

Relação entre uso do solo e composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo

Relationship among landuse and composition of aquatic insects of four basins of São Paulo State

Kathia Cristhina Sonoda^{1*}
kathia.sonoda@cpac.embrapa.br

Carlos A. Vettorazzi²
cavettor@esalq.usp.br

Edwin M. M. Ortega²
edwin@esalq.usp

Resumo

As comunidades de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas sob diferentes graus de ocupação humana foram analisadas em relação aos usos do solo, à declividade do terreno e às variáveis físicas e químicas da água. As bacias hidrográficas estudadas foram Alto Paranapanema, Peixe, Aguapeí e São José dos Dourados. Amostras de insetos aquáticos foram coletadas utilizando-se cestos com substrato artificial, entre agosto e outubro de 2002. Foram colocadas 18 repetições em cada rio, e os insetos amostrados foram identificados em nível de família e contados. Os dados foram analisados em números absolutos e percentuais de indivíduos e de táxons, e também índices comunitários. Informações sobre as bacias hidrográficas foram geradas a partir de mapas digitais. Foram identificadas 32 famílias, *Elmidae*, *Leptohyphidae*, *Leptophlebiidae*, *Chironomidae*, *Simuliidae* e *Hydropsychidae* apresentaram dominância. Dez variáveis físicas e químicas da água apresentaram relação direta sobre os rios; porcentagens dos usos do solo e das declividades foram calculadas. Utilizou-se a correlação de Pearson, Análise de Variância (ANOVA) e análise de correspondência para integrar os dados abióticos e biológicos. O estudo mostrou a importância do uso do solo imediatamente adjacente ao local de coleta como o fator de maior influência sobre a entomofauna.

Palavras-chave: ambientes lóticos, macroinvertebrados aquáticos, rios, sudeste do Brasil, vegetação ripária.

Abstract

Four watersheds with different degrees of human occupation had their communities of aquatic insects analyzed in relation to the landuses, terrain slope as well as chemical and physical variables of water. The watersheds studied were Alto Paranapanema, Peixe, Aguapeí and São José dos Dourados. Samples of aquatic insects were taken with baskets filled with artificial substrates, during August and October/2002. Eighteen samples were taken from each river and the aquatic insects were identified until family level and counted. To analyze the results, total and percentage numbers of individuals and taxons were used, as well as community indices. Information about the watersheds were generated from digital maps. Thirty-two families were identified, *Elmidae*, *Leptohyphidae*, *Leptophlebiidae*, *Chironomidae*, *Simuliidae* and *Hydropsychidae* showed numeric dominance. Ten chemical and physical variables tested were able to characterize the rivers; percentages of the main landuses and terrain slope were calculated. Pearson's correlation index, analysis of variance and analysis of correspondence were used in order to establish the relationship between abiotic components and the entomofauna. The study showed that the land use condition immediately adjacent to the sampling site is the most important factor influencing that fauna.

Key words: aquatic macroinvertebrates, lotic environments, riparian forest, rivers, Southern

¹ Embrapa Cerrados, Rod BR 020 km 18, Cx. P. 08223, 73310-970, Planaltina, DF, Brasil.

² Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Av. Pádua Dias, 11, Cx. P. 9,13418-900, Piracicaba, SP, Brasil.

*Autor para correspondência.

Introdução

As atividades humanas em áreas rurais consistem principalmente em práticas agrícolas que, em geral, são implementadas após a floresta ser cortada. Nesse aspecto, as matas ripárias também são igualmente devastadas. No estado de São Paulo, essas ações ocorreram em épocas remotas, e a extensão da cobertura vegetal remanescente é mínima.

Uma vez que a vegetação ripária é um ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos, seu papel como tampão protegendo a integridade de ambos os sistemas e seus respectivos componentes bióticos e abióticos é amplamente reconhecido (Allan, 2004; England e Rosemond, 2004; Siqueira e Trivinho-Strixino, 2005). Vários estudos demonstraram o efeito positivo que sua presença exerce sobre a qualidade da água dos ambientes lóticos e lênticos (Iwata *et al.*, 2003; Roque *et al.*, 2008; Townsend *et al.*, 2000).

Dentre os benefícios, citam-se a estabilização das margens dos rios (Herlihy *et al.*, 2005; Riley *et al.*, 2003); o tamponamento e a filtragem de materiais alóctones, principalmente, pelo emaranhado das raízes; a participação na ciclagem de nutrientes, pela absorção de minerais do solo e pelo fornecimento de matéria orgânica; a interceptação e a absorção da radiação solar, com consequente estabilização térmica dos cursos d'água (Arango e Tank, 2008; Gillett e Schaffner, 2009; Yuan *et al.*, 2009); a oferta de abrigo e alimento para animais intrínsecos e extrínsecos aos rios. Além disso, representam uma valiosa área de preservação e conservação de recursos naturais vegetais (Aguiar *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 1992). Há também a contribuição na manutenção do fluxo gênico entre populações de espécies animais que habitam as faixas ciliares ou fragmentos florestais interconectados (Bierregaard *et al.*, 1992).

A ausência dessas matas ocasiona dificuldade de infiltração das águas no solo, consequentemente, em eventos

de chuvas fortes, como as enxurradas, há tendência em ocorrer maior volume de carreamento de partículas do solo, acentuando os processos erosivos (Ribeiro *et al.*, 2001).

Outros impactos causados pela ausência da mata ripária sobre a qualidade do ambiente aquático e também sobre as comunidades que ali vivem são reportados amplamente (Burcher e Benfield, 2006; Paz *et al.*, 2008; Walsh *et al.*, 2005). Dentre os habitantes aquáticos, encontram-se plantas, como algas e macrófitas, e animais, como peixes, micro e macroinvertebrados (Momoli *et al.*, 2007; Muotka e Syrjänen, 2007). Dentre estes últimos, destacam-se os insetos aquáticos, que devido à grande diversidade de hábitos alimentares, ocupam papel ímpar no ecossistema, por atuarem como elo da cadeia alimentar, e seus requisitos ecológicos lhes conferem o uso como indicadores de qualidade ambiental (MDFRC, 2007; WRC, 2001).

Há vantagens e desvantagens no uso dos bioindicadores dentre os quais os macroinvertebrados são os mais usados nos estudos ecológicos ambientais (Fonseca-Gessner e Guerreschi, 2000; Nelson 2000). Alguns estudos foram conduzidos no Brasil visando entender a relação entre as alterações no uso do solo e sua influência sobre os componentes biológicos da água (Gerhard, 2005; Sonoda, 2005).

Entretanto, poucos estudos em todo o mundo, incluindo o Brasil, que analisam a comunidade de insetos aquáticos foram realizados em rios de médio e grande porte (Karr *et al.*, 2000; Sonoda *et al.*, 2009; Soulsby *et al.*, 2001). Em parte, isso ocorre devido às dificuldades de acesso e ao procedimento amostral que resultam em maior demanda por recursos humanos e financeiros.

Os estudos ecológicos apresentam níveis de identificação diferenciados, sendo a identificação em nível de família questionada por alguns autores. Entretanto, é evidenciado na literatura que estudos de cunho ecológico não necessitam de maiores esforços

para identificação em níveis menores. Nesse contexto, Wright *et al.* (1995) analisaram a utilização dos níveis de família e espécie em estudos ecológicos e observaram o mesmo padrão de resposta utilizando ambos os níveis taxonômicos para avaliar o impacto de efluente de esgoto na comunidade macrobentônica, o que justificaria a identificação em nível de família, diminuindo tempo e custo das análises. Já Guerold (2000) observou que o uso do nível de família para o cálculo de algumas métricas é perigoso, especialmente ao medir a qualidade da água e as mudanças nas comunidades de macroinvertebrados. Para o autor, o uso de níveis taxonômicos maiores subestima o efeito das alterações ambientais.

Da mesma forma que o nível de identificação é discutido entre os pesquisadores, o método de coleta é igualmente debatido. De acordo com Karr (1999), não importa o método que seja utilizado para coleta dos insetos, mas sim o rigor adotado nos procedimentos de amostragem, na seleção de métricas e no desenvolvimento de critérios de julgamento. Segundo o autor, se esses procedimentos estiverem corretos, os resultados serão os mesmos com qualquer método amostral usado. Estudos realizados sobre as relações entre comunidades bentônicas e a natureza do substrato mostraram que essa comunidade tem preferência por partículas de tamanhos diferentes. A utilização de substratos artificiais padronizados seria uma forma de amenizar os problemas de variabilidade do substrato em locais a serem estudados e comparados (Cummins e Lauff, 1969). Em estudo mais recente, Correia e Trivinho-Strixino (2005) verificaram grande similaridade entre assembleias presentes tanto em substratos orgânicos como nos minerais.

Visando a contribuir com o conhecimento acerca da relação entre o impacto das atividades antrópicas e a biota aquática, o objetivo principal deste estudo foi analisar a influência das características do entorno do

ecossistema aquático sobre a estrutura da comunidade de insetos aquáticos, considerando-se o nível de família. A hipótese testada foi que os fatores ambientais a montante do local de coleta exerceriam influência sobre a estrutura da comunidade de insetos aquáticos, com a riqueza taxonômica relacionada negativamente ao aumento da degradação ambiental.

Material e métodos

Área de estudo

Para este estudo, os rios principais de quatro bacias hidrográficas foram selecionados, a saber, Bacia do rio do Peixe, Bacia do rio Aguapeí, Bacia do rio São José dos Dourados e Bacia do Alto Paranapanema. Nesta última, além do rio principal, outros dois rios tiveram sua fauna amostrada.

A Figura 1 apresenta um mapa hidrográfico do Estado de São Paulo. Os locais de coleta estão indicados por uma esfera preta.

A Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema possui uma área de drenagem de 22.550 km² e, de acordo com o Plano Estadual de Recursos Hídricos, ela é classificada como área de conservação. Nessa bacia, não existem grandes fontes de degradação ambiental, mesmo considerando as contribuições dos municípios e das indústrias. No entanto, deve-se destacar a presença de erosões generalizadas em toda a bacia, que ocorrem em cerca de 80% dos municípios.

Sua área é caracteristicamente agrícola, sendo a parte mais a montante da bacia, coberta por enormes áreas reflorestadas e matas naturais. Parte da área da bacia é utilizada para pastagens e culturas de feijão, milho, café

e arroz, ressaltando-se o incremento de cana-de-açúcar nas terras roxas da região de Ourinhos. As principais atividades industriais são de alimentos, celulose e papel, engenhos e destilarias (Tomazelli, 2003).

Apesar de ser considerada pelos órgãos gestores uma bacia de preservação, os três rios estudados apresentavam uma mata ripária escassa com poucas árvores esparsas e alguns arbustos. Os rios Apiaí-Guaçu e Taquari apresentavam largura e profundidade bastante semelhantes, enquanto que o rio Paranapanema era o mais raso (Tabela 1).

A Bacia do rio Aguapeí possui área de drenagem de 12.011 km². O uso da terra é destinado às atividades urbanas, industriais e agropecuárias, com áreas de pastagem e cultivo de milho, amendoim, cana-de-açúcar, arroz, algodão, feijão, frutas, citros e hortaliças, além

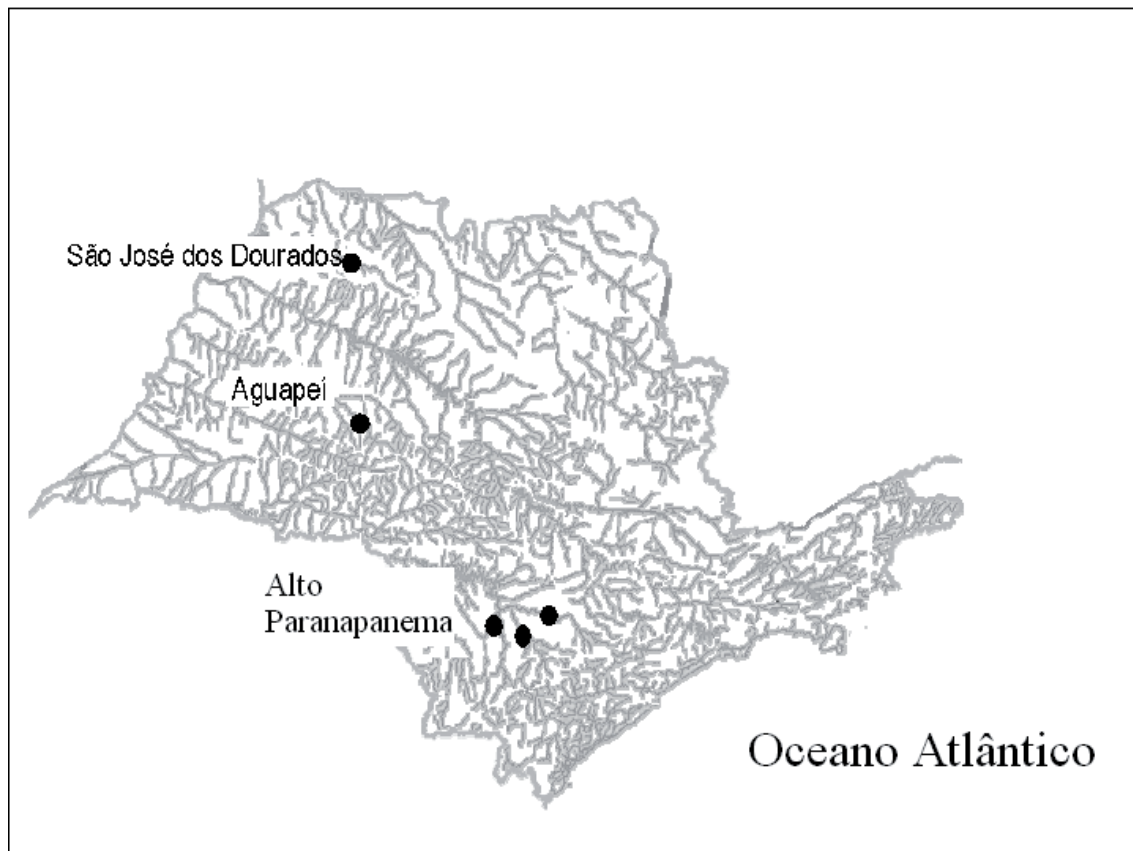


Figura 1. Representação do Estado de São Paulo com indicação dos pontos de coleta (círculos vermelhos).

Figure 1. Schematic drawing of São Paulo State with indication of sampling points (red circles).

Tabela 1. Informações sobre os locais de coleta em cada bacia
Table 1. Information of sampling sites of each watershed

Rio	Profundidade (m)	Largura (m)	Latitude	Longitude
Paranapanema	0,5	17,5	23°90'79"	48°25'96"
Apiáí-Guaçu	1,4	15	23°93'11"	48°65'78"
Taquari	1,8	17	23°96'91"	48°94'61"
Peixe	0,5	17,5	22°34'57"	49°90'35"
Aguapeí	1,2	48	21°70'88"	50°28'37"
São José dos Dourados	0,4	21,7	20°32'28"	50°01'46"

de pequena área de vegetação natural. A agroindústria é a principal atividade industrial na região (Tomazelli, 2003). No trecho de rio selecionado para coleta, a mata ripária apresentava um bom estado de conservação, intercalada por regiões de clareiras, que foram selecionadas como ambiente de pastagem.

A bacia do rio do Peixe possui uma área de drenagem de 9.156 km² e o rio principal, homônimo à bacia, mede 380 km de extensão, desembocando no rio Paraná. O uso do solo é destinado às atividades urbanas, industriais e agropecuárias, com destaque para áreas de pastagem, além das culturas de café, milho e cana-de-açúcar. As principais atividades industriais são as agroindústrias e indústrias alimentícias (Tomazelli, 2003). O trecho analisado no rio do Peixe apresentava mata ripária com poucas árvores, entremeada por regiões mais densas.

A bacia do rio São José dos Dourados está localizada no extremo noroeste do Estado, possuindo 6.142 km² de extensão. Em termos de distribuição das categorias de uso e ocupação do solo, a vegetação natural ocorre disseminada em toda a região, formando pequenos maciços, como na parte central da bacia, ou acompanhando os principais cursos d'água, caracterizando as matas-riparias, principalmente ao longo do rio São José dos Dourados.

As pastagens e os campos antrópicos são predominantes em toda a bacia, especialmente na porção noroeste, a norte do ribeirão Ponte Pensa, e na porção centro-leste. O rio São José

dos Dourados, assim como o rio Aguapeí, apresentava mata ripária bem preservada, seguida de trechos de menor densidade de árvores, em alguns casos sendo ausentes; estes últimos foram selecionados como locais de pastagem.

Coleta dos insetos aquáticos

A coleta dos insetos foi realizada utilizando-se cestos com substrato artificial que se mostraram maleáveis no uso e mais eficientes em relação à profundidade do rio e ao fluxo da água (comparados a dragas), fato observado em estudo-piloto e também ao descrito por Dickson *et al.* (1971), que encontraram maior número de espécies de invertebrados bentônicos que nas amostras feitas por dragagem. Esses cestos foram confeccionados com telas plásticas de malha hexagonal e abertura de 2,0 cm, contendo argila expandida e pedregulhos. A coleta foi feita na época de estiagem, entre agosto e outubro de 2002. Os cestos permaneceram em campo por 44 dias, para colonização pelos organismos (Crenshaw e Valett, 2002; Sonoda *et al.*, 2009).

Os locais selecionados para amostragem continham, no mínimo, 500 m de comprimento de pastagem e estavam longe de curvas, já que a menor diferenciação na velocidade da água e na constituição do sedimento pode influenciar na constituição da comunidade de insetos aquáticos (Fidelis *et al.*, 2008).

Os cestos foram colocados nos rios, ficando parcialmente enterrados no

sedimento, para auxiliar na colonização pelos organismos bentônicos, a uma distância média de 0,8 m das margens. Três locais contendo seis repetições cada foram selecionados em cada margem dos rios, cada local distando no mínimo 150 m entre si (Figura 2).

Um cuidado que foi tomado para a colocação dos cestos foi a certificação que os locais fossem à montante de pontes ou estradas, já que estudos demonstraram que estes podem influenciar na comunidade biótica dos corpos d'água, pela poluição das águas ou introdução de material alóctone (Trombulak e Frissell, 2000).

O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos, preservado com formol a 4% e transportado ao laboratório, onde foi manuseado. No laboratório, o substrato foi lavado em água corrente utilizando-se uma rede de malha de abertura de 0,21 mm para retenção dos macroinvertebrados (Trivinho-Strixino e Strixino, 1998). O material retido foi colocado em bandeja plástica, e os insetos foram triados com auxílio de aparato trans-iluminador. Em seguida, foram conservados em álcool a 70% (Humphries *et al.*, 1998; Pinder, 1989).

Os espécimes foram identificados e contados sob esteromicroscópio ótico. A identificação foi realizada em nível de família utilizando-se chaves de identificação disponíveis na época de realização do estudo (Epler, 1996; McCafferty, 1981; Nieser e Melo, 1997).

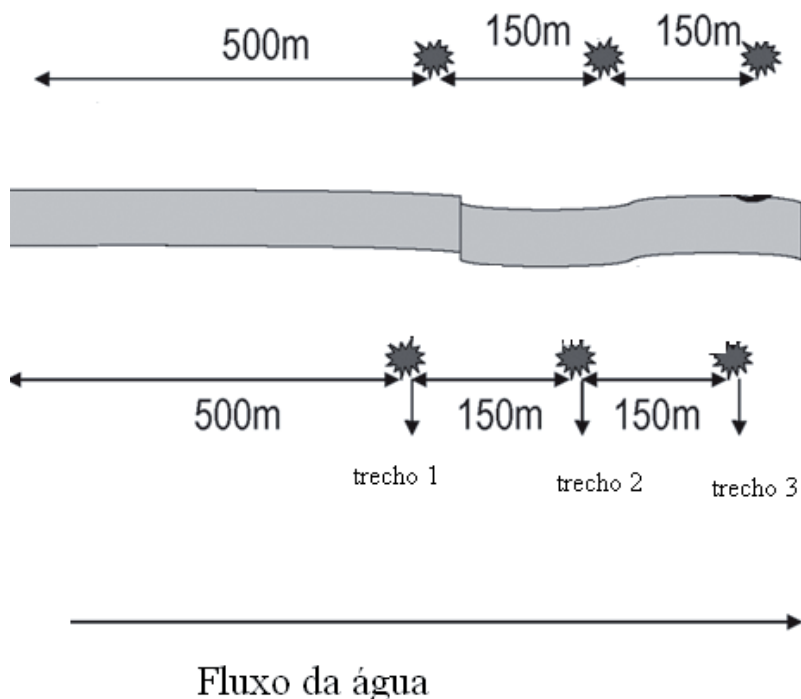


Figura 2. Esquema da disposição das repetições ao longo do rio.
Figure 2. Schematic drawing of sampling units on rivers.

Confecção e classificação dos mapas de uso da terra

A digitalização dos mapas de uso da terra e os cálculos associados (porcentagem de cada uso do solo e outros) foram feitos com base em imagens de satélite LANDSAT, com resolução de 30 m (Silva, 2002). A avaliação da exatidão da classificação foi feita através da checagem de 230 pontos no campo. As classes de cobertura do solo estabelecidas foram: pastagem, florestas remanescentes (englobando Mata Atlântica e Cerrado), áreas urbanas, culturas perenes (principalmente citricultura, café e seringueiras), culturas anuais (milho e soja, principalmente), silvicultura (*Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp.), cana-de-açúcar, corpos aquáticos, solo exposto e outros (Kronka, 2002).

Com base nesses mapas e utilizando-se os programas IDRISI 32 e ArcView 3.1, foram geradas as informações

necessárias para este estudo, como limites e áreas das sub-bacias, porcentagem da área de cada uso da terra e declividade do terreno. Esta última foi classificada segundo metodologia de Lepsch *et al.* (1983).

Variáveis químicas e físicas da água

Essas análises foram conduzidas por Salomão (2004) que analisou condutividade, carbono inorgânico dissolvido (DIC), carbono orgânico dissolvido (DOC), sólidos suspensos finos (FSS), sólidos suspensos particulados (CSS), sólidos suspensos totais (TSS), Ca, Mg, K, SO_4 , NO_3 , NO_2 , Cl, Na, NH_4 , temperatura, pH, OD, CO_2 (Tabela 4).

Análise dos resultados

Os resultados foram analisados em termos do número total e percentual de indivíduos de cada família presente

nos ambientes e analisados segundo a riqueza faunística (número operacional de táxons) e a porcentagem dos táxons nas comunidades. Como índices comunitários, calcularam-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Tonhasca Jr, 1994), o índice de riqueza de espécies de Margalef (Odum, 1984), o índice de uniformidade de Pielou e o índice Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) (Lenat, 1988).

A integração dos dados dos insetos, características das bacias (usos do solo e declividade) e variáveis físicas e químicas da água, foi realizada através de análises estatísticas. Primeiramente, utilizou-se a correlação de Pearson para verificar a relação linear existente entre as variáveis (usos da terra, declividade do terreno e variáveis físicas e químicas da água) com as famílias. Também foram analisadas as possíveis diferenças entre os rios de acordo com as variáveis físicas e químicas da água, através da análise de variância (ANO-

VA; $p < 0,07$). Após essas análises, utilizou-se a técnica estatística de análise de correspondência (Ortega, 1997).

Resultados

Geoprocessamento

Os diferentes usos do solo nas sub-bacias delimitadas à montante de cada local de coleta formaram um gradiente crescente na participação da pastagem (Tabela 2), segundo o qual os rios da bacia do Alto Paranapanema apresentaram os menores valores e as sub-bacias dos rios Aguapeí e São José dos Dourados contaram com as maiores porcentagens, enquanto que o rio do Peixe apresentou valor intermediário, como pode ser observado na Figura 3. Por outro lado, ao observar a quantidade de mata (vegetação natural remanescente e reflorestamento), notou-se um gradiente contrário ao da pastagem. Nesse caso, as sub-bacias do Alto Paranapanema apresentaram elevada porcentagem de solo ocupado pela mata, enquanto que as sub-bacias dos rios Aguapeí e São José dos Dourados apresentaram os menores valores.

A área urbana foi completamente ausente na maioria das sub-bacias, com exceção daquelas dos rios Aguapeí e São José dos Dourados.

A porcentagem da área de cada intervalo de declividade foi calculada para as sub-bacias (Tabela 3). Os três rios da bacia do Alto Paranapanema apresentaram a maior parte de suas áreas (mais de 40%) com declividades entre 15 e 45%. Na sub-bacia do rio do Peixe, três intervalos (< 2%; 5-10%; 15-45%) foram igualmente distribuídos, contando com valores em torno de 24% em cada faixa. Os rios Aguapeí e São José dos Dourados apresentaram a maior parte de suas terras na faixa de declividade com valores inferiores a 2% e na faixa de 5-10% (Figura 4).

Variáveis da água

Das 19 variáveis analisadas (Tabela 4) pela análise de Pearson, dez apresen-

taram relação linear sobre a característica das águas dos rios. As variáveis selecionadas foram condutividade, DIC, Cl, NO_2 , NO_3 , SO_4 , Na, K, Mg e Ca. Sendo assim, as nove restantes foram descartadas das análises futuras, em que se avaliou a relação entre essas variáveis e o componente biótico.

Insetos aquáticos

Foram identificadas 31 famílias além de uma família de Odonata, cuja identificação não foi possível, totalizando 32 táxons compreendidos em 14.657 indivíduos amostrados nas quatro bacias hidrográficas. A grande maioria dos táxons apresentou baixo número de indivíduos na comunidade. Muitos deles foram restritos a apenas um dos locais, como foi o caso de Empididae e Corydalidae no rio São José dos Dourados e Pyralidae no rio do Peixe.

As assembleias apresentaram variações em relação às famílias dominantes e suas participações. Assim sendo, verificou-se que no rio do Peixe, Chironomidae (55,5%) e Leptophlebiidae (21,6%) apresentaram elevado número de indivíduos. O rio Taquari apresentou dominância somente de Hydropsychidae (55,6%). No rio Apiaí-Guaçu, Chironomidae (67,2%) e Hydropsychidae (17%) tiveram as maiores participações numéricas; e no rio Aguapeí, Chironomidae (48,9%) Hydropsychidae (20%) e Leptohyphidae (10,5%) foram os grupos mais abundantes.

O rio São José dos Dourados foi o que apresentou uma comunidade com maior número de famílias de elevada participação numérica. Quatro táxons apresentaram mais de 15% do total de indivíduos da comunidade (Leptohyphidae – 30,5%; Leptophlebiidae – 20,8%; Chironomidae – 18,6% e Hydropsychidae – 16,9%).

Dentre os táxons que se destacaram devido ao elevado número de representantes, Chironomidae foi o único grupo com alta dominância em todos os locais, porém os valores foram bas-

tante distintos entre os rios. Cita-se nesse caso, o rio São José dos Dourados onde a participação dos quironomídeos foi de 18,6%, enquanto que no rio Paranapanema a família foi altamente dominante, representando 81,1% da comunidade.

Em relação aos índices comunitários, o índice EPT apresentou valores que variaram bastante, atingindo o mínimo no rio Taquari e o máximo nos rios Aguapeí e São José dos Dourados (Tabela 5). A diversidade apresentou valores crescentes partindo do menor valor nas comunidades dos rios da Bacia do Alto Paranapanema, até o valor máximo na Bacia do rio São José dos Dourados.

Análises estatísticas

Para realizar as análises estatísticas foram utilizados os táxons dominantes na maioria dos ambientes. Dessa forma, quatro famílias foram consideradas – Chironomidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae e Hydropsychidae – além de mais duas (Elmidae e Simuliidae) que estavam presentes em quase todas as amostras, o que permitiu a aplicação dos testes estatísticos.

A correlação de Pearson foi selecionada para analisar a influência das variáveis da água e do entorno sobre as famílias. Nesse caso, Elmidae apresentou influência direta de DIC, Ca, culturas perenes e cana-de-açúcar. As famílias Leptophlebiidae e Leptohyphidae foram influenciadas pelas mesmas variáveis (Cl, solo exposto, 2-5%, 10-15%, 15-45%). Hydropsychidae teve correlação com o teor de SO_4 ($r = 0,923$; $p = 0,009$) e Chironomidae foi influenciado pela urbanização ($r = 0,810$; $p = 0,051$).

Em relação aos índices comunitários, a temperatura, o CO_2 , o K e a pastagem apresentaram influência positiva pela correlação de Pearson sobre os índices diversidade, riqueza e uniformidade. Por outro lado, a vegetação natural remanescente foi relacionada negativamente aos índices (Tabela 6).

Tabela 2. Percentuais dos usos da terra nas sub-bacias de cada rio
Table 2. Landuse percentage at the watersheds of each river.

Usos da terra	Paranapanema	Apiai-Guaçu	Taquari	Peixe	Aguapeí	S. J. Dourados
Pastagem	22,6	39,0	25,3	47,8	70,9	75,5
Culturas perenes	2,3	3,6	3,3	10,2	5,7	5,6
Vegetação natural permanente	56,7	43,7	47,2	35,3	16,1	10,0
Cana-de-açúcar	0,1	0,4	0,3	5,0	2,2	3,1
Reflorestamento	16,2	6,2	17,9	0,6	0,4	0,03
Corpos d'água	0,04	0,4	0,2	0,01	0,02	0,04
Cultura temporária	0,6	4,4	3,1	0,03	2,5	0,3
Solo exposto	1,3	2,3	2,3	1,1	1,3	4,8
Área urbana	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,7
Outros	0,2	0,1	0,4	0,01	0,001	0,003

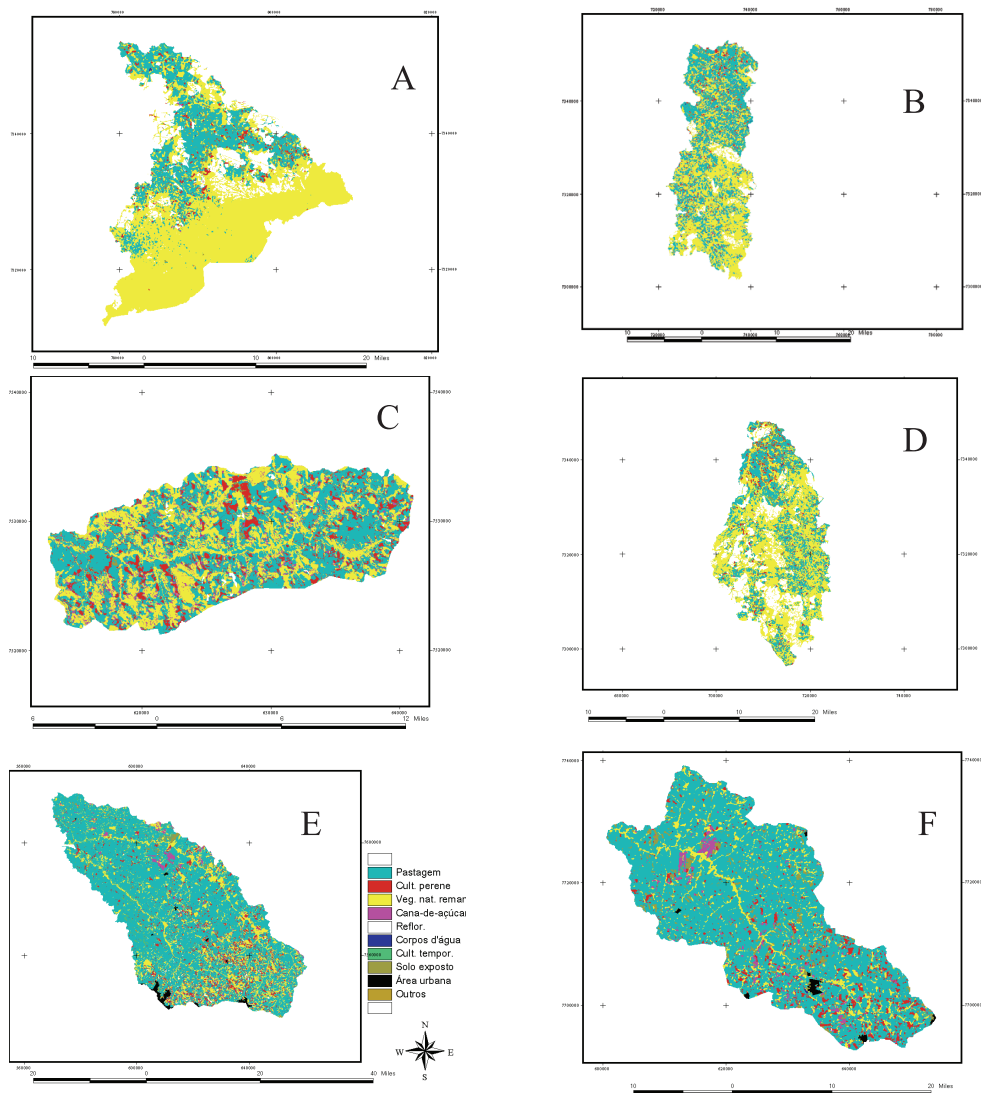


Figura 3 Mapas dos usos da terra das sub-bacias. Em A – Paranapanema; B – Apiai-Guaçu; C – Peixe; D – Taquari; E – Aguapeí e F – São José dos Dourados.

Figure 3 Landuse maps from the watersheds. A – Paranapanema; B – Apiai-Guaçu; C – Peixe; D – Taquari; E – Aguapeí and F – São José dos Dourados.

Tabela 3. Porcentagem da área do terreno das sub-bacias ocupada por cada classe de declividade
Table 3. Percentage of slope terrain classes at each watershed.

Intervalo	Paranapanema	Apiaí-Guaçu	Taquari	Peixe	Aguapeí	S. J. Dourados
< 2%	23,2	21,4	21,1	23,3	33,6	35,7
2-5%	4,5	4,1	3,9	7,6	11,3	20,2
5-10%	13,4	14,1	13,0	22,1	29,0	32,3
10-15%	12,7	16,4	17,7	14,9	14,0	8,6
15-45%	40,3	41,0	41,9	26,3	11,4	2,6
45-70%	4,8	2,1	1,7	4,4	0,3	0,0001
> 70%	1,1	1,0	0,7	1,5	0,3	0,6

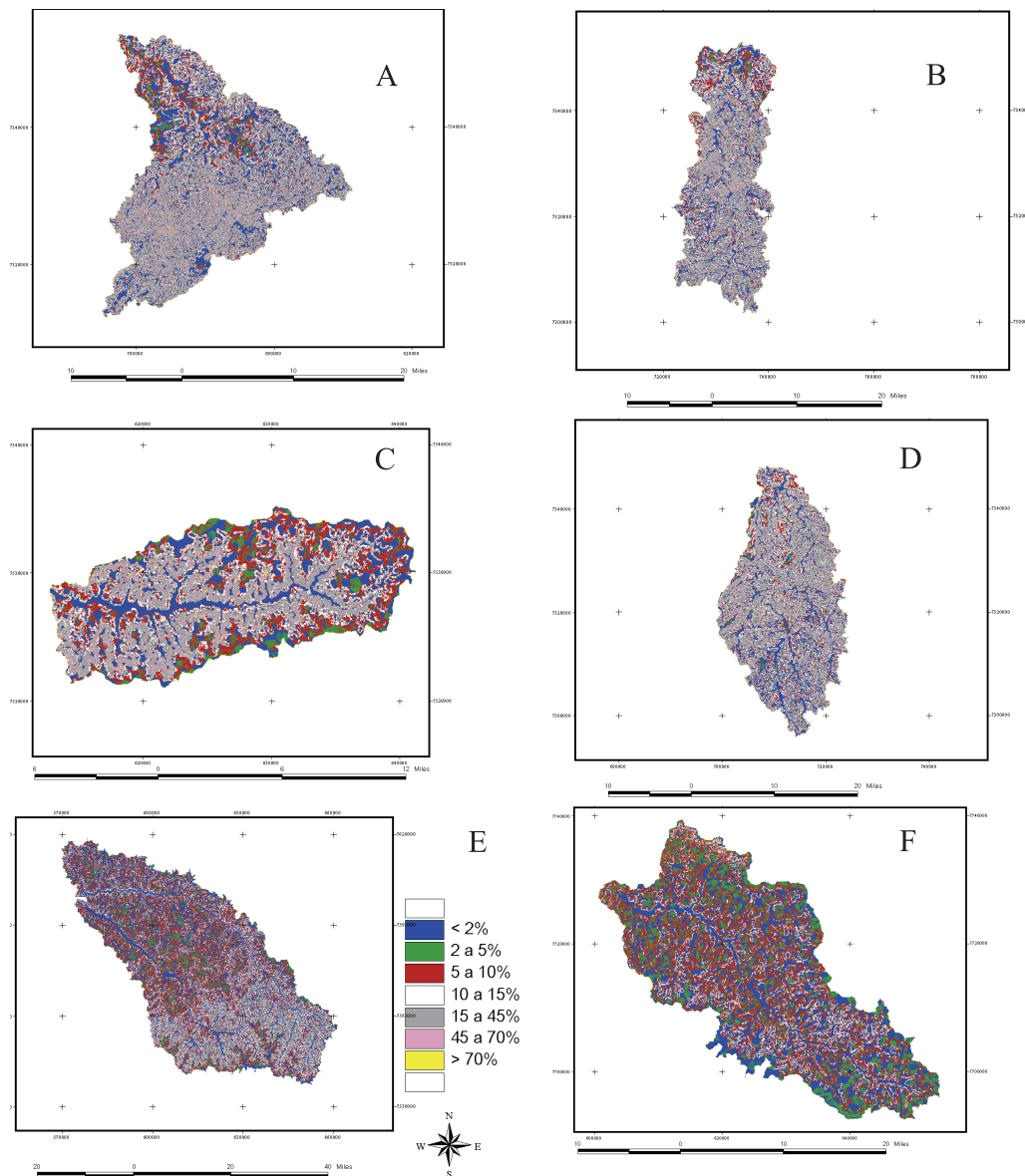


Figura 4. Classes de declividade em cada sub-bacia. Em A – Paranapanema; B – Apiaí-Guaçu; C – Peixe; D – Taquari; E – Aguapeí e F – São José dos Dourados.

Figure 4. Slope terrain classes from the watersheds. A – Paranapanema; B – Apiaí-Guaçu; C – Peixe; D – Taquari; E – Aguapeí and F – São José dos Dourados.

Tabela 4 Valores médios das variáveis químicas e físicas analisadas entre julho e setembro de 2001
Table 4. Mean values of chemical and physical water variables, among July and September 2001

Variáveis	Paranapanema	Apiai-Guaçu	Taquari	Peixe	Aguapeí	S. J. Dourados
FSS (mg sed.L ⁻¹)	6.0	25.4	78.5	12.1	20.0	3.2
CSS (mg sed.L ⁻¹)	0.5	3.4	11.7	4.4	9.4	0.4
TSS (mg sed.L ⁻¹)	6.6	28.8	90.2	16.5	29.4	3.6
Temperatura (°C)	17.4	17.8	17.8	18.9	20.0	20.8
pH	6.3	7.3	7.3	7.6	7.5	7.4
Cond. (mS.cm ⁻¹)	29.3	78.8	109.0	159.2	115.1	145.9
OD (%)	91.2	95.9	91.7	97.7	93.6	93.4
DOC (mg.L ⁻¹)	6.1	5.7	4.1	3.5	2.9	2.8
DIC (mg.L ⁻¹)	6.3	31.8	39.2	69.5	45.2	48.1
CO ₂ livre (mM)	65.9	92.4	103.5	100.1	76.9	94.5
Cl (mM)	102.7	62.3	59.7	70.3	108.4	261.0
NO ₂ (mM)	0.0	22.8	24.4	35.7	27.9	25.8
NO ₃ (mM)	29.9	16.5	35.1	55.9	76.1	98.5
SO ₄ (mM)	9.3	12.0	78.2	13.4	13.1	44.4
Na (mM)	102.5	98.9	221.8	90.3	160.3	359.1
NH ₄ (mM)	0.3	0.3	0.3	0.4	0.5	0.0
K (mM)	13.9	38.2	54.2	64.5	93.8	102.9
Mg (mM)	34.2	125.4	153.4	196.4	134.7	161.0
Ca (mM)	32.8	195.1	257.0	566.1	337.7	337.8

Tabela 5. Valores dos índices comunitários de cada comunidade amostrada
Table 5. Values of community indices of the assemblages

	Paranapanema	Apiai-Guaçu	Taquari	Peixe	Aguapeí	S. J. Dourados
Diversidade	0,3	0,5	0,5	0,6	0,7	0,8
Riqueza	3,9	5,3	3,5	5,7	6,0	6,8
Uniformidade	0,3	0,4	0,4	0,5	0,6	0,6
EPT	6	8	5	7	9	9

Tabela 6. Valores da correlação de Pearson (r) e do nível de significância (p) das variáveis com relação linear aos índices comunitários (a < 0,07)
Table 6. Values of Pearson correlation (r) and significance level (p) of variables with linear relation to the community indices (a < 0,07)

	Diversidade		Riqueza		Uniformidade	
	R	p	R	P	r	p
Temperatura	0,964	0,002	0,825	0,043	0,956	0,003
CO ₂	0,944	0,005	0,799	0,057	0,935	0,006
K	0,969	0,001	0,808	0,052	0,971	0,001
Pastagem	0,971	0,001	0,937	0,006	0,933	0,007
Vegetação natural	-0,979	0,001	-0,889	0,018	-0,957	0,003

O resultado da análise de correspondência apresenta os quatro grupos formados ao analisar os rios e as famílias de forma integrada (Figura 5). Pela análise, o rio São José dos Dourados foi um ambiente propício às famílias *Leptohyphidae* e *Leptophlebiidae*, separando com 53% de certeza esse rio dos demais. A dimensão 2 associou o rio Taquari aos *Hydropsychidae* (explicação de 37%).

Ainda analisando a Figura 5, nota-se que os rios Aguapeí, Paranapanema e Apiaí-Guaçu apresentaram maior relação com *Chironomidae* e *Simuliidae*; enquanto que o rio do Peixe apresentou relação estreita com *Elmidae*. Quanto às variáveis da água e do entorno, nos rios Aguapeí, Paranapanema e Apiaí-Guaçu, a vegetação natural remanescente separou esses rios em um grupo único (83% de explicação). Soma-se a isso a grande influência de NO_3 e K nas suas águas e declividades pouco elevadas.

O rio do Peixe apresentou as culturas perenes como o uso do solo característico e as variáveis que influenciaram em suas águas foram Ca e DIC. Assim como ocorreu com os outros dois rios da bacia do Alto Paranapanema, a vegetação natural remanescente foi característica do rio Taquari, cujas águas apresentaram elevada influência de SO_4 . A pastagem, associada a terrenos mais planos, caracterizou a paisagem do entorno do rio São José dos Dourados. Nessas águas, o NO_3 foi determinante segundo a ANOVA ($F = 7,19$; $p = 0,0025$).

A declividade do terreno foi capaz de caracterizar alguns rios. Nesse caso, os rios São José dos Dourados e Aguapeí apresentaram maiores relações com intervalos de declividade de valores mais baixos (91% de explicação); já os rios Taquari e Apiaí-Guaçu tiveram influências mais significativas de locais de maior declividade. A formação desses dois grupos está de acordo com a localização das bacias hidrográficas no interior do estado. Em locais mais planos, estão os rios Aguapeí e São José dos Dourados.

Por outro lado, regiões de relevo mais acidentado circundam os rios do Alto Paranapanema, como o Taquari e o Apiaí-Guaçu. Os rios Paranapanema e Peixe não apresentaram influência de qualquer intervalo de declividade.

Discussão

No presente estudo, consideraram-se as comunidades de insetos aquáticos de rios de grande porte como ferramenta indicativa de degradação ambiental. Das 32 famílias identificadas, quatro apresentaram participação percentual acima de 10% em (quase) todos os rios. O número de famílias raras foi considerável (18,7% da riqueza total), o que fez com que a riqueza dos locais amostrados fosse elevada, fato observado de maneira mais pronunciada em São José dos Dourados, que apresentou o maior número de táxons endêmicos.

A bacia do Alto Paranapanema é considerada uma unidade de gerenciamento com alto índice de preservação de suas matas, o que reflete em boa qualidade da água. Entretanto, de forma controversa, os dados referentes às comunidades amostradas nos rios dessa bacia apresentaram resultados opostos, ou seja, os rios Paranapanema e Taquari apresentaram os menores valores do índice de riqueza dentre os seis rios, assim como o EPT.

Sandin e Johnson (2000), em um estudo que analisou a eficácia de dez métricas mais usadas para descrever comunidades de macroinvertebrados, verificaram que a riqueza (de táxons e EPT) foi o melhor índice para indicar uma perturbação no ambiente, enquanto que a densidade de indivíduos foi a métrica que menos contribuiu na aquisição de informações. No presente estudo, todos os índices utilizados apontaram que a vegetação natural os influenciou de maneira negativa.

Além disso, no estudo aqui apresentado, foi encontrada relação significativa entre *Chironomidae* e rios da bacia do Alto Paranapanema. *Chironomidae*, em geral, são os mais abundantes

numericamente em estudos ecológicos (Aagard *et al.*, 2004; Ferrington Jr, 2008) e, muitas vezes, sua ocorrência é associada à degradação ambiental (Suriano e Fonseca-Guessner, 2004), indicando que a qualidade ambiental dessa bacia não corresponde à classificação de área de conservação.

Por outro lado, o rio São José dos Dourados, cuja bacia hidrográfica está entre as mais degradadas (Martinielli *et al.*, 2002) apresentou relação significativa com duas famílias de Ephemeroptera (*Leptophlebiidae* e *Leptohyphidae*), cuja ocorrência seria esperada em locais com maior grau de preservação ambiental, aquática e terrestre (Melody e Richardson, 2004).

Nesse caso, a correlação de Pearson indicou influência significativa de áreas urbanizadas sobre os *Chironomidae* e influência de solo exposto sobre *Leptohyphidae* e *Leptophlebiidae*. Além disso, essas duas famílias apresentaram também relação negativa com a vegetação natural remanescente, contrapondo suas preferências por ambientes conservados. Essa controvérsia no requisito ambiental de parte da biota aquática também foi verificada por Gerhard (2005), que encontrou menor número de espécies e diversidade de peixes em microbacias do estado de São Paulo com predomínio de mata nativa em comparação àquelas com pastagem e cana-de-açúcar.

De maneira geral, as famílias numericamente dominantes apresentaram maior influência do fator uso do solo que da declividade ou das variáveis físicas e químicas da água, evidenciadas através da correlação de Pearson. Informações semelhantes sobre a grande importância do uso do solo como principal fator determinante da estrutura da entomofauna aquática foram observadas por Corbi e Trivinho Strixino (2008) e Samways e Steytler (1996). Estes últimos autores reconheceram a importância da manutenção da zona ripária ao longo dos rios ao avaliar a distribuição de Odonata em paisagens florestadas e urbanas.

Os resultados do presente estudo não

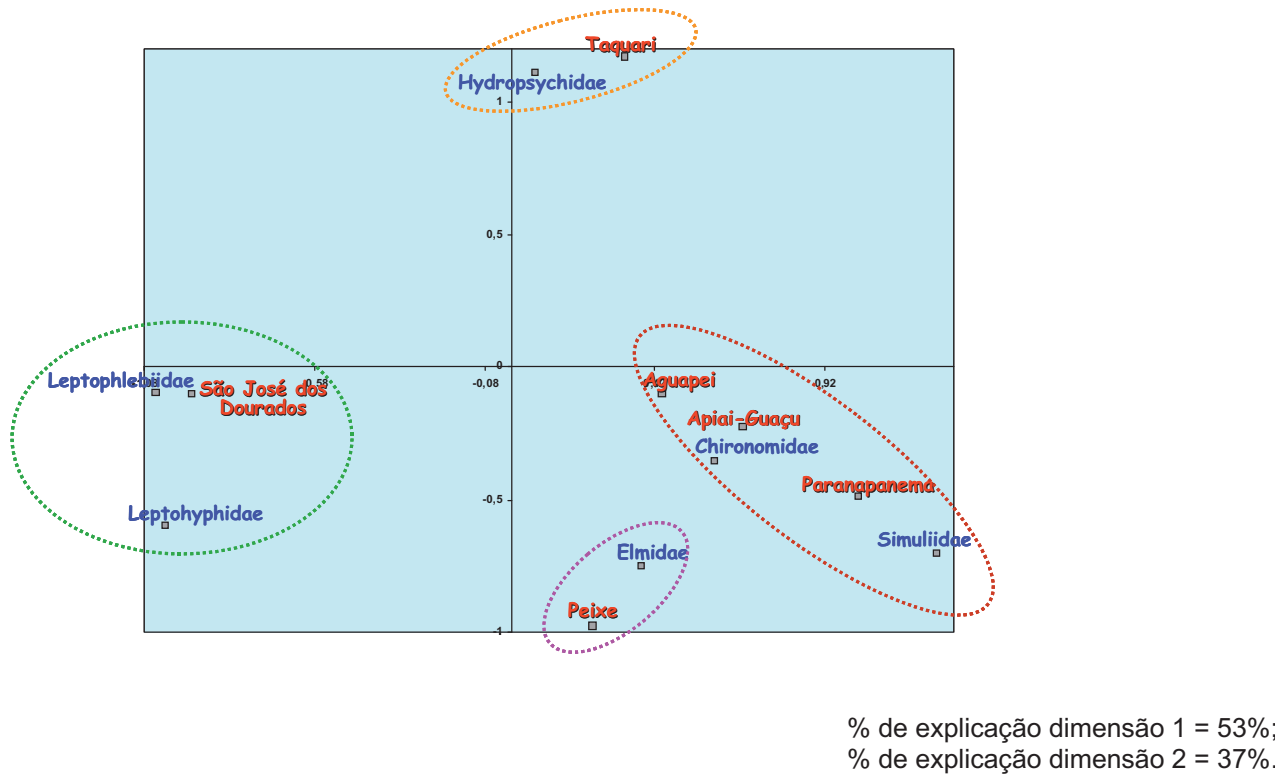


Figura 5 Relação entre as famílias mais abundantes e os rios estudados, pela análise de correspondência.
Figure 5 Correspondence analysis of the most abundant families and the rivers studied.

concordam com o encontrado por Salomão (2004), que conduziu um projeto para avaliar as variáveis físicas e químicas dos mesmos ambientes aqui analisados. Esse autor demonstrou haver uma diminuição na qualidade da água em função do aumento da ocupação humana e da consequente degradação ambiental em algumas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. A não concordância entre os resultados pode ser em decorrência de que o uso de critérios biológicos é mais compreensivo e robusto que as variáveis químicas, sendo efetivos para diagnosticar a degradação, definindo suas causas (Foy *et al.*, 2001; Karr, 1998). Por outro lado, Tomazelli (2003) analisou a concentração de metais pesados em peixes e bivalves das mesmas bacias hidrográficas e verificou baixa concentração destes nas bacias do Alto Paranaapanema, Aguaí, Peixe e São José dos Dourados, sem distinção entre os locais.

Alguns estudos que analisaram as interações de diferentes elementos do ecossistema em micro (variáveis da água) e macroescalas (usos e coberturas do solo) e os macroinvertebrados aquáticos apontaram resultados incongruentes e muitas vezes de difícil conclusão (Aguiar *et al.*, 2002). A análise da influência de cada parte do sistema isoladamente sobre a biota apresenta resultados satisfatórios, porém o mesmo não pode ser dito quando se procura avaliar a interação desses fatores, devido à complexidade formada. A importância de analisar os diversos componentes do ecossistema de forma integrada a fim de fornecer informações que norteiem seu manejo é uma prática reconhecida e defendida por diversos autores (Charvet *et al.*, 2000; Dumanski e Pieri, 2000); reforçada pela intensidade das mudanças que o ambiente natural vem sofrendo pela implementação de sistemas agropastoris (Carter, 2001).

Conforme ideia defendida por Küiper (1998), não somente a diversidade de *habitats* deve ser considerada ao planejar estratégias de recuperação e manutenção de uma bacia hidrográfica em diferentes níveis de escala. Segundo a autora, a coerência (entre os componentes da paisagem como expressão de relações horizontais entre locais) e a continuidade (relações temporais de uso da terra e organização espacial do passado ao futuro) são critérios fundamentais cujos usos devem ser associados à diversidade para esses planejamentos. Richards *et al.* (1996) verificaram que a influência de características da cobertura da paisagem na bacia de drenagem pode ser tão importante quanto a vegetação ripária para o entendimento dos ecossistemas de riachos. Ressalta-se que esse estudo foi conduzido em regiões de maiores declividades que aquelas encontradas no estudo aqui apresentado. Naque-

les locais de elevada declividade, certamente as alterações que ocorrerem na bacia serão sentidas nos cursos d'água de maneira muito mais marcante que em regiões mais planas (Vuori e Joensuu, 1996), como foram os locais aqui estudados.

Os dados pareceram indicar que o entorno imediato ao local de coleta tem influência muito mais significativa na comunidade ali presente que o entorno geral. Essa hipótese pode ser considerada devido às condições encontradas nos locais de coleta. Os rios Paranapanema, Apiaí-Guaçu e Taquari apresentavam pouquíssimas árvores, sendo estas quase ausentes. Já o rio São José dos Dourados, nos trechos de pasto, apresentou um número consideravelmente maior de árvores nos limites da região ripária. Essa maior influência local sobre os macroinvertebrados em comparação a escalas maiores é defendida por autores como Murphy e Giller (2000) e Strayer (2000).

A ideia central defende que não importam as condições gerais de preservação da mata ripária (em termos percentuais ou média de usos da terra), mas que para fornecer condições adequadas de vida aos insetos aquáticos, toda a extensão dessa mata deve estar em boas condições de preservação.

Agradecimentos

Agradecemos enormemente as seguintes pessoas e instituições: Dr. Marcos Salomão pelos dados das variáveis de qualidade da água; Dr. Alexandre Silva, Dr. Silvio Ferraz, Dr. Roberta Valente pelos dados digitais de uso do solo e auxílio com o GIS; Prof. Dr. Cláudio G. Froehlich pelas correções nas identificações das famílias e a FAPESP através do Programa Biot/FAPESP que concedeu a bolsa de doutoramento (Proc. n.º. 00/14242-6). Agradecemos também a contribuição dos revisores cujos comentários/sugestões melhoraram enormemente a versão final deste manuscrito.

Referências

- AAGARD, K.; SOLEM, J.O.; BONGARD, T.; HANSEN, O. 2004. Studies of aquatic insects in the Atna River 1987-2002. *Hydrobiologia*, **521**:87-105. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026352.40631.37>
- AGUIAR, F.C.; FERREIRA, M.T.; PINTO, P. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *Journal of the North American Benthological Society*, **21**(1):43-53. <http://dx.doi.org/10.2307/1468298>
- ALLAN, J.D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecological Evolutionary Systems*, **35**:257-284. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- ARANGO, C.P.; TANK, J.L. 2008. Land use influences the spatiotemporal controls on nitrification and denitrification in headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society*, **27**(1):90-107. <http://dx.doi.org/10.1899/07-024.1>
- BIERREGAARD JR, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS, A.A.; HUTCHINGS, R.W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *Bioscience*, **42**(1): 859-866. <http://dx.doi.org/10.2307/1312085>
- BURCHER, C.L.; BENFIELD, E. F. 2006. Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, **25**:356-369. [http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[356:PABROSJ\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[356:PABROSJ]2.0.CO;2)
- CARTER, M.R. 2001. Researching the agroecosystem/environmental interface. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **83**:3-9. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00277-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00277-2)
- CHARVET, S.; STATZNER, B.; USSEGLIO, P.P.; DUMONT, B. 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: An initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, **43**(2):277-296. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00545.x>
- CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2008. Effects of land use on lotic chironomid communities of Southeast Brazil: emphasis on the impact of sugar cane cultivation. *Bolletim do Museu Municipal do Funchal*, **13**:93-100.
- CORREIA, L.C.S.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Chironomidae (Diptera) em substratos artificiais num pequeno reservatório: Represa do Monjolinho, São Carlos, São Paulo, Brasil. *Entomologia y Vectores*, **12**(2):265-274.
- CRENSHAW, C.L.; VALETT, H.M. 2002. Effects of coarse particulate organic matter on fungal biomass and invertebrate density in the subsurface of a headwater stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **21**(1):28-42. <http://dx.doi.org/10.2307/1468297>
- CUMMINS, K.W.; LAUFF, G.H. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, **34**:145-181. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00141925>
- DICKSON, K.L.; CAIRNS JR, J.; ARNOLD, J.C. 1971. An evaluation of the use of a basket type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. *Transactions of the American Fisheries Society*, **100**(3):553-559. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1971\)100<553:AEOTUO>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1971)100<553:AEOTUO>2.0.CO;2)
- DUMANSKI, J.; PIERI, C. 2000. Land quality indicators: research plan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **81**:93-102. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00183-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00183-3)
- ENGLAND, L.E.; ROSEMOND, A.D. 2004. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. *Freshwater Biology*, **49**:721-734. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01219.x>
- EPLER, J.H. 1996. *Identification manual for the water beetles of Florida (Coleoptera: Dryopidae, Dytiscidae, Elmidae, Gyrinidae, Haliplidae, Hydraenidae, Hydrophilidae, Noteridae, Psephenidae, Ptilodactilidae, Scirtidae)*. Tallahassee, Department of Environmental Protection, 257 p.
- FERRINGTON JR, L.C. 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-diptera) in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**:447-455. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-007-9130-1>
- FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J.L.; HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazonica*, **38**(1):127-134. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000100014>
- FONSECA-GESSNER, A.A.; GUERESCHI, R.M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: J.E. SANTOS; J.S R. PIRES (Ed.) *Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos, RiMa Editora, p. 707-720.
- FOY, R.H.; LENNOX, S.D.; SMITH, R.V. 2001. Assessing the effectiveness of regulatory controls on farm pollution using chemical and biological indices of water quality and pollution statistics. *Water Research*, **35**(12):3004-3012. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00587-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00587-X)
- GERHARD, P. 2005. *Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo*. Tese de Doutorado. Piracicaba, Universidade de São Paulo. 241 p.
- GILLET, D.J.; SCHAFFNER, L.C. 2009. Benthos of the York River. *Journal of Coastal Research*, **57**:80-98. <http://dx.doi.org/10.2112/1551-5036-57.sp1.80>
- GUEROLD, F. 2000. Influence of taxonomic determination level on several community indices. *Water Research*, **34**(2):487-492. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00165-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00165-7)
- HERLIHY, A.T.; GERTH, W.J.; LI, J.; BANKS, J.L. 2005. Macroinvertebrate community response to natural and forest harvest gradients in western Oregon headwater streams. *Freshwater*

- Biology*, **50**:905-919. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01363.x>
- HUMPHRIES, P.; GROWNS, J.E.; SERAFINI, L.G.; KAWKING, J.H.; CHICK, A.J.; LAKE, P.S. 1998. Macroinvertebrate sampling methods for lowland Australian rivers. *Hydrobiologia*, **364**:209-218. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003221602632>
- IWATA, T.; NAKANO, S.; INOUE, M. 2003. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Applications*, **13**:461-473. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0461:IOPRDO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0461:IOPRDO]2.0.CO;2)
- KARR, J.R. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: R.J. NAIMAN; R.E. BILBY. (Eds.). *Rivers ecology and management: lessons from the Pacific Coastal ecosystem*. New York, Springer, p. 502-528.
- KARR, J.R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, **41**:221-234. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x>
- KARR, J.R.; ALLAN, J.D.; BENKE, A.C. 2000. River conservation in the United States and Canada. In: P.J. BOON; B.R. DAVIES; G.E. PETTS. (Eds.) *Global perspectives on river conservation: science, policy, and practice*. New York, J. Wiley, p. 3-39.
- KRONKA, F.J.N. (Ed.). 2002. *Inventário florestal das áreas reflorestadas do Estado de São Paulo*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal. s.p.
- KÜIPER, J. 1998. Landscape quality based upon diversity, coherence and continuity landscape planning at different planning-levels in the River area of The Netherlands. *Landscape and Urban Planning*, **43**:91-104.
- LENAT, D.R. 1988. Water quality assessment using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**:222-233. <http://dx.doi.org/10.2307/1467422>
- LEPSCH, I.F.; BELLINAZZI JR, R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C.R. 1983. *Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso*. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 175 p.
- MARTINELLI, L.A.; SILVA, A.M.; CAMARGO, P.B.; MORETTI, L.R.; TOMAZELLI, A.C.; SILVA, D.M.L.; FISCHER, E.G.; SONODA, K.C.; SALOMÃO, M.S.M.B. 2002. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo. *Biotaneotropica*, **2** (2). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v2n2/pt/abstract?article+BN01502022002> Acesso em: 2002/08/15. Acesso em: 25/07/2002.
- MCCAFERTY, W.P. 1981. *Aquatic Entomology. The fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives*. Boston, Jones & Bartlett, 448 p.
- MELODY, K. J.; RICHARDSON, J.S. 2004. Responses of invertebrates and algae of a boreal coniferous forest stream to experimental manipulation of leaf litter inputs and shading. *Hydrobiologia*, **519**:197-206. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026506.16929.e1>
- MOMOLI, R.S.; COOPER, M.; CASTILHO, S.C.P. 2007. Sediment morphology and distribution in a restored riparian forest. *Scientia Agricola*, **64**:486-494. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162007000500006>
- MUOTKA, T.; SYRJÄNEN, J. 2007. Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and ecosystem processes in restored forest streams: a boreal perspective. *Freshwater Biology*, **52**:724-737. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01727.x>
- MURPHY, J.F.; GILLER, P.S. 2000. Seasonal dynamics of macroinvertebrate assemblages in the benthos and associated with detritus packs in two low-order streams with different riparian vegetation. *Freshwater Biology*, **43**(4):617-631.
- MURRAY-DARLING FRESHWATER RESEARCH CENTRE (MDFRC). 2007. *Macroinvertebrate survey*. Disponível em: <http://www.mdfrc.org.au/>. Acessado em: 2008/05/23.
- NELSON, S.M. 2000. Leaf pack breakdown and macroinvertebrate colonization: bioassessment tools for a high-altitude regulated system? *Environmental Pollution*, **110**:321-329. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00297-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00297-3)
- NIESER, N.; MELO, A.L. 1997. *Os Heterópteros aquáticos de Minas Gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Belo Horizonte, Ed. UFMG, 180 p.
- ODUM, E.P. 1984. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara. 434 p.
- ORTEGA, E.M.M. 1997. *Modelos de preferência via escalonamento multidimensional*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Matemática Estatística e Computação Científica/Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 189 p.
- PAZ, A.; MORENO, P.; ROCHA, L.; CALLISTO, M. 2008. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). *Neotropical Biology and Conservation*, **3**:149-158. <http://dx.doi.org/10.4013/nbc.20083.06>
- PINDER, L.C.V. 1989. The adult males of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region – Introduction. *Entomologica scandinavia supplement*, **34**:5-9.
- RIBEIRO, J.F.; FONSECA, C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. (Eds.) 2001. *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*. Planaltina, Embrapa Cerrados. 899 p.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **53**(1):295-311. <http://dx.doi.org/10.1139/f96-006>
- RILEY, R.H.; TOWNSEND, C.R.; NIYOGI, D.K.; ARBUCKLE, C.A.; PEACOCK, K.A. 2003. Headwater stream response to grassland agricultural development. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **37**:389-403. <http://dx.doi.org/10.1080/00288330.2003.9517175>
- RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.; CRESTANA, M.C. 1992. Revegetação do entorno da represa de abastecimento de água do município de Itacampópolis, SP. In: Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas, I, Paraná, 1992. *Anais ...*, **1**:406-414.
- ROQUE, F.O.; LECCI, L.S.; SIQUEIRA, T.; FROELICH, C.G. 2008. Using environmental and spatial filters to explain stonefly occurrences in Southeastern Brazilian streams: implications for biomonitoring. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22**(1):35-44.
- SAMWAYS, M.J.; STEYTLER, N.S. 1996. Dragonfly (Odonata) distribution patterns in urban and forest landscapes, and recommendations for riparian management. *Biological Conservation*, **78**:279-288. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00032-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00032-8)
- SANDIN, L.; JOHNSON, R.K. 2000. The statistical power for selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia*, **422-423**:233-243. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1017082619481>
- SALOMÃO, M.S.M.B. 2004. *Biogeoquímica de rios do Estado de São Paulo com bacias de drenagem apresentando diferentes características de ocupação do solo*. Tese de Doutorado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, Universidade de São Paulo. 125 p.
- SILVA, A.M. 2002. *Mapeamento da cobertura e uso do solo para as Bacias Hidrográficas do Alto Paranapanema, Aguapeí, Peixe/Santo Anastácio e São José dos Dourados, a partir de imagens de satélite*. 2º Relatório de Atividades de Projeto de Pós-Doutorado desenvolvido no Laboratório de Ecologia Isotópica do CE-NA-USP. s.p.
- SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Diversidade de Chironomidae (Diptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do Estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupa. *Revista Brasileira de Entomologia*, **49**(4):531-534. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262005000400013>
- SONODA, K.C. 2005. *Relação entre os diferentes usos da terra de entorno e a composição de insetos aquáticos de quatro bacias hidrográficas do Estado de São Paulo*. Tese de Doutorado. Piracicaba, Universidade de São Paulo. 124 p.
- SONODA, K.C.; MATTHAEI, C.M.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2009. Contrasting land uses affect community structure of Chironomidae (Diptera) in two Brazilian rivers. *Fundamental and Applied Limnology*, **174**(2):173-184. <http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2009/0174-0173>
- SOULSBY, C.; LANGAN, S.J.; NEAL, C. 2001. Environmental change, land use and water quality in Scotland: current issues and future prospects. *The Science of the Total Environment*, **265**:387-394. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00678-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00678-1)

- STRAYER, D.L. 2000. Macroinvertebrates of a rocky shore in the freshwater tidal Hudson River. *Estuaries*, **23**(3):359-366. <http://dx.doi.org/10.2307/1353328>
- SURIANO, M.T.; FONSECA-GUESSNER, A.A. 2004. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **16**(2):129-136.
- TOMAZELLI, A.C. 2003. *Estudo comparativo das concentrações de cádmio, chumbo e mercúrio em seis bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. Ribeirão Preto, SP*. Tese de Doutorado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. 124 p.
- TONHASCA JUNIOR, A. 1994. Diversity indices in the analysis of biological communities. *Ciência e Cultura*, **46**(3):138-140.
- TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L.; BEGON, M. 2000. *Essentials of ecology*. Malden, Blackwell Science, 552 p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S.; G. STRIXINO. 1998. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. *Revista Brasileira de Entomologia*, **41**(2-4):173-178.
- TROMBULAK, S.C.; C.A. FRISSELL. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, **14**:18-30. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x>
- VUORI, K.; I. JOENSUU. 1996. Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation*, **77**:87-95. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00123-9](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(95)00123-9)
- YUAN, Y.P.; BINGNER, R.L.; LOCKE, M.A. 2009. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. *Ecohydrology*, **2**(3):321-336. <http://dx.doi.org/10.1002/eco.82>
- WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORGAN, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**:706-723.
- WATER AND RIVERS COMMISSION (WRC). 2001. *Water facts*. 2 ed. s.p.
- WRIGHT, I.A.; CHESSMAN, B.C.; FAIRWEATHER, P.G.; BENSON, L.J. 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: The effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology*, **20**:142-149. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00528.x>

Submitted on June 7, 2010

Accepted on January 25, 2011