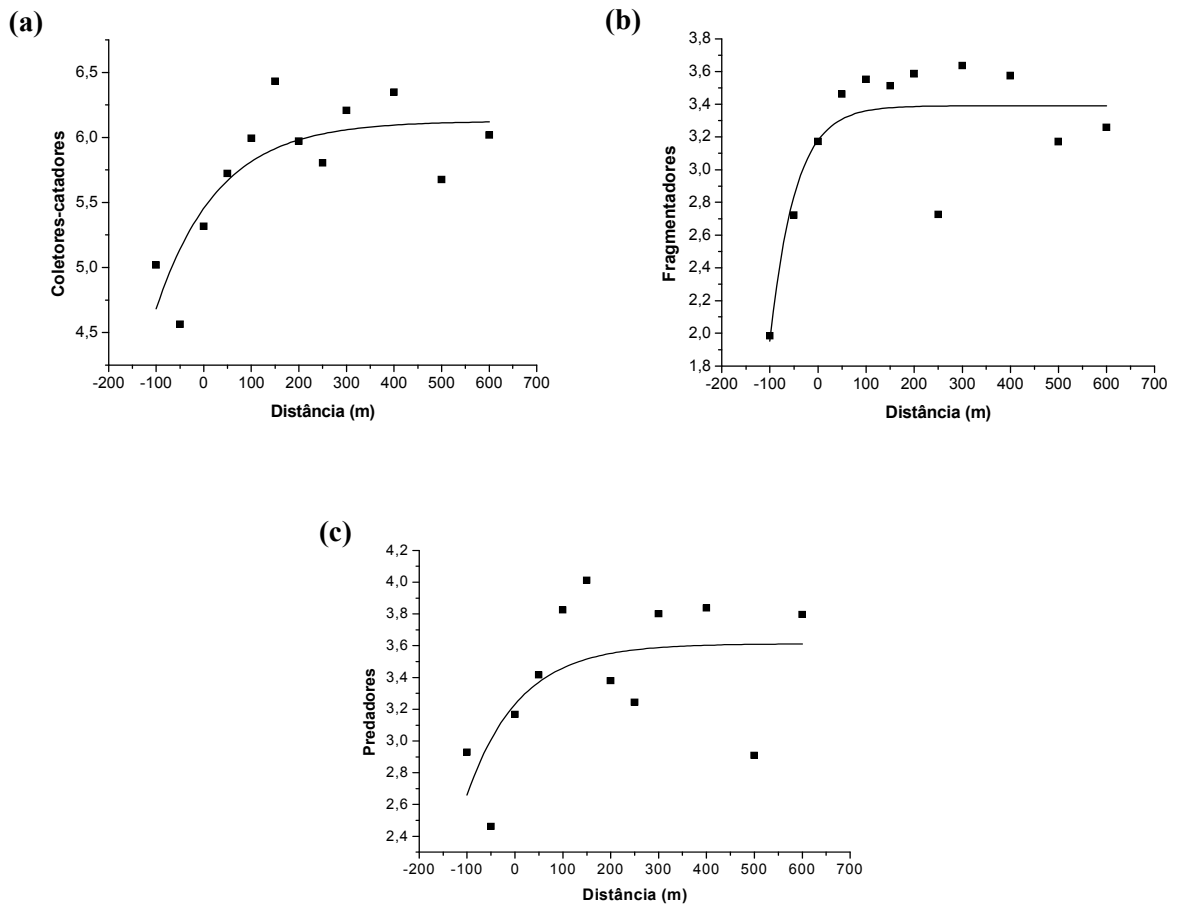


Figura 10. Relação entre as abundâncias de (a) coletores-catadores, (b) fragmentadores e (c) predadores de macroinvertebrados e as diferentes distâncias da borda (ponto 0) da gleba Capetinga Oeste (PEV). Os pontos negativos estão situados em área agrícola e os positivos no interior do fragmento florestal.

As taxas de decomposição de *C. pachystachya* aumentaram ao longo do córrego, da área agrícola para o interior do fragmento ($y = 0,040 - 0,009 e^{-x/11,793}$; $R^2 = 0,62$; $P < 0,01$), com menor e maior taxa nos pontos -50 m ($k = 0,0195 \text{ dia}^{-1}$) e 100 m ($k = 0,0535 \text{ dia}^{-1}$), respectivamente (Figura 11). As taxas de decomposição também foram relacionadas com o aumento da abundância total de macroinvertebrados que colonizaram as folhas ($y = -0,060 + 0,016 x$; $R^2 = 0,57$; $P < 0,01$) e a abundância de fragmentadores ($y = -0,014 + 0,016 x$; $R^2 = 0,50$; $P < 0,01$).

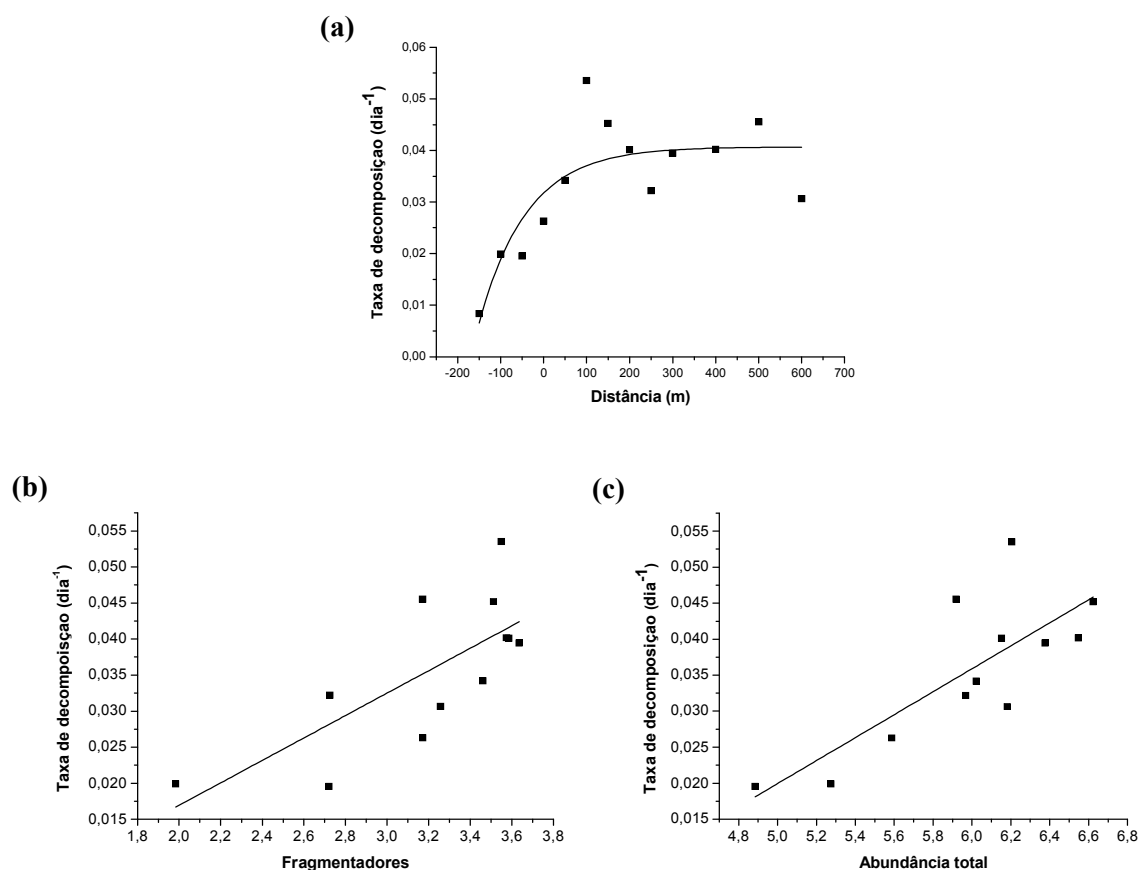


Figura 11. Taxa de decomposição de *C. pachystachya* relacionada às seguintes variáveis: (a) distância da borda do fragmento florestal (ponto 0), sendo os pontos negativos e positivos as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente; (b) abundância de fragmentadores e (c) abundância total de macroinvertebrados.

A composição das comunidades de macroinvertebrados mostrou um gradiente ao longo do curso do Córrego da Gruta pelo interior do fragmento florestal, evidenciado pelo MDS (Figura 12). Os pontos amostrados foram distribuídos ao longo do primeiro eixo, enquanto que algumas variações foram encontradas ao longo do segundo eixo. Os principais táxons que contribuíram para esse gradiente foram Chironomidae e Elmidae, que tiveram suas abundâncias crescentes ao longo do córrego, além de Baetidae, com abundância decrescente. Outras famílias também foram importantes para diferenciar a composição das comunidades ao longo do córrego. A baixa abundância de Leptohyphidae caracterizou os pontos externos ao fragmento (-100 e -50 m). Os pontos próximos à borda (0 a 200 m) apresentaram grande

similaridade em sua composição, destacando-se a moderada abundância de Oligochaeta e as maiores abundâncias de Empididae e Calopterygidae nesses locais. Já os pontos situados mais ao interior do fragmento (250 a 600 m) foram heterogêneos entre si, mas as maiores abundâncias de Chironomidae e Oligochaeta foram comuns a esses pontos.

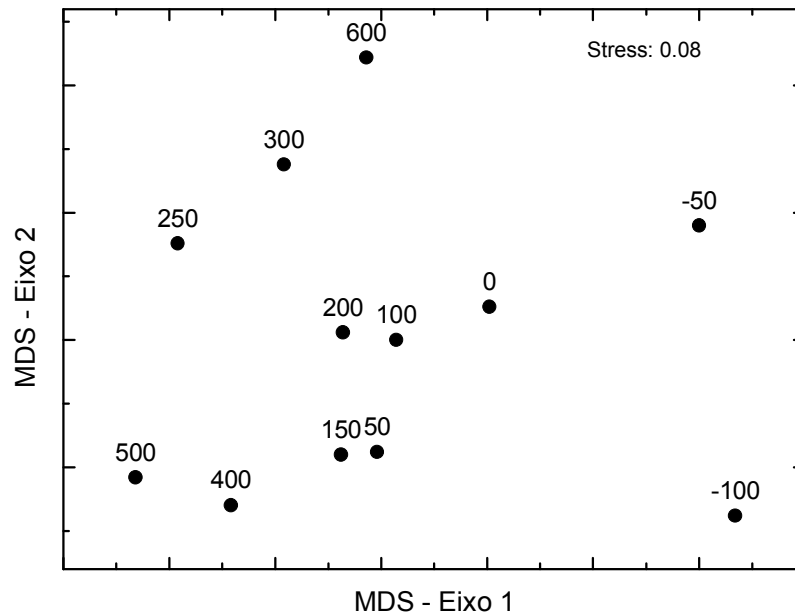


Figura 12. Ordenação da análise de MDS das comunidades de macroinvertebrados amostradas no Córrego da Gruta a diferentes distâncias (m) da borda do fragmento florestal (ponto 0). Os pontos negativos e positivos são as distâncias a montante (área agrícola) e a jusante (fragmento florestal), respectivamente.

A composição taxonômica foi relacionada com o gradiente longitudinal do córrego, com relação significativa entre o eixo 1 do MDS e a distância entre os pontos ($y = -0,725 + 0,344 e^{-x/147,6}$; $R^2 = 0,83$; $P < 0,001$), como pode ser observado na Figura 13. Por outro lado, não houve relação significativa entre o eixo 2 e a distância ao longo do córrego.

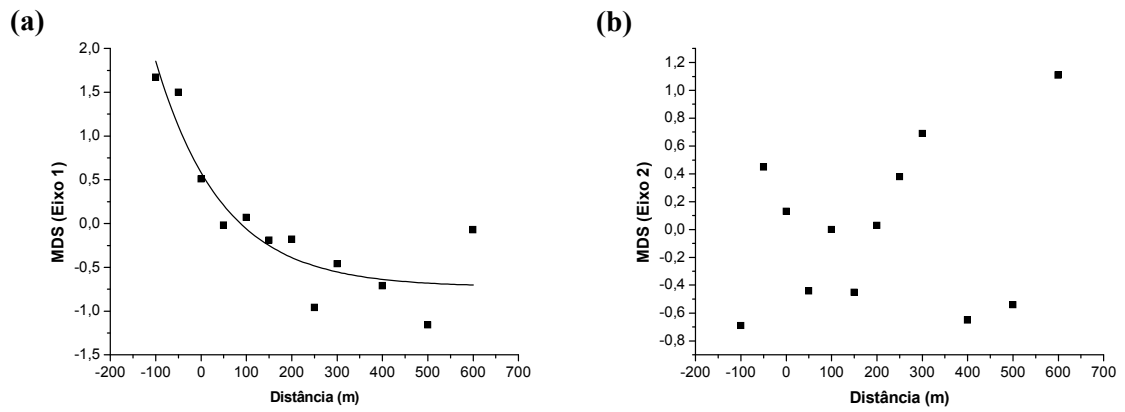


Figura 13. Relação entre os eixos (a) 1 e (b) 2 da análise de MDS e as distâncias da borda (ponto 0) do fragmento Capetinga Oeste (PEV), SP. Os pontos negativos estão localizados em área agrícola e os positivos no interior do fragmento florestal.

4 Discussão

A presença de fragmentos florestais de mata ciliar pode influenciar a qualidade da água de riachos, conforme estudado principalmente na Nova Zelândia, com melhoria dos indicadores das comunidades de macroinvertebrados à medida que o riacho adentra o remanescente (Storey & Cowley, 1997; Scarsbrook & Halliday, 1999; Chakona *et al.*, 2009).

No presente estudo, encontramos uma redução da riqueza e da diversidade taxonômica de macroinvertebrados, juntamente com o aumento da abundância total (fortemente influenciada pela abundância de Chironomidae), conforme o córrego adentra o fragmento florestal. Observamos também grandes diferenças na composição de macroinvertebrados ao longo do gradiente estudado, evidenciado pelo MDS.

Maiores valores de riqueza e diversidade nos pontos a montante do fragmento podem estar relacionados à menor dominância de Chironomidae e à existência de recursos alimentares e microhabitats que podem ser explorados pela fauna nestes locais. Embora os pontos -100 m e -50 m estejam localizados fora do fragmento, esses trechos encontram-se numa faixa de transição, entre a agricultura de cana-de-açúcar e a área florestada. Nesses segmentos, o leito e as margens são cobertos por gramíneas, pteridófitas e arbustos, os quais fornecem abrigos e recursos para as comunidades de macroinvertebrados (Menninger & Palmer, 2007). Além disso, a maior incidência de radiação solar favorece o crescimento e a proliferação de perifiton nas superfícies foliares dessas espécies colonizadoras e também dos fragmentos de *C. pachystachya* usados para amostragem, disponibilizando mais um recurso alimentar à comunidade (Kikuchi & Uieda, 2005). Dessa forma, atributos de locais mais preservados encontrados nestes trechos de transição, como maior riqueza de táxons e maior abundância relativa de EPT, podem ter sido influenciados pela disponibilidade de microhabitats e nichos oferecidos por essas espécies vegetais colonizadoras. Já no interior do

remanescente estudado, o leito do córrego não apresenta esta diversidade de recursos e microhabitats; diversos trechos apresentam a largura do leito estreita, o que aumenta a velocidade da água (valores médios variaram entre 0,13 e 0,19 m s⁻¹, dados não publicados). Conseqüentemente, a retenção de sedimentos e de materiais orgânicos no fundo do leito é reduzida, simplificando sua estrutura física nesses trechos. Em córregos tropicais desmatados, Fonseca (2011) encontrou maior diversidade de macroinvertebrados em trechos de riachos que apresentavam gramíneas em comparação aos trechos em que estas eram ausentes.

Ao longo do remanescente florestal, a abundância total e especialmente a de Chironomidae aumentaram, enquanto os indicadores de qualidade da água como abundância relativa de EPT, razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae, riqueza taxonômica e índice de diversidade de Shannon decaíram. Estes indicadores estão relacionados negativamente com a dominância de Chironomidae, mas não necessariamente relacionados a uma redução na qualidade da água, como pode ser observado na análise de correlação, na qual foi utilizado o programa OriginPro 8.0 (OriginLab Corporation, 2007), entre a abundância de Chironomidae e: abundância relativa de EPT ($r = -0,841$, coeficiente de correlação de Pearson); razão entre as abundâncias de EPT e Chironomidae ($r = -0,935$); riqueza de táxons ($r = -0,653$); e índice de diversidade de Shannon ($r = -0,813$). Assim, a abundância de Chironomidae claramente influenciou a resposta das comunidades à presença do fragmento, a qual pode ser explicada por duas hipóteses.

Primeiro, em estudo realizado no mesmo período neste córrego, Fernandes *et al.* (submetido) verificaram o aumento das concentrações de fósforo e oxigênio dissolvido ao longo do gradiente longitudinal. Estes resultados sugerem que apesar da melhora na disponibilidade de oxigênio, esse aumento nas concentrações de nutrientes pode ter influenciado a composição das comunidades de macroinvertebrados, resultando em maiores densidades de Chironomidae. O aumento da densidade decorrente de uma maior concentração

de nutrientes foi verificado em outros estudos (*e.g.*, Morais *et al.*, 2004), sendo que este aumento é registrado quando a elevação na concentração de nutrientes é moderada (Ortiz & Puig, 2007), já que altas concentrações podem resultar em estresse para a fauna, ocasionando baixas abundâncias (Odum *et al.*, 1979). De fato, o aumento nas concentrações de fósforo no córrego estudado foi moderado, já que a máxima concentração foi $21,3 \mu\text{g L}^{-1}$, um aumento de 51 % em relação ao menor valor registrado.

Segundo, a adição de detrito foliar pode influenciar a distribuição dos macroinvertebrados no leito do córrego. Como discutido anteriormente, altas velocidades de água reduzem a retenção de matéria orgânica, devido ao efeito de perturbações como inundações, comuns em sistemas tropicais (Smith *et al.*, 2003). Além disso, como a espécie foliar aplicada no experimento é bastante utilizada pelos macroinvertebrados, os sacos de folhas provavelmente constituíram manchas de recurso de alta qualidade no leito do córrego. Essas manchas podem ter sido preferencialmente colonizadas pelos macroinvertebrados, como no caso de Chironomidae em ambientes instáveis (Silver *et al.*, 2004), resultando em maiores abundâncias em manchas de folhas quando comparadas ao substrato de sedimento (Palmer *et al.*, 2000).

Outros táxons que apresentaram relação com o gradiente do córrego estudado foram Baetidae e Elmidae. A abundância de Baetidae decresceu ao longo do curso na área florestada e outros estudos também encontraram essa família principalmente em locais parcialmente degradados (Buss *et al.*, 2002; Buss & Salles, 2007; Souza *et al.*, 2011), mostrando seu grau de tolerância diferente das demais famílias de Ephemeroptera. A abundância de Elmidae aumentou à medida que o córrego adentrou o remanescente; essa família é considerada muito sensível aos distúrbios ambientais, são comuns em águas bem oxigenadas, sendo bastante utilizada como indicadora de biodiversidade e integridade ambiental (Barbour *et al.*, 1996; Sánchez-Fernández *et al.*, 2006). A resposta desses dois táxons diante da presença do

fragmento é indicativa de que este mantém características de uma área preservada, embora tenha grandes influências da degradação de seu entorno.

O resultado da análise de MDS mostrou forte correspondência entre a composição da fauna bentônica e um dos eixos, indicando que há diferenças na composição da comunidade ao longo do gradiente longitudinal do córrego. Verificamos que a presença do fragmento tem grande influência nas comunidades, o que é evidenciado pela separação dos pontos que estão a montante da floresta e os localizados em seu interior. Os pontos de 0 a 200 m apresentaram semelhanças em sua composição, enquanto os mais internos ao fragmento grandes diferenças entre si. É possível que fatores locais dentro do remanescente, como forma do canal, tipo de substrato e velocidade do fluxo de água, também influenciem a composição das comunidades no interior da floresta (Mikrã *et al.*, 2007; Chung *et al.*, 2012).

A elevada abundância de coletores-catadores, assim como a baixa representatividade de fragmentadores analisados neste trabalho, está de acordo com outros estudos realizados na região neotropical (Boyero *et al.*, 2009; Li & Dudgeon, 2009). Esses trabalhos argumentam que a escassez de fragmentadores, em comparação aos sistemas temperados, indica uma maior influência da ação de bactérias e fungos nos processos de decomposição foliar. Entretanto, verificamos que os aumentos nas abundâncias do total de macroinvertebrados e de fragmentadores, principalmente Chironomidae, influenciaram as taxas de decomposição neste estudo. Durante a triagem do material coletado, observamos que os as folhas que apresentaram maior número de quironomídeos minadores estavam em estágio de decomposição mais avançado. Esses minadores escavam o interior das folhas, alimentando-se do mesófilo, deixando-as mais frágeis e suscetíveis aos fatores físicos como a abrasividade. Além disso, disponibilizam matéria orgânica particulada fina (MOPF) aos demais grupos funcionais, principalmente coletores-catadores (Gonçalves Junior *et al.*, 2003; Menendez *et al.*, 2003), atraindo muitos indivíduos das famílias Chironomidae e Elmidae para as amostras.

Conseqüentemente, os predadores são também atraídos pela alta disponibilidade de alimentos (Ligeiro *et al.*, 2010; Gonçalves Junior *et al.*, 2012), justificando o aumento da taxa de decomposição com a abundância total de macroinvertebrados, pois coletores-catadores, fragmentadores e predadores corresponderam a mais de 94 % do total de organismos amostrados neste trabalho. Outros estudos também mostraram a influência de Chironomidae (Callisto *et al.*, 2007; Dudgeon & Gao, 2011) e da abundância de macroinvertebrados nas taxas de decomposição foliar (Dangles *et al.*, 2001; Hagen *et al.*, 2006), os quais demonstraram que a exclusão desses organismos reduziu significativamente o processo de decomposição.

Alguns pesquisadores estudaram os efeitos da presença de fragmentos florestais sobre a fauna bentônica ao longo do gradiente longitudinal de córregos localizados em áreas rurais. Storey & Cowley (1997) estudaram córregos situados em áreas de pastagem, verificando um aumento na riqueza taxonômica e no número de táxons de EPT à medida que esses adentravam fragmentos florestais. Quinn *et al.* (1997) e Scarsbrook & Halliday (1999) verificaram que em áreas de pastagem a densidade de organismos era maior em relação ao interior dos fragmentos, principalmente pela maior abundância de Chironomidae, enquanto que as áreas florestadas possuíam maiores proporções de EPT. Eles não encontraram diferenças na riqueza taxonômica entre esses sítios, mas a composição da comunidade foi significativamente diferente. Já nos estudos de Harding *et al.* (2006), a densidade de organismos, a riqueza taxonômica e o número de táxons de EPT não diferiu entre áreas agrícolas e florestadas. Chakona *et al.* (2009) também estudaram córregos em áreas agrícolas e encontraram um aumento na abundância de macroinvertebrados, na riqueza taxonômica e na diversidade ao longo da área florestada, enquanto que Arnaiz *et al.* (2011) não observaram efeitos na abundância total e na diversidade, mas encontraram um aumento na riqueza taxonômica.

Em comparação a esses trabalhos, os resultados do presente estudo mostraram tendências diferentes nas repostas das comunidades: aumento da abundância total de macroinvertebrados à medida que o córrego percorre o interior do fragmento, corroborando os resultados de Chakona *et al.* (2009); redução da riqueza e diversidade taxonômica e da abundância relativa de EPT ao longo do gradiente longitudinal. Quanto à composição da fauna bentônica, os resultados deste trabalho corroboraram os estudos de Quinn *et al.* (1997), Scarsbrook & Halliday (1999), Chakona *et al.* (2009) e Arnaiz *et al.* (2011), com diferenças significativas entre as áreas florestada e degradada ao longo do curso do córrego.

Muitos trabalhos vêm sendo realizados para analisar os efeitos da fragmentação, tais como a influência de diferentes tamanhos e formas dos fragmentos e o efeito de borda sobre as mais diversas espécies terrestres e aquáticas (Eikaas *et al.*, 2005; Pardini *et al.*, 2005; Ewers & Didham, 2008; Martensen *et al.*, 2008; Dixo *et al.*, 2009). Nos sistemas lóticos, a qualidade da água e a estrutura e distribuição das comunidades aquáticas são fortemente influenciadas pelo fluxo unidirecional e longitudinal da água, assim como pelos ecossistemas terrestres, que possuem ligação com os ecossistemas aquáticos pela área de drenagem e pela entrada de material alóctone (Allan & Castillo, 2007). Dessa forma, tais fatores tornam bastante complexo o estudo da influência de fragmentos florestais nos ecossistemas aquáticos (Harding *et al.*, 2006).

O efeito do uso da terra em escala de microbacia hidrográfica pode ser mais importante que efeitos locais sobre a composição e estrutura das comunidades aquáticas (Grönroos & Heino, 2012). Por outro lado, efeitos locais como a presença de remanescentes florestais ao longo de riachos, também podem influenciar essas comunidades (Sponseller *et al.*, 2001; Mikrã *et al.*, 2007), mas os resultados podem diferir para cada corpo d'água, dependendo dos padrões do uso da terra em maior escala. Os trabalhos mencionados anteriormente (Quinn *et al.*, 1997; Storey & Cowley, 1997; Scarsbrook & Halliday, 1999;

Harding *et al.*, 2006; Chakona *et al.*, 2009; Arnaiz *et al.*, 2011), os quais avaliaram os efeitos de fragmentos florestais ao longo de córregos situados em áreas rurais, também registraram uma considerável influência do uso da terra sobre as comunidades de macroinvertebrados, seja pela área agrícola ou de pastagem onde estão inseridas as microbacias. Entretanto, mesmo com diferentes tendências nas respostas das comunidades de macroinvertebrados, todos esses estudos revelaram que remanescentes florestais possuem grande importância na manutenção ou restauração das funções e condições dos córregos em paisagens rurais.

Nossos resultados mostram que a presença do fragmento Capetinga Oeste, de fato, influencia as comunidades de macroinvertebrados amostradas no Córrego da Gruta. Entretanto, o trecho avaliado não reverteu completamente os efeitos do uso da terra ao seu redor, revelando respostas variadas das comunidades macrobentônicas, as quais apresentaram tanto características geralmente observadas em ambientes preservados, como as observadas em ambientes degradados. Isto mostra que essas comunidades são influenciadas por ambas as escalas, a de microbacia (uso da terra) e a local (presença do fragmento). Um estudo amostrando seu interior a maiores distâncias da borda poderia elucidar se há uma melhoria na estrutura das comunidades de macroinvertebrados, ou ainda, identificar os principais fatores que influenciam essa biota. No entanto, próximo à Trilha dos Jequitibás (local bastante visitado por turistas), a cerca de 50 m a jusante do ponto 600 m, há dois vertedores canalizando parte do curso do Córrego da Gruta, o que inviabilizaria o estudo do efeito da presença do fragmento a maiores distâncias de sua borda. Uma alternativa seria desenvolver estudos em outros córregos que passam pelos fragmentos do PEV.

O presente trabalho está entre os poucos realizados em córregos tropicais avaliando o gradiente longitudinal de um mesmo corpo d'água, como o estudo desenvolvido no Zimbábue por Chakona *et al.* (2009), os quais registraram resultados diferentes em relação aos aqui apresentados. Por esses motivos, para que haja uma melhor compreensão da influência e do

valor dos remanescentes florestais para a estrutura das comunidades aquáticas e a qualidade dos recursos hídricos em paisagens agrícolas tropicais, faz-se necessário um maior número de estudos semelhantes nessas regiões. Os nossos resultados podem servir como base de comparação para novos trabalhos, os quais trariam um maior embasamento científico auxiliando na proteção dos fragmentos florestais, áreas constantemente ameaçadas. Esses fragmentos merecem especial atenção nos projetos de gestão de bacias hidrográficas e maiores esforços para a recuperação e manutenção das APPs ao longo dos cursos d'água que estão em situação irregular.

5 Considerações finais

Algumas famílias de macroinvertebrados, métricas descritoras de comunidade e grupos funcionais de alimentação parecem responder ao gradiente longitudinal de áreas agrícolas a florestadas, assim como a composição das comunidades de macroinvertebrados.

O trecho do fragmento estudado não foi suficiente para mitigar os efeitos da matriz agrícola nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos do Córrego da Gruta (PEV), pois as análises da estrutura das comunidades e dos indicadores biológicos mostraram resultados diferentes dos esperados, como menor diversidade e riqueza de táxons, e menor abundância relativa de EPT no interior do fragmento. No entanto, vale ressaltar que a abundância de Elmidae, família bastante sensível às alterações ambientais, bem como a abundância de fragmentadores, importante grupo na disponibilização de MOPF para os demais grupos funcionais e tróficos das cadeias alimentares de riachos, aumentaram conforme o córrego adentrou o fragmento. Tais resultados indicam que há influências tanto do uso da terra, mesmo a 600 m distante da borda, como da presença do fragmento florestal nessas comunidades aquáticas, o que mostra a vulnerabilidade deste remanescente às pressões antrópicas em seu entorno.

Sugerimos a recuperação da APP ao redor da nascente do Córrego da Gruta e ao longo de seu curso, conectando essas áreas à Gleba Capetinga Oeste, uma vez que as regiões no entorno de nascentes devem ser protegidas num raio mínimo de 50 m e as margens dos cursos d'água (com menos de 10 m de largura) devem ser preservadas numa faixa mínima de 30 m (dados dispostos na Lei nº 12.651/2012 – Brasil, 2012). A ampliação da mata ripária e a proteção da nascente trariam melhorias para a estrutura das comunidades aquáticas, bem como para a manutenção e função do ecossistema em questão. Outra importante atitude seria a fiscalização por parte das autoridades responsáveis, exigindo a manutenção da zona de

amortecimento ao redor desta unidade de conservação (prevista na Lei nº 9.985/2000 (Brasil, 2000) que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC), a qual atualmente é dominada pela matriz de cana-de-açúcar e outras plantações. A zona de amortecimento diminuiria os efeitos de borda, aos quais os remanescentes do PEV estão sujeitos.

Referências bibliográficas

- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 257-284.
- Allan, J. D. & M. M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*, 2 ed. Springer, The Netherlands.
- Arnaiz, O. L., A. L. Wilson, R. J. Watts & M. M. Stevens, 2011. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research* 26: 123-131.
- Azevêdo, C. A. S. & N. Hamada, 2008. Megaloptera. In: Froehlich, C. G. (org.). *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Capitulo_6_Megaloptera.pdf>. Acesso em: jun. 2011.
- Baptista, D. F., D. F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveira & J. L. Nessimian, 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenbourg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian, 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185-211.
- Benfield, E. F., 2006. Decomposition of leaf material. In: Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (eds.). *Methods in Stream Ecology*, 2 ed. Academic Press, San Diego: 711-720.
- Boyero, L., A. Ramírez, D. Dudgeon & R. G. Pearson, 2009. Are tropical streams really different? *Journal of the North American Benthological Society* 28: 397-403.
- Brasil, 2000. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 19 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: jul. 2012.
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília,*

DF, 28 mai. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: out. 2012.

- 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.
- Buss, D. F. & F. F. Salles, 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130: 365-372.
- Callisto, M., M. Moretti & M. Goulart, 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6: 71-82.
- Callisto, M., J. F. Gonçalves Junior & M. A. S. Graça, 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 442-448.
- Calor, A. R., 2007. Trichoptera. In: Froehlich, C. G. (org.). Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Trichoptera_b.pdf>. Acesso em: jun. 2011.
- Chakona, A., C. Phiri, T. Chinamaringa & N. Muller, 2009. Changes in biota along a dry-land river in northwestern Zimbabwe: declines and improvements in river health related to land use. *Aquatic Ecology* 43: 1095-1106.
- Chao, A. & T. J. Shen, 2003. Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics* 10: 429-443.
- Chao, A. & T. J. Shen, 2010. Program SPADE (Species Prediction and Diversity Estimation). Disponível em <<http://chao.stat.nthu.edu.tw>>.
- Chung, N., M.-J. Bae, F. Li, Y.-S. Kwon, T.-S. Kwon, J.-S. Kim & Y.-S. Park, 2012. Habitat characteristics and trophic structure of benthic macroinvertebrates in a forested headwater stream. *Journal of Asia-Pacific Entomology* (no prelo).
- Clarke, K. R., 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke, K. R. & R. N. Gorley, 2006. PRIMER v6: User Manual/ Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.

- Corbi, J. J. & S. Trivinho-Strixino, 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51: 769-779.
- Cummins, K. W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24: 631-641.
- Cummins, K. W., M. A. Wilzbach, D. M. Gates, J. B. Perry & W. B. Taliaferro, 1989. Shredders and riparian vegetation, leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. *BioScience* 39: 24-30.
- Cummins, K. W. & R. W. Merritt, 1996. Ecology and distribution of aquatic insects. In: Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3 ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque: 74-86.
- Cummins, K. W., R. W. Merritt & P. C. N. Andrade, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40: 69-89.
- Dangles, O., F. Guerold & P. Usseglio-Polatera, 2001. Role of transported particulate organic matter in the macro- invertebrate colonization of litter bags in streams. *Freshwater Biology* 46: 575-586.
- Dixo, M., J. P. Metzger, J. S. Morgante & K. R. Zamudio, 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation* 142: 1560-1569.
- Dudgeon, D. & K. K. Y. Wu, 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Archiv für Hydrobiologie* 146: 65-82.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan, 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-82.
- Dudgeon, D. & B. W. Gao, 2011. The influence of macroinvertebrate shredders, leaf type and composition on litter breakdown in a Hong Kong stream. *Fundamental and Applied Limnology* 178: 147-157.
- Eikaas, H. S., J. S. Harding, A. D. Kliskey & A. R. McIntosh, 2005. The effect of terrestrial habitat fragmentation on fish populations in small streams: a case study from New Zealand. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 59: 1-8.

- Ewers, R. M. & R. K. Didham, 2008. Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 5426-5429.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Fernandes, J. F., A. L. T. Souza & M. O. Tanaka. Influence of forest remnants on stream water and ecosystem function: a case study evaluating the effects of distance from the edge and forest structure on a rural stream. *Environmental Management* (submetido).
- Fonseca, D. G., 2011. Efeitos da presença de macrófitas nos macroinvertebrados de córregos tropicais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Gonçalves Junior, J. F., F. A. Esteves & M. Callisto, 2003. Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia* 15: 21-27.
- Gonçalves Junior, J. F., J. S. França, A. O. Medeiros, C. A. Rosa & M. Callisto, 2006. Leaf breakdown in a tropical stream. *International Review of Hydrobiology* 91: 164-177.
- Gonçalves Junior, J. F., R. S. Rezende, J. França, & M. Callisto, 2012. Invertebrate colonisation during leaf processing of native, exotic and artificial detritus in a tropical stream. *Marine and Freshwater Research* 63: 428-439.
- Google Inc., 2011. Google Earth. Disponível em < <http://www.google.com/earth/index.html>>. Acesso em: set. 2012.
- Gotelli, N. & R. K. Colwell, 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. *International Review of Hydrobiology* 86: 383-393.
- Grönroos, M. & J. Heino, 2012. Species richness at the guild level: effects of species pool and local environmental conditions on stream macroinvertebrate communities. *The Journal of Animal Ecology* 81: 679-691.
- Hagen, E. M., J. R. Webster & E. F. Benfield, 2006. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? *Journal of the North American Benthological Society* 25: 330-343.

- Harding, J. S., K. Claassen & N. Evers, 2006. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia* 568: 391-402.
- Heino, J., 2008. Influence of taxonomic resolution and data transformation on biotic matrix concordance and assemblage – environment relationships in stream macroinvertebrates. *Boreal Environment Research* 13: 359-369.
- Herbário do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria (HDCF), 2011. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/herbarioflorestal/especie_detalhes.php?nome_filtrado=embauba_embauva>. Acesso em: fev. 2012.
- Hepp, L. U. & S. Santos, 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 157: 305-318.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2006. Censo Agropecuário 2006: Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. IBGE, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2010. Produção Agrícola Municipal: Culturas Temporárias e Permanentes 2010, vol. 37. IBGE, Rio de Janeiro.
- Janke, H. & S. Trivinho-strixino, 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 109-115.
- Kikuchi, R. M. & V. S. Uieda, 2005. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomología y Vectores* 12: 193-231.
- Korman, V., 2003. Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Lange, W. H., 1996. Aquatic and semiaquatic Lepidoptera. In: Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3 ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque: 387-398.
- Lecci, L. S. & C. G. Froehlich, 2007. Plecoptera. In: Froehlich, C. G. (org.). *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_identifica%C3%A7%C3%A3o_larvas_Plecoptera.pdf>. Acesso em: jun. 2011.

- Leroy, C. J. & J. C. Marks, 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51: 605-617.
- Li, A. O. Y. & D. Dudgeon, 2009. Shredders: species richness, abundance, and role in litter breakdown in tropical Hong Kong streams. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 167-180.
- Ligeiro, R., M. S. Moretti, J. F. Gonçalves Junior & M. Callisto, 2010. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia* 654: 125-136.
- Malmqvist, B. & S. Rundle, 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Maloney, K. O., D. E. Weller, M. J. Russell & T. Hothorn, 2009. Classifying the biological condition of small streams: an example using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 28: 869-884.
- Mariano, R. & C. G. Froehlich, 2007. Ephemeroptera. In: Froehlich, C. G. (org.). Guia online: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/guia_Ephemeroptera.pdf. Acesso em: jun. 2011.
- Marshall, J. C., A. L. Steward & B. D. Harch, 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia* 572: 171-194.
- Martensen, A. C., R. G. Pimentel & J. P. Metzger, 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184-2192.
- Martinelli, L. A. & S. Filoso, 2008. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. *Ecological Applications* 18: 885-898.
- Martins, F. R., 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora da Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Massoli, M., 1981. Geologia do Município de Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Revista do Instituto Geológico* 2: 35-45.
- Melo, A. S., 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie* 164: 309-323.

- Menendez, M., O. Hernandez & F. A. Comin, 2003. Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. *Hydrobiologia* 495: 159-169.
- Menninger, H. L. & M. A. Palmer, 2007. Herbs and grasses as allochthonous resource in open-canopy headwater streams. *Freshwater Biology* 52: 1689-1699.
- Mykrä, H., J. Heino & T. Muotka, 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography* 16: 149-159.
- Morais, M., P. Pinto, P. Guilherme, J. Rosado & I. Antunes, 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516: 229-249.
- Moulton, T. P. & M. L. Souza, 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: Rocha, C. F. D., H. G. Bergallo, M. V. Sluys & M. A. S. Alves (eds). *Biologia da Conservação: Essências*. Rima, São Carlos: 157-181.
- Moya, N., S. Tomanova & T. Oberdorff, 2007. Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. *Hydrobiologia* 589: 107-116.
- Naiman, R. J. & H. Décamps, 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 621-658.
- Naiman, R. J., H. Décamps & M. E. McClain, 2005. *Riparia – ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier, Amsterdam.
- Nessimian, J. L., E. M. Venticinque, J. Zuanon, P. de Marco Junior, M. Gordo, L. Fidelis, J. D. Batista & L. Juen, 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.
- Odum, E. P., J. T. Finn & E. H. Franz, 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience* 29: 349-352.
- Olson, J. S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 42: 322-331.
- Ometo, J. P. H. B., L. A. Martinelli, M. V. Ballestery, A. Gessner, A. V. Krusche, R. L. Victoria & M. Williams, 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology* 44: 327-337.

- OriginLab Corporation, 2007. OriginPro 8.0 SR0 v8.0724 (B724). Disponível em: <<http://www.originlab.com>>.
- Ortiz, J. D. & M. A. Puig, 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a mediterranean stream. *River Research and Applications* 23: 155-170.
- Palmer, M. A., C. M. Swan, K. Nelson, P. Silver & R. Alvestad, 2000. Streambed landscapes: evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology* 15: 563-576.
- Pardini, R., S. M. Souza, R. Braga-Neto & J. P. Metzger, 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.
- Pinho, L. C., 2008. Diptera. In: Froehlich, C. G. (org.). Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_Diptera.pdf>. Acesso em: jun. 2011.
- Pivello, V. R. & E. M. Varanda, 2005. O cerrado Pé-de-Gigante: ecologia e conservação. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- Polhemus, J. T., 1996. Aquatic and semiaquatic Hemiptera. In: Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3 ed. Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque: 267-297.
- Quinn, J. M., A. B. Cooper, R. J. Davies-Colley, J. C. Rutherford & R. B. Williamson, 1997. Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31: 579-597.
- Resh, V. H. & J. K. Jackson, 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. & V. H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York: 195-233.
- Ribas, A. C., M. O. Tanaka & A. L. T. Souza, 2006. Evaluation of macrofaunal effects on leaf litter breakdown rates in aquatic and terrestrial habitats. *Austral Ecology* 31: 783-790.
- Sánchez-Fernández, D., P. Abellán, A. Mellado, J. Velasco & A. Millán, 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 15: 4507-4520.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

- Scarsbrook, M. R. & J. Halliday, 1999. Transition from pasture to native forest land-use along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research* 33: 293-310.
- Segura, M. O., F. Valente-Neto & A. A. Fonseca-Gessner, 2011. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 393-412.
- Setzer, J., 1966. Atlas climatológico do Estado de São Paulo. Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Paraguai, CESP, São Paulo.
- Shortle, J. S., D. G. Abler & M. Ribaudó, 2001. Agriculture and water quality: the issues. In *Environmental policies for agricultural pollution control*. CABI Publishing, London: 1-18.
- Silver P., D. Wooster & M. A. Palmer, 2004. Chironomid responses to spatially structured, dynamics, streambed landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 69-77.
- Smith, G.C., A. P. Covich & A. M. D. Brasher, 2003. An ecological perspective on the biodiversity of tropical island streams. *BioScience* 53: 1048-1051.
- Souza, H. M. L., H. S. R. Cabette & L. Juen, 2011. Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. *Iheringia Série Zoologia* 101: 181-190.
- Souza, L. O. I., J. M. Costa & B. B. Oldrini, 2007. Odonata. In: Froehlich, C. G. (org.). *Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo*. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online/Guia_on-line_Odonata_Vers%C3%A3o_1%C3%9F2.0.pdf>. Acesso em: jun. 2011.
- Sponseller, R. A., E. F. Benfield & H. M. Valett, 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 46: 1409-1424.
- Storey, R. G. & D. R. Cowley, 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia* 353: 63-76.
- Strayer, D. L., 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 271-287.
- Suriano, M. T., A. A. Fonseca-Gessner, F. O. Roque & C. G. Froehlich, 2010. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 175: 87-101.

- Thompson, R. M. & C. R. Townsend, 2004. Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organization, and food-web structure. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 38: 595-608.
- Thorp, J. H. & A. P. Covich, 2001. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates, 2 ed. Academic Press, San Diego.
- Townsend, C. R., C. J. Arbuckle, T. A. Crowl & M. R. Scarsbrook, 1997. The relationship between land use and psychochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a hierarchically scaled approach. *Freshwater Biology* 37: 177-191.
- Valderrama, J. C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Vörösmarty, C. J., C. Lévêque, C. Revenga, *et al.*, 2006. Fresh water. In: Hassan, R., R. Scholes & N. Ash (eds). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, vol. 1. Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington DC: 165-207.
- Vörösmarty C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, C. R. Liermann & P. M. Davies, 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555-561.
- Wallace, J. B., N. H. Anderson, 1996. Habitat, life history, and behavioral adaptations of aquatic insects. In: Merritt, R. W. & K. W. Cummins (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3 ed. Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque: 41-73.
- Ward, J. V., 1992. *Aquatic insect ecology: biology and habitat*. John Willey & Sons, New York.
- Yoshimura, M., 2012. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. *Entomological Science* 15: 145-154.
- Zwick, P., 1992. Stream habitat fragmentation – a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 1: 80-97.

Apêndice A. Abundâncias totais dos táxons e grupos funcionais de alimentação de macroinvertebrados amostrados no Córrego da Gruta, Parque Estadual de Vassununga, SP.

Táxons	FFG	Pontos (m)											
		-100	-50	0	50	100	150	200	250	300	400	500	600
Coleoptera													
Elmidae	CC/ R	17	26	114	308	258	560	533	400	449	784	432	199
Hydrophilidae	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Staphilinidae	P	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera													
Ceratopogonidae	P	4	-	1	-	-	-	1	-	2	-	2	-
Chironomidae	CC/ P/ F	389	279	669	786	1428	1794	1004	790	1461	1449	566	1602
Empididae	P	11	4	14	21	14	18	7	3	2	11	1	2
Simuliidae	CF	5	-	14	73	8	64	4	56	1	147	189	1
Tipulidae	P	1	-	1	-	-	1	-	-	-	3	-	3
Ephemeroptera													
Baetidae	CC	252	89	91	80	27	22	7	-	1	1	-	1
Caenidae	CC	1	2	1	-	-	2	-	-	1	-	-	1
Leptohyphidae	CC	20	31	43	147	159	342	261	167	216	191	401	85
Leptophlebiidae	CC	9	17	26	61	20	58	23	9	16	46	72	39
Hemiptera													
Naucoridae	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pleidae	P	-	-	-	-	-	-	-	1	10	-	-	12
Lepidoptera													
Pyalidae	F	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
Megaloptera													
Corydalidae	P	-	-	1	-	-	5	-	1	1	3	-	2
Plecoptera													
Perlidae	P	2	1	-	5	5	1	2	2	3	4	2	-
Trichoptera													
Calamoceratidae	F	17	22	18	27	37	13	17	5	35	8	2	35
Ecnomidae	CF	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Hydropsychidae	CF	50	29	11	67	46	77	11	17	3	36	21	4
Hydroptilidae	R	17	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-
Leptoceridae	CF	-	-	-	-	1	-	-	-	4	-	1	7
Philopotamidae	CF	5	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-
Polycentropodidae	CF	-	12	10	-	2	-	-	2	6	-	-	-
Odonata													
Gomphidae	P	-	1	1	-	2	6	4	10	5	5	-	-
Libellulidae	P	2	-	-	-	2	1	-	-	-	5	-	1
Calopterygidae	P	1	3	17	14	9	7	9	3	6	2	-	-
Coenagrionidae	P	3	4	3	2	9	6	7	1	8	4	-	2
Mollusca													
Gastropoda	R	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	-
Amphipoda													
Hyaellidae	F	3	2	1	1	-	1	-	1	-	-	-	1
Anellida													
Oligochaeta	CC	34	12	49	64	24	55	31	236	117	122	19	24
Platyhelminthes													
Tricladida	P	13	3	2	5	-	1	-	5	1	12	2	3
Nemertea													
	P	2	4	4	4	14	6	4	3	3	10	18	3

CC: coletor-catador; CF: coletor-filtrador; F: fragmentador; P: predador; R: raspador.

Apêndice B. Resultados do modelo exponencial $y = y_0 + Ae^{-xt}$ relacionando as resposta das variáveis (estrutura, indicadores biológicos e grupos funcionais de alimentação das comunidades de macroinvertebrados e valores da análise MDS) em relação à distância da borda do fragmento florestal.

Variáveis	y_0	A	t	R ²	P
Estrutura da comunidade					
Riqueza táxons (rarefação)	6,494	2,453	172,819	0,805	< 0,001
Abundância total	6,304	-0,590	123,148	0,583	< 0,001
Diversidade de Shannon	3,029	-1,430	-2199,274	0,305	< 0,001
Equitatividade de Pielou	0,204	0,349	2418,442	0,014	< 0,001
Indicadores biológicos					
Abundância Ephemeroptera	-	-	-	-	NS
Abundância Plecoptera	0,372	< 0,0001	-45,754	0,021	0,007
Abundância Trichoptera	1,925	0,663	348,354	0,113	< 0,001
Riqueza de táxons de EPT	2,483	3,060	861,306	0,112	< 0,001
Abundância EPT	-	-	-	-	NS
% EPT	13,880	11,844	100,335	0,794	< 0,001
EPT/Chironomidae	0,279	0,373	112,136	0,559	< 0,001
Abundância Elmidae	5,053	-1,857	123,132	0,816	< 0,001
Abundância Chironomidae	5,678	-0,598	109,980	0,460	< 0,001
Abundância Simuliidae	-	-	-	-	NS
Abundância Baetidae	-0,265	2,529	236,212	0,816	< 0,001
Abundância Leptohyphidae	-	-	-	-	NS
Abundância Leptophlebiidae	-	-	-	-	NS
Abundância Calamoceratidae	-	-	-	-	NS
Abundância Hydropsychidae	-	-	-	-	NS
Abundância Oligochaeta	-	-	-	-	NS
Abundância FFG					
Coletores-catadores	6,126	-0,670	130,380	0,597	< 0,001
Coletores-filtradores	-	-	-	-	NS
Fragmentadores	3,391	-0,212	52,157	0,669	< 0,001
Predadores	3,612	-0,381	109,263	0,252	< 0,001
Raspadores					NS
Valores - MDS					
Eixo 1	-0,725	1,310	147,6	0,83	< 0,001
Eixo 2	-0,099	< 0,0001	-19,9	0,22	NS

NS: dados não significativos (P > 0,05 e dados não foram explicados pelo modelo)