

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Distribuição de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) em riachos de Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Elisa Yokoyama

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área: Entomologia.

RIBEIRÃO PRETO - SP

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Distribuição de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) em riachos de Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, Brasil.

Elisa Yokoyama

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área: Entomologia.

RIBEIRÃO PRETO - SP

2008

Ficha catalográfica

Yokoyama, Elisa

Distribuição de Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta) em riachos de Mata Atlântica da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, Brasil. Ribeirão Preto, 2008.

iv+ 70 p.

Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Área de concentração: Entomologia.

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

1. insetos aquáticos 2. região Neotropical 3. ambientes lóticos 4. relação abundância-distribuição 5. Mata Atlântica

Este trabalho é dedicado aos meus pais Tokuji e Helena. Com eles aprendi a ter disciplina e respeito, qualidades fundamentais para a vida.

"Nós vamos morrer, e isso nos torna afortunados. A maioria das pessoas nunca vai morrer, porque nunca vai nascer. As pessoas potenciais que poderiam estar no meu lugar, mas que jamais verão a luz do dia, são mais numerosas que os grãos de areia da Arábia. Certamente esses fantasmas não nascidos incluem poetas maiores que Keats, cientistas maiores que Newton. Sabemos disso porque o conjunto das pessoas possíveis permitidas pelo nosso DNA excede em muito o conjunto de pessoas reais. Apesar dessas probabilidades assombrosas, somos eu e você, com toda a nossa banalidade, que aqui estamos..."

Richard Dawkins

Índice

Resumo	1
Abstract	2
Capítulo 1: Introdução	3
Ecologia de ambientes lóticos	4
Insetos aquáticos	9
A ordem Trichoptera	11
Diversidade ecológica de Trichoptera	13
A fauna de Trichoptera na região Neotropical	15
Insetos aquáticos e a qualidade ambiental	16
Área de estudo	18
Referências	23
Capítulo 2: manuscrito	33
Resumo	35
Abstract	36
Introdução	37
Materiais e métodos	38
Área de estudo	38
Coletas	38
Caracterização ambiental	39
Identificação taxonômica	39
Análise dos dados	40
Resultados	41
Composição faunística	41
Abundância e Riqueza	42
Discussão	43

Estrutura faunística	43
Riqueza e abundância	45
Relação abundância-distribuição	46
Agradecimentos	47
Referências	48
Tabelas e figuras	53
Anexo I	69

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo, meu orientador e amigo, pelos seus ensinamentos, seu tempo dedicado a este trabalho, os ótimos momentos de trabalho de campo, e principalmente por ter me orientado também na graduação, apresentando-me ao estudo da ecologia de insetos aquáticos.

Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Garófalo, por todo o auxílio oferecido para que eu pudesse ser orientada pelo Prof. Pitágoras no Programa de Pós Graduação em Entomologia.

Aos coordenadores do Programa de Pós Graduação em entomologia, por trabalharem para buscar o melhor para os alunos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, porcesso 04/09711-8) pelo apoio financeiro para realização das coletas e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudos que possibilitou o bom andamento deste trabalho.

Aos funcionários da secretaria de Pós Graduação, por sempre se mostrarem prestativos e eficientes.

Aos docentes do Programa de Pós Graduação em Entomologia, pelos ensinamentos e experiências de aprendizagem.

À secretária do Programa de Pós Graduação em Entomologia Renata Andrade Cavallari, pelo auxílio com os procedimentos burocráticos.

À Professora Dra.Vera Cristina Silva da Unesp de Assis, por ter cedido espaço e equipamentos do seu laboratório.

Ao Dr. Adolfo Ricardo Calor e Msc. Márcia Regina Spies pela ajuda na identificação do gênero *Notalina*.

Aos colegas Igor, Gabriel Paciencia e Pablo pelo auxílio nas coletas e durante a triagem.

Aos amigos do laboratório do Prof. Dr. Cláudio Gilberto Froehlich pela acolhida e receptividade: Adolfo, Márcia, Lucas, Rodolfo, Ana e Luiz.

Aos amigos de Ribeirão Preto pela amizade verdadeira e sincera, pelas risadas, pelas dificuldades enfrentadas e superadas juntos: Danilo (Vanderlei), Leonardo (Goiano), Érika (Pequena), Fernanda (Fê), Luiz Gustavo (Diplomata), Luana (Patela), Luciano (Jiraya), Rodrigo Feitosa, Liana, Vanessa, Juliana (Juzinha) e tantos outros que integraram de algum modo a comunidade da USP e me proporcionaram um convívio acadêmico agradável.

Aos colegas do LABIA da Unesp de Assis, pelo convívio e amizade.

Aos funcionários dos parques estaduais em que realizei as coletas pela ajuda em diversas etapas deste trabalho: guias Faustino e Eliseu, pela sugestão de pontos de coleta, pela paciência e bom humor durante o trabalho de campo; às cozinheiras Maria das Dores, Ivone e Janice pelas refeições durante parte das coletas; às recepcionistas Zarife e Mara por se mostrarem sempre prestativas.

Ao Sérgio (funcionário administrativo do Parque Estadual Intervales), Kátia (secretária do Parque Estadual Carlos Botelho) e Ney Ikeda (diretor do Departamento de Águas e Energia Elétrica da Bacia do Ribeira e Litoral Sul) pelo fornecimento dos dados pluviométricos utilizados neste trabalho.

Ao Gustavo (Goiano) pelo auxílio com os mapas.

À Maria Angelina pela hospedagem no pensionato, e por ter sido um porto seguro quando me mudei para Ribeirão Preto.

Aos meus pais, que nunca desencorajaram meus estudos e sempre deram valor às minhas escolhas, que estiveram do meu lado e me ensinaram o significado de tornar-se uma pessoa melhor a cada dia.

Resumo

O presente trabalho está apresentado em dois capítulos. O capítulo 1 é referente a um apanhado geral sobre ecologia de ecossistemas lóticos e sobre a ordem Trichoptera. O capítulo 2 é referente ao resultado das pesquisas desenvolvidas no Mestrado. Foram levantados dados sobre a fauna de imaturos de Trichoptera dentro e fora de unidades de conservação estaduais da região da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, com o objetivo de testar os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação ambiental sobre a composição faunística, abundância e riqueza das larvas. Também foi testada a relação entre a abundância e a distribuição dos diferentes gêneros de Trichoptera. As coletas foram feitas em riachos de 1^a a 4^a ordem totalizando 33 pontos de coleta. 25 pedras de tamanho padronizado (18-20 cm de maior diâmetro) foram amostradas com auxílio de um puçá. Análises de ordenação e agrupamento não detectaram nenhuma estruturação da fauna de Trichoptera. Entre os fatores ambientais testados, os escores de integridade ambiental, características físico-químicas e localização do riacho (dentro e fora das unidades de conservação) não foram significativos para explicar a distribuição faunística, enquanto vazão e distância geográfica foram significativos, porém com baixo poder explicativo. Não houve diferença significativa entre a abundância e a riqueza (observada e padronizada) de riachos dentro e fora das unidades de conservação. A ausência de estruturação da fauna pode ter sido provocada pelos picos de chuva registrados antes e durante as coletas, o que poderia ter homogeneizado a fauna, e pelo diferentes graus de impacto antrópico encontrados nos riachos fora dos parques, os quais podem não ter sido fortes o suficiente para provocar diferenças na estrutura das comunidades. Foi encontrada uma relação positiva entre a abundância relativa e a distribuição de gêneros, corroborando resultados de diversos estudos de macroecologia.

Abstract

This work is presented in two chapters. Chapter 1 is a general introduction covering the ecology of lotic ecosystems and the order Trichoptera. Chapter 2 presents the results from the Master's research. Data on the fauna of immature stages of Trichoptera were gathered for sites within and outside the range of conservation units in Serra de Paranapiacaba, State of São Paulo, aiming to test the effects of environmental variables and degree of environmental integrity on faunistic composition, abundance and richness of larvae. The relationship between abundance and occupancy of Trichoptera genera was also tested. Sampling was conducted in 1st-4th order streams, in a total of 33 stations. 25 stones with a standardized size (18-20cm along the longest axis) were sampled with a net (0,250mm mesh size). Ordination and cluster analysis failed to detect any faunal structure of Trichoptera. Among the environmental variables, the environmental integrity scores, physico-chemical factors and location (inside and outside of the conservation unit) were non significant in explaining the distribution, whereas discharge and geographic distance were significant, although with little explanatory power. No significant differences were found for abundance and richness (observed and standardized) between sites inside and outside of the conservation units. The absence of faunal structure may have resulted from peaks of rain recorded just before and during sampling days, which could have homogenized the fauna, and due to differences in the degree of anthropic impacts found for sites outside of the conservation units, which may not have been severe enough to cause the differentiation of faunal assemblages. A positive relationship between relative abundance and distribution of genera was found, in accordance with various macroecology studies.

Capítulo 1: Introdução

Introdução

Ecologia de ambientes lóticos

Os ambientes aquáticos são ecossistemas de grande complexidade que podem ser classificados segundo diferentes critérios e desmembrados em uma série de componentes para melhor estudo de sua dinâmica e funcionamento. Corpos d'água continentais podem ser classificados em ambientes lóticos, cujas águas são correntes (perfil típico de riachos e rios de diferentes tamanhos), ou lênticos, de águas lentas ou ou paradas (lagos, lagoas, reservatórios e brejos) (Merritt & Cummins, 1996). Segundo a classificação proposta por Strahler (1957), um ambiente lótico que tenha se originado diretamente de uma nascente, sem tributários, é considerado como de 1ª ordem. Quando há a confluência de dois ambientes lóticos de 1ª ordem forma-se um de 2ª ordem, e do encontro de dois ambientes lóticos de 2ª ordem forma-se um de 3ª ordem. Este raciocínio é seguido para toda a bacia a ser estudada, assim tem-se a regra de que dois ambientes lóticos de ordem "n" originam um de ordem "n+1".

Na década de 1970 houve um grande volume de trabalhos debatendo a ecologia de ambientes lóticos, e esta discussão culminou posteriormente no trabalho de Vannote *et al.* (1980) que propuseram o Conceito do *Continuum* Fluvial, ou "River *Continuum* Concept" (RCC). Este conceito procura explicar de que modo a composição de comunidades aquáticas responde a mudanças no gradiente de variáveis físicas ao longo de um ambiente lótico. Segundo o RCC, o ecossistema lótico apresenta características estruturais que gradualmente são alteradas ao longo de seu curso, influenciando a distribuição de macroinvertebrados aquáticos. Basicamente, as comunidades lóticas podem ser agrupadas em riachos de cabeceira (1ª a 3ª ordens), riachos de tamanho médio (4ª a 6ª ordens) e rios de grande porte (> 6ª ordem). Riachos de cabeceira são fortemente influenciados pela presença de vegetação ripária, a qual limita a produção autóctone ao sombrear o leito do riacho impedindo uma penetração expressiva de luz, e também contribui com quantidade significativa de detritos alóctones sob a forma de material vegetal morto, correspondente a matéria orgânica particulada grossa ("coarse particulate organic matter" - CPOM, sendo CPOM > 1mm). Em riachos de tamanho médio, em geral o leito aumenta em largura e a vegetação ripária o sombreia apenas parcialmente, permitindo a passagem de luz solar, o que possibilita a atividade fotossintética principalmente por diatomáceas e

macrófitas, responsáveis pela produção autóctone de energia. Os detritos finos representados por matéria orgânica particulada fina ("fine particulate organic matter" - FPOM, sendo $50\mu\text{m} < \text{FPOM} < 1\text{mm}$) oriundos de trechos a montante do riacho e, numa intensidade relativamente menor, do aporte de material vegetal morto oriundo da vegetação ripária correspondem à entrada alóctone de energia. Já em rios de grande porte, a grande quantidade de detritos trazidos com a correnteza aumenta a turbidez da água, restringindo a penetração de luz solar e reduzindo a atividade fotossintética, representando um retorno à fonte de energia alóctone. Assim, com o aumento gradual do tamanho do ambiente lótico, há a transição do tipo de energia alóctone para a autóctone, e novamente de volta para a alóctone. O reflexo disso é uma maior produtividade em ambientes lóticos de tamanho médio e maiores taxas de respiração em riachos de pequeno e grande porte. Ambientes lóticos de tamanho médio apresentam maior produtividade devido à atividade fotossintética e à contribuição da vegetação ripária com material alóctone. Trechos médios de ambientes lóticos apresentam, além de maior produtividade, uma maior variabilidade ambiental (maior variação diária de temperatura), gerando uma maior heterogeneidade ambiental, o que teoricamente possibilitaria a existência de uma maior biodiversidade nestes trechos (Vannote *et al.*, 1980). O RCC foi desenvolvido com base em estudos realizados em regiões temperadas, e trabalhos sobre ambientes lóticos em outras regiões confrontam seus pressupostos (Winterbourn *et al.*, 1981; Perry & Schaeffer, 1987). Winterbourn *et al.* (1981) verificaram que o RCC não tem poder explicativo sobre a relação entre a biota aquática e o gradiente físico em ecossistemas lóticos da Nova Zelândia. Por outro lado, os dados de Baptista *et al.* (1998b) coletados em ambientes lóticos da região Neotropical concordam com parte dos prognósticos da teoria, já que foi observada uma maior diversidade de insetos aquáticos em trechos de transição de uma zona heterotrófica para uma zona autotrófica (rios de 4ª ordem), e além disso houve a tendência do aumento de FPOM e diminuição de CPOM ao longo do gradiente longitudinal.

Além da dimensão longitudinal, os ambientes lóticos podem ser vistos como ecossistemas hierárquicos (Frissell *et al.*, 1986). Vários trabalhos tratam das diferentes escalas hierárquicas dos ecossistemas lóticos. O estudo da fauna de insetos aquáticos em ambientes lóticos pode ter como foco diversas escalas de habitats, desde o micro (microhabitats, como interstício do substrato), passando por dimensões intermediárias como mesohabitat (corredeiras e remansos) e tributários, até macro (bacias hidrográficas). Portanto, uma seqüência hierárquica que começa na bacia, passando

por microbacia, segmento, trecho, mesohábitat e microhábitat pode ser estabelecida (Giller & Malmqvist, 1998; Vinson & Hawkins, 1998; Boyero & Bailey, 2001; Li *et al.*, 2001; Boyero, 2003; Heino *et al.*, 2004).

Ward (1989) propôs uma abordagem holística do ambiente lótico, considerando os aspectos espaciais e temporal do ecossistema. Segundo esta abordagem, existem quatro dimensões principais: longitudinal, lateral e vertical (dimensões espaciais) e temporal. A dimensão longitudinal aborda relações entre a montante e a jusante de um riacho, envolvendo transporte de efluentes ou migração de indivíduos, como exemplo, podemos citar os princípios subjacentes ao Conceito do *Continuum* Fluvial (Vannote *et al.*, 1980). Por dimensão lateral entende-se a interface entre o canal e o sistema terrestre, especificamente a vegetação ripária, a qual pode limitar a entrada de luz e fornecer uma importante quantidade de matéria orgânica. Muitas outras interações indiretas ocorrem nessa interface, como o efeito do regime de cheias na composição, produtividade e estado sucessional da vegetação ripária, a qual por sua vez influencia a morfologia do canal, a temperatura da água, a penetração de luz, a heterogeneidade do habitat e a qualidade e quantidade de fonte de material alóctone para o riacho. A dimensão vertical envolve interações entre o canal e águas subterrâneas próximas, considerando que há comunicação física entre as águas superficiais e águas subsuperficiais, onde é possível encontrar uma considerável fauna de macroinvertebrados (fauna hiporreica). A escala temporal representa a dimensão que permite observar a dinâmica de um riacho, principalmente em relação a respostas aos distúrbios. Por exemplo, a hipótese de não-equilíbrio de Connell (1978) é estruturada com base no efeito da dimensão temporal exercido no ecossistema lótico. Dado que estas quatro dimensões básicas do ambiente lótico possibilitam diversas combinações, é possível compreender o nível de complexidade que ecólogos e limnólogos buscam explicar ao realizarem estudos investigativos acerca da interação da fauna aquática com a hidráulica e com os fatores físico-químicos de um sistema aberto como um riacho.

O tamanho do riacho é um dos principais fatores determinantes da relação entre organismos aquáticos e seu meio ambiente físico. Riachos de ordens distintas apresentam diferenças quanto à sazonalidade, fontes de energia, disponibilidade de microhábitats e padrões de diversidade (Vannote *et al.*, 1980; Hildrew & Townsend, 1987). A distribuição de insetos aquáticos pode ser influenciada em parte pela hidráulica, cobertura vegetal e ordem do riacho (Vannote *et al.*, 1980; Statzner &

Borchard, 1994; Bispo & Oliveira, 1998; Diniz-Filho *et al.*, 1998; Kikuchi & Uieda, 1998; Rempel *et al.*, 2000).

Devido à heterogeneidade morfológica do ambiente lótico, a água passa por diversos obstáculos, como eventuais rochas ou troncos caídos, margens irregulares e substratos de diferentes naturezas, o que cria padrões complexos de fluxo em pontos diferentes de cada trecho. Mesmo em um único segmento transversal do riacho é possível notar como a água flui em diferentes velocidades de acordo com os locais por onde passa, assim a água exerce potenciais erosivos distintos sobre o leito e sobre os macroinvertebrados aquáticos. Em maior escala, conforme o riacho aumenta em dimensões aumenta também o seu volume e a velocidade da água, enquanto o potencial erosivo diminui (Giller & Malmqvist, 1998). A velocidade da água deve ser considerada como um importante fator ambiental que determina a distribuição de organismos, pois muitos destes dependem da corrente para alimentação, necessidades respiratórias e metabólicas. A correnteza pode ter também um efeito indireto ao modelar o fundo do riacho e influenciar a distribuição de organismos devido à preferência por substrato.

Perturbações como o aumento súbito da vazão decorrente das chuvas podem exercer uma ação regulatória, evitando que espécies altamente competitivas predominem, possibilitando a coexistência com outras espécies (Hildrew & Townsend, 1987). Connell (1978) discute em seu trabalho as prováveis explicações para a manutenção de uma alta diversidade de espécies num estado de não-equilíbrio (hipótese de não-equilíbrio). Segundo a hipótese de não-equilíbrio, logo após a ocorrência de uma grande perturbação em um dado ecossistema, a diversidade será muito baixa, pois somente as espécies que estão próximas do local ou que estão produzindo propágulos (sementes, esporos, larvas, etc.) colonizarão o espaço recentemente perturbado. Se as perturbações continuarem a uma taxa freqüente, a comunidade será composta apenas dos organismos que adotam estratégias colonizadoras. Conforme o intervalo entre as perturbações aumenta, a diversidade também aumentará à medida que há mais tempo para o estabelecimento de outras espécies, as quais seriam excluídas num regime de perturbações constantes. À medida que a freqüência de perturbações diminui progressivamente e o intervalo entre distúrbios se torna cada vez maior, a diversidade entrará em declínio, por uma das duas razões: (1) o competidor que é mais eficiente em explorar recursos limitados ou em interferir com outras espécies eliminará os demais membros da comunidade, ou (2) mesmo que todas as espécies possuam habilidades competitivas idênticas, aquela

que for mais resistente a danos ou à morte por condições ambientais extremas ou por predadores eventualmente predominará. Na mesma linha de raciocínio, Souza (1984) debate acerca do papel de distúrbios sobre diversas comunidades naturais. Baseado em evidências de estudos de sucessão ecológica de comunidades de florestas tropicais e recifes de corais, Connell (1978) apresenta ressalvas à hipótese de não-equilíbrio, pois ela abrange apenas a dinâmica de organismos de baixa mobilidade em condições encontradas nos trópicos. No caso de ambientes lóticos tropicais a hipótese de não-equilíbrio pode ser aplicada, pois a capacidade de deslocamento dos macroinvertebrados aquáticos é relativamente baixa, e estes estão sujeitos à deriva devido aos picos de vazão ou cheias observados em dias chuvosos. Este processo de deslocamento de espécies dominantes garante que as demais espécies menos competitivas disponham de nichos e habitats, promovendo um balanceamento entre espécies altamente colonizadoras e pouco competitivas com espécies altamente competitivas e pouco colonizadoras (Putman, 1994). Desta forma, a interação entre a instabilidade ambiental e espécies com diferentes estratégias pode aumentar a biodiversidade do riacho (McCabe & Gotelli, 2000). Por outro lado, os resultados do estudo de Death & Winterbourn (1995) mostram maior diversidade em riachos mais estáveis, contrastando com a hipótese de perturbação intermediária.

Outros fatores ambientais também são importantes em ambientes lóticos, como por exemplo altitude, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e outras variáveis físico-químicas (Hynes, 1976). A temperatura de um riacho será menor quanto maior for a altitude em que este se encontra. Estudos mostram a temperatura como um importante fator abiótico responsável pela distribuição de organismos em ambientes lóticos (Beck, 1965; Hynes, 1970b; Resh & Rosenberg, 1984). O desenvolvimento dos insetos pode ser afetado pela temperatura em diferentes altitudes e latitudes (Ward & Stanford, 1982), alterando o número de ciclos de vida completados anualmente. Do mesmo modo, a temperatura constitui um fator limitante ao interferir na concentração de oxigênio da água. Temperaturas elevadas da água diminuem o teor de oxigênio dissolvido, deste modo muitos organismos aquáticos podem ficar restritos a riachos localizados em altitudes e latitudes elevadas onde a temperatura da água é menor. Em riachos de altitudes muito elevadas (cerca de 4.000m ou mais), a pressão atmosférica passa a exercer influência à medida que quanto menor a pressão atmosférica menor a solubilidade de oxigênio na água. A fauna bentônica destes riachos reage prontamente quando sujeita a uma diminuição do oxigênio saturado, indicando que podem ser mais sensíveis à poluição ou a outros distúrbios que afetem a concentração de oxigênio na água (Jacobsen *et al.*, 2003). A

estrutura da comunidade de insetos aquáticos também pode ser afetada pela temperatura em diferentes latitudes ou altitudes (Jacobsen *et al.*, 1997). O oxigênio dissolvido na água é proveniente em parte do gás atmosférico e em parte da atividade fotossintética de organismos aquáticos. É importante salientar que o fluxo de água turbulento em alguns ambientes lóticos pode maximizar a oxigenação. A atividade fotossintética é regulada pela turbidez da água, sendo que em águas com alta turbidez a produção fotossintética é reduzida (Vannote *et al.*, 1980). O potencial hidrogeniônico (pH) dos riachos varia de acordo com a composição das rochas encontradas em seus leitos, as quais em alguns casos podem contribuir com elementos tamponadores como bicarbonatos e carbonatos. O registro da condutividade elétrica de um riacho revela a quantidade de sais dissolvidos na água. Estes fatores são amplamente utilizados em estudos de ambientes lóticos (Hynes, 1970b; Maier, 1978; Resh & Rosenberg, 1984). Baixos valores de pH e oxigênio dissolvido, aliados ao aumento da condutividade elétrica, podem ser indicadores de poluição provocada pelo enriquecimento orgânico e aumento da quantidade de sólidos suspensos na água (Hellawell, 1989).

Insetos Aquáticos

Os insetos são notáveis pela sua história evolutiva e radiação adaptativa. São tão bem sucedidos que podem ser encontrados em praticamente todos os habitats terrestres e aquáticos. Esta classe é primariamente terrestre, apresentando respiração traqueal, e muitos grupos invadiram o ambiente aquático com sucesso através de diferentes estratégias adaptativas. Um inseto é reconhecido como sendo aquático quando grande parte de seu ciclo de vida é dependente de água, seja durante a forma imatura ou adulta. A transição do ambiente terrestre para o ambiente aquático foi feita independentemente por vários grupos, e impôs obstáculos fisiológicos e estruturais aos insetos. Neste sentido, o problema da respiração foi resolvido de maneiras diversas. A presença de brânquias para trocas gasosas é observada em imaturos de Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera e Trichoptera. Hemiptera (Nepidae e Belostomatidae) e Diptera (Culicidae) utilizam-se de tubos para obter oxigênio diretamente do ar atmosférico. Algumas formas realizam respiração cutânea (Diptera – Chironomidae, Simuliidae, entre outros) ou fazem uso de reservas temporárias de ar (bolhas de ar) ou permanentes (plastrões), além de aproveitarem tecidos vegetais aerados ou mesmo apresentarem pigmento respiratório (Diptera – Chironomidae) (Merritt & Cummins, 1996).

Para lidar com a velocidade da água, os insetos aquáticos apresentam adaptações morfológicas como pernas inseridas lateralmente, estruturas de adesão ao substrato e corpo deprimido dorsoventralmente, ou evitam águas mais velozes ao buscarem microhabitats protegidos da correnteza, como por exemplo entre pedras, onde dispõem de um fluxo fraco de água bem oxigenada (Hynes, 1970a, 1970b; Merritt & Cummins, 1996). Durante a estação chuvosa podem ocorrer aumentos repentinos da vazão devido à maiores e mais intensas precipitações, tornando os insetos bentônicos susceptíveis à ação da correnteza. Tais organismos podem ser carreados ("drift") caso não consigam persistir às fortes correntezas. No caso de alguns insetos aquáticos acredita-se que o "drift" também seja um mecanismo de dispersão para as espécies com menor mobilidade (Hynes 1970b; Waters, 1972). Elliott (2003) apresenta um estudo comparativo de dispersão de macroinvertebrados aquáticos no gradiente longitudinal do riacho, encontrando uma gama de taxas distintas de dispersão para diferentes espécies.

As características estruturais e funcionais de um riacho ou qualquer outro ambiente aquático influenciam diretamente a distribuição de insetos aquáticos, já que estes apresentam grande diversidade de comportamento e hábitos alimentares. São, portanto, componentes essenciais na cadeia de transferência de energia em ecossistemas lóticos, tanto consumindo material orgânico vivo ou morto quanto servindo de presas ou hospedeiros para outros organismos aquáticos (Wallace & Merritt, 1980; Brittain, 1982; Duffield & Nelson, 1993; Giberson *et al.*, 1996; Malmqvist, 1993; Wallace & Webster, 1996; Wiggins, 1998). De acordo com o hábito alimentar, os macroinvertebrados aquáticos podem ser encaixados em cinco grupos funcionais: fragmentadores ("shredders"), coletores ("collectors"), raspadores ("scrapers"), perfuradores ("piercers") e predadores ("predators") (Cummins & Klug, 1979). Pode-se fazer uma relação entre estas categorias e as partículas de matéria orgânica que se encontram disponíveis nos vários trechos do riacho. Estas partículas de matéria são reconhecidas pelo seu tamanho: partículas de matéria orgânica grossa (CPOM - "coarse particulate organic matter"), com diâmetro acima de 1mm; partículas de matéria orgânica fina (FPOM - "fine particulate organic matter"), com diâmetro de 1mm a 50 μ m; partículas de matéria orgânica ultra fina (UPOM - "ultrafine particulate organic matter"), com diâmetro de 50 μ m a 0,5 μ m; e partículas menores que 0,5 μ m, consideradas dissolvidas na água (DOM - "dissolved organic matter"). Os insetos de hábito fragmentador possuem preferência por CPOM colonizada por microorganismos, peculiaridade que adiciona valor nutritivo. Os fragmentadores têm um importante

papel à medida que processam restos vegetais mortos como madeira e folhas, liberando partículas menores de FPOM e UPOM, portanto sugere-se que os fragmentadores sejam o grupo predominante em riachos com vegetação ripária densa. Os insetos coletores aproveitam principalmente a FPOM e UPOM, tornando-se o grupo predominante com o aumento das dimensões do riacho. Os raspadores vivem aderidos ao substrato, alimentando-se do perifíton, e os perfuradores exploram os fluídos celulares de macrófitas (UPOM e DOM). Os insetos predadores possuem estratégias para abater suas presas, e sua presença nos diferentes trechos de um riacho é relativamente constante, sem grandes alterações (Cummins & Klug, 1979; Vannote *et al.*, 1980). Esta associação entre a ordem do riacho e a mudança de estratégia alimentar foi corroborada por Baptista *et al.* (1998a), que observaram variação das categorias alimentares consistente com o pressuposto do RCC à medida que a dimensão do rio aumenta. Por outro lado, em ambientes tropicais existem poucos fragmentadores, mesmo em riachos de pequeno porte, o que pode estar associado a uma impalatabilidade das espécies vegetais da região tropical (Dobson *et al.*, 2003; Moulton, 2006; Gonçalves, 2007).

A ordem Trichoptera

A ordem Trichoptera é uma das maiores ordens de insetos aquáticos conhecida, apresentando uma das mais altas diversidades e abundâncias em ambientes lóticos. Estudos de levantamento da fauna deste grupo em riachos registram tantas espécies de Trichoptera quanto o número de espécies de Ephemeroptera, Odonata e Plecoptera combinadas, e a grande diversidade de espécies ou gêneros dos tricópteros só é equivalente ou inferior à de famílias de dípteros aquáticos (Mackay & Wiggins, 1979). Insetos da ordem Trichoptera são encontrados em todos os tipos de ambientes aquáticos, no entanto ambientes lóticos em regiões de maior declividade e baixas temperaturas da água apresentam maior diversidade (Flint, 1982), indicando que a velocidade da correnteza, a temperatura da água e o oxigênio dissolvido (que pode ser uma função dos dois primeiros itens) são fatores potencialmente importantes para a fauna de Trichoptera. A ordem Trichoptera juntamente com a ordem Diptera são as únicas que possuem representantes verdadeiramente marinhos dentro da classe Insecta, fato este que reforça a plasticidade ecológica da ordem (Riek, 1975).

Espécies de tricópteros foram registrados para todo o mundo, exceto para o continente antártico. São holometábolos, considerados o grupo irmão de Lepidoptera.

As fases imaturas de todas as espécies conhecidas são aquáticas, com exceção de algumas larvas secundariamente terrestres. O adulto é geralmente alado e ativo, apresenta tamanho de pequeno a médio (1,5 a 40,0 mm de comprimento), portando dois pares de asas membranosas pilosas e antenas de comprimento acentuado, muitas vezes ultrapassando o comprimento do corpo. Apresentam cores discretas, embora algumas espécies tenham padrões mais vistosos de coloração. Em geral têm a aparência de pequenas mariposas, sendo que alguns grupos assemelham-se com microlepidópteros. Apresentam vôo fraco e errante, e suas peças bucais sugadoras são análogas às de Diptera (Flint, 1982), embora a alimentação do adulto seja reduzida ou mesmo inexistente, devido à natureza efêmera desta fase do ciclo de vida (em torno de um mês). De hábito noturno, durante o dia repousam escondidos na vegetação ripária e ao anoitecer tornam-se ativos. São encontrados próximos aos corpos d'água em busca de parceiros para cópula, que ocorre no ar durante o vôo, no solo ou na vegetação ripária. A oviposição é na água, em plantas próximas do leito ou no substrato do ambiente aquático. Oviposição terrestre foi registrada para algumas espécies da Austrália como uma adaptação a um ambiente aquático com flutuações imprevisíveis de concentrações de oxigênio dissolvido (Townes, 1983).

A fase adulta dura em média um mês, sendo a fase larval o período mais duradouro no ciclo de vida de um tricóptero. Os estágios imaturos são larvas eruciformes, capazes de secretar seda de natureza protéica destinada a vários fins. As glândulas produtoras de seda são homólogas às glândulas salivares do adulto, e a seda é secretada por um pequeno orifício apical no lábio (Wiggins, 1998). O tórax tem 3 segmentos distintos, cada um com um par de pernas esclerotizadas. O abdome é quase totalmente membranoso, podendo ou não apresentar escleritos, tubérculos, pêlos ou brânquias. Na extremidade apical do abdome localizam-se as pernas anais terminando em unhas. No último ínstar a larva se fecha em um casulo pupal e passa por uma metamorfose. Ao se fechar no casulo pupal a larva passa à condição de pré-pupa, enclausurada no casulo pupal até a apólise larva-pupa, após a qual passa a ser chamada de pupa farada ("pharate pupae", do grego pharos, vestimenta), pois a reorganização histológica do processo de metamorfose está em andamento na pupa já despreendida da cutícula larval, porém antes da ecdise. Após a ecdise larva-pupa, a metamorfose segue até o momento do abandono do casulo pupal para a emergência ou eclosão na superfície ou acima da água, momento em que a pupa passa a ser chamada de adulto farado até que haja a apólise pupa-adulto (Wiggins, 1998). O ciclo completo de desenvolvimento de Trichoptera compreende ovo, de cinco a sete ínstars larvais, fase pupal com as subcategorias mencionadas, e adulto. Em climas

temperados a maioria dos tricópteros completa uma geração em um ano, sendo que este ciclo pode ser alterado pela diapausa (suspensão do desenvolvimento normal). A diapausa é uma estratégia para enfrentar períodos de condições ambientais adversas ou sincronizar a emergência e otimizar as chances de reprodução. Em regiões tropicais onde a temperatura é maior, espera-se que a maior parte dos tricópteros tenham ciclos bivoltinos ou multivoltinos (dois ou mais ciclos de vida completos por ano, respectivamente) (Wiggins, 1998; Oliveira, 2006).

Diversidade ecológica de Trichoptera

A grande diversidade ecológica encontrada na ordem Trichoptera se deve à capacidade das larvas em utilizar a seda que produzem de diversas maneiras, seja para construção de redes de captura especializadas, abrigos fixos, casas transportáveis ou como linha de ancoragem para que espécies predadoras de vida livre não sejam carregadas pela correnteza. A seda possibilita à larva explorar uma ampla gama de recursos ou explorar o mesmo recurso de maneiras diferentes.

É possível detectar três padrões básicos de modo de vida segundo a maneira como a seda é utilizada (Wiggins, 1998): (1) larvas de vida livre, vivem expostas e secretam uma linha de ancoragem de seda a qual é presa ao substrato conforme a larva se desloca, constróem abrigos somente no último instar ou pouco antes de puparem; (2) larvas sedentárias, habitam abrigos fixos ao substrato e obtêm alimento do próprio substrato ou por meio de redes de captura especializadas, feitas de seda; (3) larvas móveis, constróem casinhas transportáveis utilizando seda e material mineral ou orgânico. O hábito parasita foi observado para larvas de um gênero de Hydroptilidae em pupas de outros tricópteros na Austrália (Wells, 1992; 2005). Também foi observado um caso de mutualismo entre larvas de Trichoptera e uma esponja de água doce, em que a larva se alimenta da esponja e utiliza suas espículas de sílica para construção de abrigo, integrando também pedaços funcionais da esponja podendo carregá-los para outros lugares e facilitando a dispersão e colonização da esponja em novos habitats (Corallini & Gaino, 2003).

O comportamento de construção de abrigos é observado também em alguns grupos de Coleoptera, Diptera e Lepidoptera, porém apenas na ordem Trichoptera atingiu tamanho grau de complexidade. As casinhas podem variar em formato (cônicos, deprimidos, afunilados, espiralados) e material utilizado para confecção (seda em consórcio com folhas, areia e pedras, gravetos ociosos, ou somente seda). Larvas de Trichoptera são capazes de reconhecer e entrar novamente nas próprias casinhas e as

garras anais têm um papel sensorial crucial na regulação do comprimento máximo da casinha a ser construída. As casinhas em geral são típicas dos gêneros que as constróem, porém algumas larvas podem ocupar casinhas vazias de outros gêneros (Crisci-Bispo *et al.*, 2004).

Abrigos e casinhas conferem à larva proteção, camuflagem e um microambiente adequado a cada espécie. Casinhas transportáveis possibilitam uma maior eficiência respiratória, ao atuarem como um tubo dentro do qual a larva realiza ondulação dorsoventral abdominal (ventilação) para gerar uma corrente de água entrando pela abertura anterior e saindo pela posterior. As corcundas no segmento abdominal I da larva teriam a função de mantê-la afastada da superfície interna da casinha, criando um espaço para a passagem do fluxo de água. Deste modo, a casinha tubular pode constituir uma vantagem respiratória em condições de baixa oxigenação (Wiggins, 1998).

Cardinale *et al.* (2004) evidenciam o efeito da presença de larvas construtoras de redes de captura (Hydropsychidae) no auxílio à manutenção da estabilidade do substrato bentônico de riachos durante enchentes, reduzindo o efeito de erosão, mostrando a relevância de tricópteros na dinâmica de ambientes lóticos. De maneira semelhante, densos aglomerados de alguns gêneros de Trichoptera modificam o substrato e influenciam passivamente a abundância e riqueza de espécies no substrato rochoso (McCabe & Gotelli, 2003), podendo mesmo alterar a morfologia de ambientes lóticos (Paprocki *et al.*, 2003).

As larvas de tricópteros desempenham papéis importantes na cadeia de transferência de energia, tanto por servirem de presas para peixes ou outros macroinvertebrados aquáticos, como por seus diversos hábitos alimentares, que incluem todas as categorias alimentares propostas por Cummins & Klug (1979): raspadores, coletores (filtradores ou catadores), fragmentadores, perfuradores e predadores. Apresentam baixa seletividade de alimento, mas são altamente especializados na forma de sua aquisição (Merritt & Cummins, 1996). As larvas de hábito fragmentador processam CPOM de origem alóctone (vegetação ripária em riachos de baixa ordem ou provenientes de trechos a montante em riachos de ordens maiores), consumindo fungos e algas associados e gerando FPOM e pelotas fecais, os quais por sua vez são colonizados por fungos e algas e serão reaproveitados por larvas filtradoras ou coletoras, contribuindo para a ciclagem de nutrientes do ecossistema aquático. Em locais onde a fisionomia do riacho permite maior passagem de luz e crescimento de perifíton, são encontradas espécies coletoras e raspadoras. A presença de predadores não depende da qualidade de material orgânico disponível, mas sim da

disponibilidade de presas, como larvas de Simuliidae e Chironomidae. Além das larvas, os ovos são predados por peixes de água doce e os adultos por rãs, morcegos e outros animais noturnos (Angrisano & Korob, 2001).

A velocidade e qualidade da correnteza podem desempenhar um papel importante na determinação da distribuição de diferentes espécies. Mesmo pequenas variações na correnteza podem ser consideráveis para larvas filtradoras, que selecionam velocidades de correnteza de acordo com as partículas em suspensão e a resistência da rede de captura (Petersen Jr. *et al.*, 1984; Beveridge & Lancaster, 2007). Além disso, espécies adaptadas a águas velozes demonstram estresse respiratório em águas paradas mesmo com oxigênio dissolvido e temperatura adequados, por outro lado, menores concentrações de oxigênio e maiores temperaturas são tolerados em correntezas mais velozes (Mackay & Wiggins, 1979).

Embora a maior diversidade de Trichoptera seja encontrada em ambientes lóticos de altitude e grande declividade, foram registradas ocorrências de larvas em uma ampla gama de temperaturas, desde riachos com temperatura próxima do congelamento até fontes termais. *Eobrachycentrus gelidae* Wiggins ocorre em nascentes de montanhas onde temperaturas no verão giram em torno de 2°C, enquanto *Oligoplectrum echo* Ross e *Helicopsyche borealis* Hagen podem ser encontrados em riachos termais cujas temperaturas podem atingir 34°C ou mais (Mackay & Wiggins, 1979).

A fauna de Trichoptera na região Neotropical

O conhecimento sobre a taxonomia de Trichoptera neotropical teve um grande avanço a partir da década de 1970, sobretudo devido às contribuições de Oliver S. Flint (Flint, 1971; 1978; 1981; 1982; Flint & Soria, 1982; 1987; Flint & Wallace, 1980; Flint *et al.*, 1999; Almeida & Flint, 2002) e mais recentemente de Ralph W. Holzenthal (Holzenthal, 1986a; 1986b; 1988a; 1988b; 1997; Muñoz-Quesada & Holzenthal, 1997). Um fato importante nos últimos anos é a contribuição de pesquisadores brasileiros, os quais têm descrito, redescrito ou revisado grupos que ocorrem no Brasil (Guahyba, 1991; Huamantínco & Nessimian, 2003; Holzenthal & Almeida, 2003; Holzenthal & Pes, 2004; Pes & Hamada, 2004; Calor & Froehlich, 2008). Supõe-se que a riqueza registrada de Trichoptera seja um número muito subestimado em relação à real riqueza de espécies da ordem, especialmente para a

região Neotropical. Paprocki *et al.* (2004) apresentam a listagem de tricópteros que ocorrem no Brasil, num total de 378 espécies registradas em 61 gêneros e 16 famílias, sendo que a família com maior diversidade é Hydropsychidae com 103 espécies, seguida por Hydroptilidae com 50 espécies e Leptoceridae e Philopotamidae com 41 espécies cada. Blahnik *et al.* (2004) fornecem o registro e distribuição de novas espécies para as regiões sul e sudeste do Brasil. É importante salientar que os estágios imaturos ainda são pouco conhecidos do ponto de vista taxonômico. Neste sentido, um refinamento da caracterização taxonômica dos imaturos daria um importante apoio aos estudos ecológicos sobre a ordem. Informações sobre a distribuição espaço-temporal de Trichoptera em riachos podem ser encontrados em trabalhos sobre macroinvertebrados aquáticos (Uieda & Gajardo, 1996; Oliveira & Froehlich 1997; Baptista *et al.*, 1998a; Bispo & Oliveira, 1998; Kikuchi & Uieda, 1998; Baptista *et al.*, 2001; Callisto *et al.*, 2001; Ribeiro & Uieda, 2005; Kikuchi & Uieda, 2005; Bispo *et al.*, 2006; Bispo & Oliveira, 2007; Crisci-Bispo *et al.*, 2007a, 2007b). Especificamente sobre biologia, ecologia e diversidade de Trichoptera existem os trabalhos de Oliveira (1996), Oliveira & Froehlich (1996, 1997), Huamantínco & Nessimian (1999, 2000), Oliveira *et al.* (1999), Marinoni & Almeida (2000), Oliveira & Bispo (2001), Crisci-Bispo *et al.* (2004), Bispo *et al.* (2004), Shuvartz *et al.* (2005), Yokoyama (2005), Spies *et al.* (2006).

Insetos aquáticos e a qualidade ambiental

A preservação de ambientes lóticos é de suma importância para a manutenção da integridade das comunidades de organismos aquáticos. Os ambientes lóticos têm sido um dos ecossistemas mais perturbados pelas atividades antrópicas (Malmqvist & Rundle, 2002; Callisto *et al.*, 2005; Goulart & Callisto, 2003; Karr, 2005), o que tem diminuído a qualidade da água, reduzido a complexidade ambiental e consequentemente reduzindo a diversidade dos organismos aquáticos.

Os ambientes lóticos de Mata Atlântica têm sofrido historicamente diferentes tipos e intensidades de impactos antrópicos. Este bioma é um dos mais ameaçados do mundo e compreende ecossistemas tropicais com grande biodiversidade. A Mata Atlântica é composta por diferentes ecossistemas com fisionomias distintas de acordo com variações de composição do solo, relevo e características climáticas ao longo da área de ocorrência desse bioma no Brasil. Da área original de mata nativa com extensão de 1.227.600 Km², persistem somente 91.930 Km² (cerca de 7%), dos quais

33.084 Km² correspondem a áreas protegidas¹. Com alto grau de endemismo de espécies animais e vegetais, a Mata Atlântica é considerada um dos cinco mais importantes hotspots para conservação da biodiversidade no planeta (Myers *et al.*, 2000). As áreas preservadas são compostas de fragmentos florestais em sua maioria localizados em áreas de difícil acesso, protegidos pela criação de Parques Estaduais, Estações Ecológicas e Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN), entre outras unidades de conservação. Em todo o Brasil, cerca de 70% da população habita cidades localizadas em regiões onde há o predomínio de Mata Atlântica, o que gera grande pressão sobre este bioma à medida que o crescimento urbano desordenado pode acarretar impactos antrópicos danosos ao ecossistema. A investigação de métodos para avaliação do estado de integridade dos ambientes lóticos de Mata Atlântica se faz importante para a conservação deste bioma de importância estratégica, pois abriga uma grande biodiversidade e mananciais hídricos essenciais para o abastecimento de água para a população.

Parte da fauna de macroinvertebrados aquáticos é muito sensível aos impactos antrópicos, por isso tem sido considerada boa indicadora da qualidade ambiental (Rosenberg & Resh, 1993; Barbour *et al.*, 1999; Butcher *et al.*, 2003; Bonada *et al.*, 2004; Hering *et al.*, 2004; Azrina *et al.*, 2006; Castillo *et al.*, 2006; Maloney & Feminella, 2006; Brown *et al.*, 2007). O estado de conservação da vegetação ripária influencia a quantidade e qualidade do aporte de material vegetal para o riacho, regula o escoamento de chuvas para o leito, o qual controla as forças erosivas. Assim, a remoção ou degradação da zona ripária constituem uma alteração física importante. Aliado a isso, a qualidade da água e estrutura do riacho também são importantes determinantes da integridade biótica. Dessa forma, as atividades humanas como cultivos agrícolas, pecuária e ocupação urbana modificam o ambiente, afetando as comunidades aquáticas (Azrina *et al.*, 2006; Tullos & Neumann, 2006). Portanto, a criação de unidades de conservação pode minimizar os impactos de distúrbios não naturais pelo menos em áreas restritas.

Considerando a importância dos ecossistemas lóticos como elementos da Mata Atlântica e a resposta fornecida por macroinvertebrados bentônicos diante das variáveis ambientais e da qualidade ambiental, o presente trabalho tem como objetivo testar os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação ambiental sobre a

¹ Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo

http://www.ibama.gov.br/ecossistemas/mata_atlantica.htm

composição faunística, abundância e riqueza das larvas de Trichoptera em riachos da região da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo. Além disso, a relação entre a abundância e a distribuição dos diferentes gêneros de Trichoptera também foi testada.

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado na Serra de Paranapiacaba, sul do Estado de São Paulo, Brasil. As coletas foram feitas em riachos dentro e fora do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (Figura 1).

Todos os parques fazem parte de uma das últimas áreas representativas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. A Serra de Paranapiacaba impede o avanço de massas de ar úmidas provenientes do oceano, as quais se condensam ocasionando chuvas e muita neblina, conseqüentemente a umidade relativa do ar é extremamente alta. Há predominância de vegetação do tipo floresta ombrófila densa, com ocorrência de floresta ombrófila mista em pontos esparsos. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região pode ser descrito em duas categorias: clima subtropical úmido com verão quente (Cfa) e clima subtropical úmido com verão temperado (Cfb). O cume da Serra de Paranapiacaba é o divisor de águas separando a Bacia do Rio Ribeira e a Bacia do Rio Paranapanema.

Parque Estadual Intervales (PEI): localizado entre os vales dos Rios Paranapanema e Ribeira, estende-se pelos municípios de Eldorado Paulista, Guapiara, Iporanga, Ribeirão Grande e Sete Barras, com área total de 417 Km². O relevo é acidentado, com altitudes que variam entre 60 e 1.090 metros (Figura 2).

Parque Estadual Carlos Botelho (PECB): abrange os municípios de Capão Bonito, São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Tapiraí, com 376 Km² de área. Relevo de montanhas com vales profundos, apresentando amplitude altitudinal de 50 a 970 metros (Figura 3).

Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR): abrange os municípios de Apiaí e Iporanga, com área total de 357 Km². Apresenta relevo montanhoso complexo conferindo à região uma grande variação topográfica, com altitudes entre 200 até mais de 1.000 metros (Figura 4).

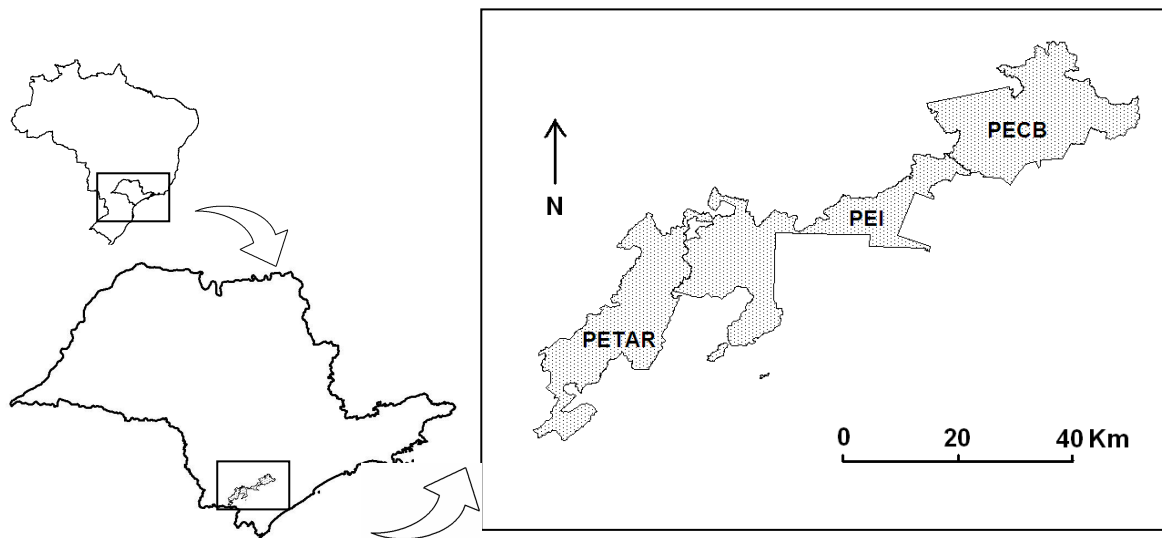


Figura 1. Mapa com a localização dos parques estaduais incluídos neste trabalho. PECB (Parque Estadual Carlos Botelho); PEI (Parque Estadual Intervales); PETAR (Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira).

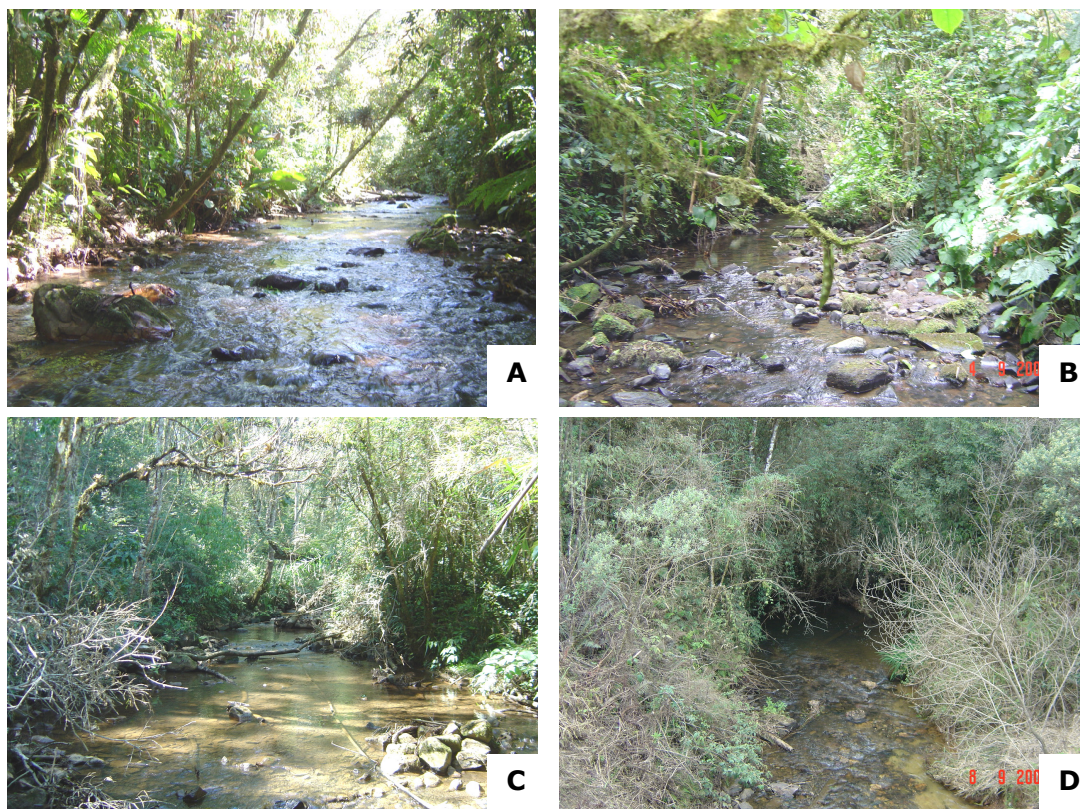


Figura 2. Pontos de coleta do Parque Estadual Intervales e entornos, Serra de Paranapiacaba, sul do Estado de São Paulo.

A e B – pontos dentro da unidade de conservação

C e D – pontos fora da unidade de conservação

A. P2

B. P4

C. P5

D. P6

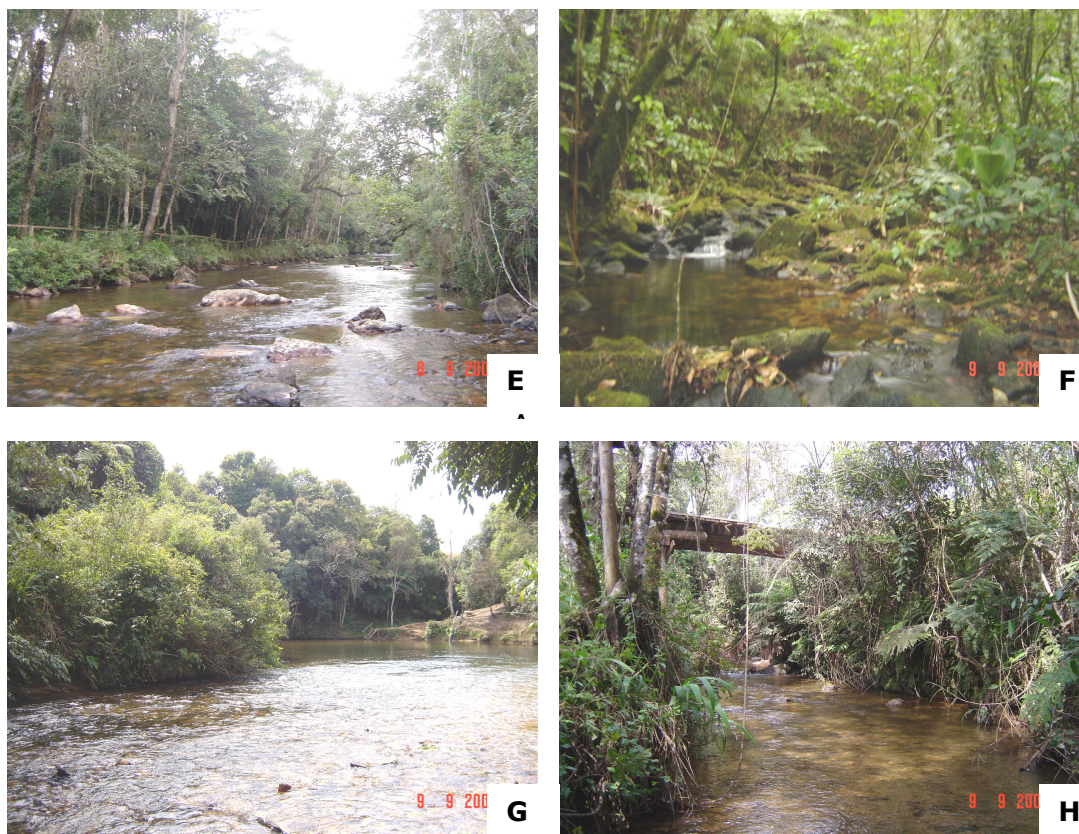


Figura 3. Pontos de coleta do Parque Estadual Carlos Botelho e entornos, Serra de Paranapiacaba, sul do Estado de São Paulo.

E e F – pontos dentro da unidade de conservação

G e H – pontos fora da unidade de conservação

E. P10

F. P14

G. P11

H. P12

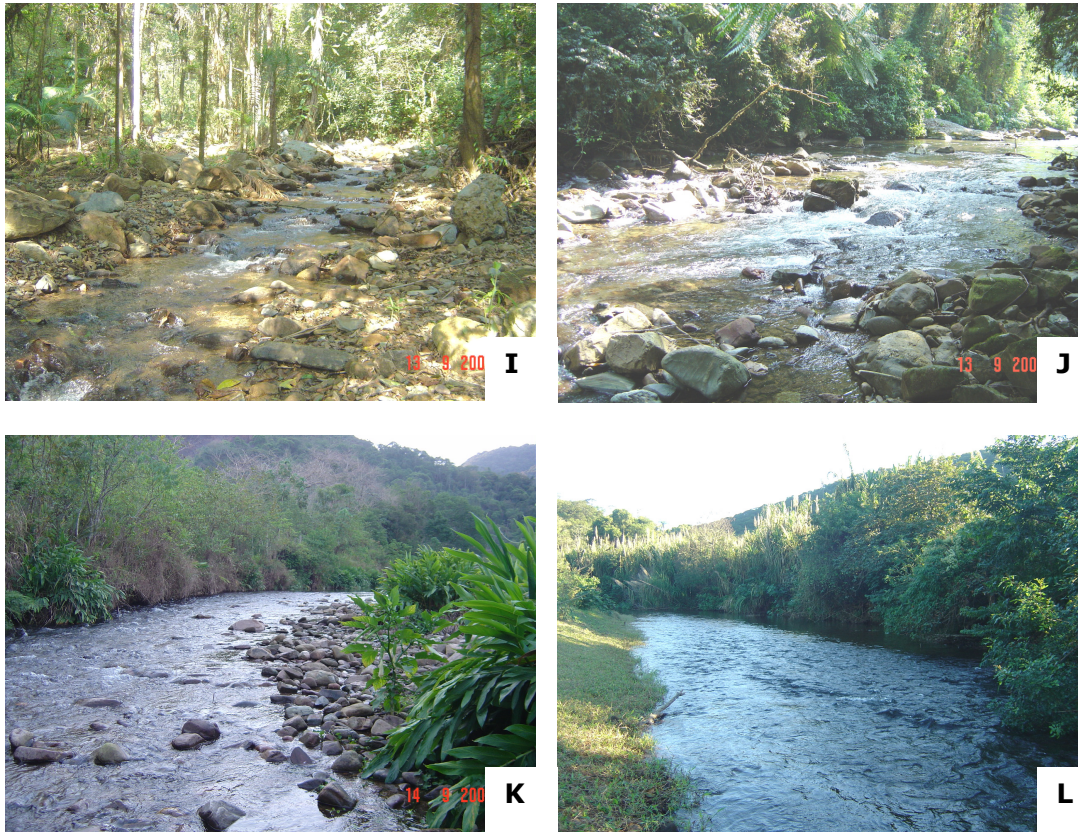


Figura 4. Pontos de coleta do Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Serra de Paranapiacaba, sul do Estado de São Paulo.

I e J – pontos dentro da unidade de conservação

K e L – pontos fora da unidade de conservação

I. P18

J. P20

K. P22

L. P28

Referências

- ALMEIDA, G. L. & FLINT, O. S. 2002. Five new species of Smicridea McLachlan (Trichoptera: Hydropsychidae) from Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 19(3): 767-775.
- ANGRISANO, E. B. & KOROB, P. G. 2001. Trichoptera. p. 55-92. *In*: FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. 2001. Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo, Editorial Universitaria de Tucumán, Tucumán, Argentina. X + 282 p.
- AZRINA, M. Z.; YAP, C. K.; ISMAIL, A. R.; ISMAIL, A. & TAN, S. G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. Ecotoxicology and Environmental Safety 64: 337-347.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. L. 2001. Diversity and Habitat Preference of Aquatic Insects along the Longitudinal Gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Biologia 61(2): 249 – 258.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. L. 1998b. O Conceito de Continuidade de Rios é válido para rios de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil? p. 209-222. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, Oecol. Bras. Vol. V.
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & SOARES, L. H. J. 1998a. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. p 191-207. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, Oecol. Bras. Vol. V.
- BARBOUR, M. J.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D. & STRIBLING, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2ª Ed. EPA 841-B-99-002. U.S. *Environmental Protection Agency; Office of Water*; Washington, D. C. <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>
- BECK, W. M. Jr. 1965. The streams of Florida. Bull. Flo. State Mus. 10 (3): 91-126.
- BEVERIDGE, O. S. & LANCASTER, J. 2007. Sub-lethal effects of disturbance on a predatory net-spinning caddisfly. Freshwater Biology 52: 491-499.

- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. p. 175-189. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, Oecol. Bras. Vol. V.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and Structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 24(2): 283-293.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. ; BISPO, V. L. C. & SOUSA, K. G. 2004. Environmental factors influencing distribution and abundance of trichopterans in Central Brazilian mountain streams. Studies on Neotropical Fauna and Environment 39(3): 233-237.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M. & SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. Braz. J. Biol. 66(2B): 611-622.
- BLAHNIK, R. J.; PAPROCKI, H. & HOLZENTHAL, R. W. 2004. New distribution and species records of Trichoptera from southern and southeastern Brazil. Biota Neotropica 4(1): 1-6.
- BONADA, N.; ZAMORA-MUÑOZ, C.; RIERADEVALL, M. & PRAT, N. 2004. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. Environmental Pollution 132: 509-521.
- BOYERO, L. & BAILEY, R. C. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. Hydrobiologia 464: 219-225.
- BOYERO, L. 2003. Multiscale patterns of spatial variation in stream macroinvertebrate communities. Ecological Research 18: 365-379.
- BRITTAIN, J. E. 1982. Biology of mayflies. Annu. Rev. Entomol. 27: 119-147.
- BROWN, L. E.; HANNAH, D. M. & MILNER, A. M. 2007. Vulnerability of Alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. Global Change Biology 13: 958-966.
- BUTCHER, T.; STEWART, P. M. & SIMON, T. P. 2003. A benthic community index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. Ecological Indicators 3: 181-193.
- CALLISTO, M.; GOLÇALVES, J. F. & MORENO, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. *In*: Goulart, E. M. A. (Eds.). Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais, 555-567.

- CALLISTO, M.; MORENO, P. & BARBOSA, F. A. R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. Revista Brasileira de Biologia 61(2): 259-266.
- CALOR, A. R. & FROEHLICH, C. G. 2008. Description of the immature stages of *Notalina morsei* Holzenthal, 1986 (Trichoptera: Leptoceridae) and an updated key to larvae of Neotropical Leptoceridae genera. Zootaxa 1779: 45-54.
- CARDINALE, B. J.; GELMANN, E. R. & PALMER, M. A. 2004. Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of *Hydropsyche* on benthic substrate stability. Functional Ecology 18: 381-387.
- CASTILLO, L. E.; MARTÍNEZ, E.; RUEPERT, C.; SAVAGE, C.; GILEK, M.; PINNOCK, M. & SOLIS, E. 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. Science of the Total Environment 367: 418-432.
- CONNELL, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. Science 199: 1302-1309.
- CORALLINI, C. & GAINO, E. 2003. The caddisfly *Ceraclea fulva* and the freshwater sponge *Ephydatia fluviatilis*: a successful relationship. Tissue & Cell 35: 1-7.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2004. Triplectides in empty cases of *Nectopsyche* (Trichoptera: Leptoceridae), Intervalles State Park, Brazil. Revista Brasileira de Entomologia 48 (1): 133-134.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2007a. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 24(3): 545-551.
- CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2007b. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 24(2): 312-318.
- CUMMINS, K. W. & KLUG, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annu. Rev. Ecol. Syst. 10: 147-172.
- DEATH, R. G. & WINTERBOURN, M. J. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: the influence of habitat stability. Ecology 76(5): 1446-1460.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G. & SILVA, M. M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "cerrado" streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. Rev. Bras. Biol. 58 (2): 223-231.

- DOBSON, M; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA, F. K. & M'ERIMBA, C. 2003. Leaf litter processing rates in a Kenyan highland stream, the Njoro River. Hydrobiologia 519: 207-210.
- DUFFIELD, R. M. & NELSON, C. H. 1993. Seasonal changes in the stonefly (Plecoptera) component of the diet profile of trout in Big Hunting Creek, Maryland, USA. Aquatic Insects 15 (3): 141-148.
- ELLIOTT, J. M. 2003. A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates. Freshwater Biology 48: 1652-1668.
- FLINT, O. S. & SORIA, B. 1987. Studies of neotropical caddisflies, XXVII: the genus *Calosopsyche* in Central America, with descriptions of its immature stages (Trichoptera: Hydropsychidae). In: BOURNAUD, M. & TACHET, H. (eds.) Proc. Of the 5th Int. Symp. On Trichoptera 29-37.
- FLINT, O. S. & SORIA, J. B. 1982. Studies of Neotropical caddisflies, XXXII: The immature stages of *Macronema variipenne* Flint & Bueno, with the division of *Macronema* by the resurrection of *Macrostemum* (Trichoptera: Hydropsychidae). Proc. Biol. Soc. Wash. 95(2): 358-370.
- FLINT, O. S. & WALLACE, J. B. 1980. Studies of Neotropical caddisflies, XXV: the immature stages of *Blepharopus diaphanus* and *Leptonema columbianum* (Trichoptera: Hydropsychidae). Proc. Biol. Soc. Wash. 93(1): 178-193.
- FLINT, O. S. 1971. Studies of Neotropical Caddisflies, XII: Rhyacophilidae, Glossosomatidae, Philopotamidae, and Psychomiidae from the Amazon Basin (Trichoptera). Amazoniana (III-1): 7-67.
- FLINT, O. S. 1978. Studies of Neotropical Caddisflies, XXII: Hydropsychidae of the Amazon Basin (Trichoptera). Amazoniana (VI-3): 373-421.
- FLINT, O. S. 1981. Studies of Neotropical caddisflies, XXVII: Anomalopsychidae, a new family of Trichoptera. In: MORETTI, G. P. (ed.) Proc. Of the 3rd Int. Symp. On Trichoptera. Series Entomologica 20: 75-85.
- FLINT, O. S. 1982. Trichoptera of the Area Platense. Biologia Aquatica 2/213(2): 1-70.
- FLINT, O. S.; HOLZENTHAL, R. W. & HARRIS, S. C. 1999. Nomenclatural and systematic changes in the Neotropical caddisflies (Insecta: Trichoptera). Insecta Mundi 13(1-2): 73-84.
- FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. Environmental Management 10(2): 199-214.

- GIBERSON, D. J.; MACINNIS, A. J. & BLANCHARD, M. 1996. Seasonal frequency and positioning of parasitic midges (Chironomidae) on *Pteronarcys biloba* nymphs (Plecoptera: Pteronarcyidae). J. N. Am. Benthol. Soc. 15(4): 529-536.
- GILLER P. S. & MALMQVIST, B. 1998. The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitat, Oxford, Oxford University Press. VIII + 296.
- GONÇALVES, J. F. JR.; GRAÇA, M. A. S. & CALLISTO, M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. Freshwater Biology 52: 1440-1451.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista FAPAM 2(2): 153-164.
- GUAHYBA, R. R. 1991. Estágios imaturos de *Anchitrichia duplifurcata* Flint, 1983 (Trichoptera, Hydroptilidae). Ver. Brás. Ent. 35(1): 121-125.
- HEINO, J.; LOUHI, P. & MUOTKA, T. 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. Freshwater Biology 49: 1230-1239.
- HELLAWELL, J. M. 1989. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Science Publishers Ltd, London. IX + 546p.
- HERING, D.; MEIER, C.; RAWER-JOST, C.; FELD, C. K.; BISS, R.; ZENKER, A.; SUNDERMANN, A.; LOHSE, S. & BÖHMER, J. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415.
- HILDREW, A.G. & TOWNSEND, C. R. 1987: Organization in Freshwater Benthic Communities. p. 347-371. *In*: GEE, J. H. R. & GILLER, P. S. (Eds). Organization of communities: Past and Present, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- HOLZENTHAL, R. W. & ALMEIDA, G. L. 2003. New species of Polycentropodidae (Trichoptera) from Southeastern and Southern Brazil. Proceedings of the Entomological Society of Washington 105(1): 22-29.
- HOLZENTHAL, R. W. & PES, A. M. O. 2004. A new genus of long-horned caddisfly from the Amazon Basin (Trichoptera:Leptoceridae: Grumichellini). Zootaxa 621: 1-16.
- HOLZENTHAL, R. W. 1986a. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VI: Immature stages of *Hudsonema flaminii* (Navás) and the evolution and historical biogeography of Hudsonemini (Triplectidinae). Proc. Entomol. Soc. Wash. 88(2): 268-279.
- HOLZENTHAL, R. W. 1986b. The Neotropical species of *Notalina*, a southern group of long-horned caddisflies (Trichoptera: Leptoceridae). Systematic Entomology 11: 61-73.

- HOLZENTHAL, R. W. 1988a. Studies in Neotropical Leptoceridae (Trichoptera), VIII: the genera *Atanatolica* Mosely and *Grumichella* Müller (Triplectidinae: Grumichellini). Trans. Amer. Ent. Soc. **114**: 71-128.
- HOLZENTHAL, R. W. 1988b. Systematics of Neotropical *Triplectides* (Trichoptera: Leptoceridae). Annals of the Entomological Society of America **81(2)**: 187-208.
- HOLZENTHAL, R. W. 1997. The caddisfly (Trichoptera) family Atriplectididae in the Neotropics. Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera 157-165.
- HUAMANTINCO A. A. & NESSIMIAN J. L. 1999. Estrutura e distribuição espacial da comunidade de larvas de Trichoptera em um tributário de primeira ordem do rio Paquequer, Teresópolis, RJ. Acta Limnologica Brasiliensis **16(2)**: 1-16.
- HUAMANTINCO A. A. & NESSIMIAN J. L. 2000. Variation and life strategies of the Trichoptera (Insecta) larvae community in a first order tributary of the Paquequer river southeastern Brazil. Revista Brasileira de Biologia **60(1)**: 73-82.
- HUAMANTINCO, A. A. & NESSIMIAN, J. L. 2003. A new species of *Antarctoercia* Ulmer, 1907 (Trichoptera: Limnephilidae) from Southeastern Brazil. Aquatic Insects **25(3)**: 225-231.
- HYNES, H. B. N. 1970a. The Ecology of Running Waters. Liverpool, Liverpool University Press. XXIV + 555p.
- HYNES, H. B. N. 1970b. The ecology of stream insects. Annu. Rev. Entomol. **15**: 25-42.
- HYNES, H. B. N. 1976. Biology of Plecoptera. Annu. Rev. Entomol. **21**: 135-153.
- JACOBSEN, D.; ROSTGAARD, S. & VÁSCONEZ, J. J. 2003. Are macroinvertebrates in high altitude streams affected by oxygen deficiency? Freshwater Biology **48**: 2025-2032.
- JACOBSEN, D.; SCHULTZ, R. & ENCALADA, A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. Freshwater Biology **38**: 247-261.
- KARR, J. R. 2005. Sustaining living systems: challenge for the twenty-first century. 15th Meeting of the Italian Society of Ecology.
- KIKUCHI, R. M. & UIEDA, V. S. 1998. Composição da Comunidade de Invertebrados de um Ambiente Lótico Tropical e sua Variação Espacial e Temporal. In: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. - (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, *Oecol. Bras.* Vol. V, p. 157 – 173.

- KIKUCHI, R. M. & UIEDA, V. S. 2005. Composição e Distribuição dos Macroinvertebrados em Diferentes Substratos de Fundo de um Riacho no Município de Itatinga, São Paulo, Brasil. Entomol. Vect. 12 (2): 193-231.
- LI, J.; HERLIHY, A.; GERTH, W.; KAUFMANN, P.; GREGORY, S.; URQUHART, S. & LARSEN, D. P. 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. Freshwater Biology 46: 87-97.
- MACKAY, R. J. & WIGGINS, G.B. 1979. Ecological Diversity in Trichoptera. Ann. Rev. Entomol. 24: 185-208.
- MAIER, M. H. 1978. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. Bolm Inst. Pesca 5(2): 75-90.
- MALMQVIST, B. & RUNDLE, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation 29(2): 134-153.
- MALMQVIST, B. 1993. Interactions in stream leaf packs: effects of stonefly predator on detritivores and organic matter processing. Oikos 66: 454-462.
- MALONEY, K. O. & FEMINELLA, J. W. 2006. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. Ecological Indicators 6: 469-484.
- MARINONI, L. & ALMEIDA, G. L. 2000. Abundância e sazonalidade das espécies Hydropsychidae (Insecta:Trichoptera) capturadas em armadilha luminosa no Estado do Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 17(1): 283-299.
- MCCABE, D. J. & GOTELLI, N. G. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. Oecologia 124: 270-279.
- MCCABE, D. J. & GOTELLI, N. G. 2003. Caddisfly diapause aggregations facilitate benthic invertebrate colonization. Journal of Animal Ecology 72: 1015-1026.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. XIII+862p.
- MOULTON, T. P. 2006. Why the world is green, the waters are blue and food webs in small streams in the Atlantic Rainforest are predominantly driven by microalgae? Oecol. Bras. 10(1): 78-89.
- MUÑOZ-QUESADA, F. & HOLZENTHAL, R. W. 1997. A new species of *Xiphocentron* (*Antillotrichia*) from Costa Rica with semiterrestrial immature stages (Trichoptera: Xiphocentronidae). Proceedings of the 8th International Symposium on Trichoptera 355-363.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

- OLIVEIRA, L. G. & BISPO, P. C. 2001. Ecologia de comunidades das larvas de Trichoptera Kirby (Insecta) em dois córregos de primeira ordem da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Goiás, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 18(4): 1245-1252.
- OLIVEIRA, L. G. & FROELICH, C. G. 1996. Natural history of three Hydropsychidae (Trichoptera, Insecta) in a cerrado stream from northeastern São Paulo state, Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 13(3): 755-762.
- OLIVEIRA, L. G. & FROELICH, C. G. 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in Southeastern Brazil. Acta Limnol. Brasil. 9: 139-148.
- OLIVEIRA, L. G. 1996. Aspectos da Biologia de Comunidades de Insetos Aquáticos da Ordem Trichoptera Kirby, 1913, em Córregos de Cerrado do Município de Pirenópolis, Estado de Goiás. Tese de Doutorado, PPG Zoologia, IB, USP.
- OLIVEIRA, L. G. 2006. Cap. 15: Trichoptera. Pp. 161-174. In: Cleide Costa; Sérgio Ide; Carlos Estevão Simonka. (Eds.). Insetos Imaturos: Metamorfose e Identificação. Holos, Ribeirão Preto. pp. 1-249.
- OLIVEIRA, L. G.; BISPO, P. C.; CRISCI, V. L. & SOUSA, K. G. 1999. Distribuições de categorias funcionais alimentares de larvas de Trichoptera (Insecta) em uma região serrana do Brasil Central. Acta Limnologica Brasiliensis 11(2): 1-11.
- PAPROCKI, H.; HOLZENTHAL, R. W. & BLAHNIK, R. J. 2004. Lista de Trichoptera (Insecta) para o Brasil. Biota Neotropica 4(1): 1-6.
- PAPROCKI, H.; HOLZENTHAL, R. W. & CRESSA, C. 2003. A new species of Smicridea McLachlan (Trichoptera: Hydropsychidae) from Venezuela and its role in travertine biogenesis. Journal of the North American Benthological Society 22(3): 401-409.
- PERRY, J. A. & SCHAEFFER, D. J. 1987. The longitudinal distribution of riverine benthos: A river dis-continuum? Hydrobiologia 148: 227-268.
- PETERSEN JR, R. C.; PETERSEN, L. B. M. & WALLACE, J. B. 1984. Influence of velocity and food availability on catchnet dimensions of *Neureclipsis bimaculata* (Trichoptera: Polycentropodidae). Holarctic Ecology 7: 380-389.
- PUTMAN, R. J. 1994. Community Ecology. New York, Chapman & Hall. XI + 178p.
- REMPEL, L. L.; RICHARDSON, J. S. & HEALEY, M. C. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. Freshw. Biol. 45: 57-73.
- RESH, V. H. & ROSENBERG, D. M. 1984. The Ecology of Aquatic Insects. New York, Praeger Publishers. X + 625p.

- RIBEIRO, L. & UIEDA, V. S. 2005. Estrutura da comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos de um riacho de Serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 22 (3): 613-618.
- RIEK, E. F. 1975. The marine caddisfly family Chathamidae (Trichoptera). J. Aust. Ent. Soc. 1976: 405-419.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, London, 486p.
- SHUVARTZ, M.; OLIVEIRA, L. G.; DINIZ FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. 2005. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta) em córregos de cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás). Acta Scientiarum, Maringá 27(1): 51-55.
- SPIES, M. R.; FROELICH, C. G. & KOTZIAN, C. B. 2006. Composition and diversity of Trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, State of Rio Grande do Sul, Brazil. Iheringia, Ser. Zool. 96(4): 389-398.
- STATZNER, B. & BORCHARDT, D. 1994: Longitudinal Patterns and Process Along Streams: Modelling Ecological Responses to Physical Gradients. p. 113-140. *In*: Giller, P. S.; HILDREW, A. G. & RAFFAELLI, D. G. (Eds). Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process. Oxford, British Ecological Society and Blackwell Science.
- STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Amer. Geophys. Unio Trans. 33: 913-920.
- TOWNS, D. R. 1983. Terrestrial oviposition by two species of caddisfly in South Australia (Trichoptera: Leptoceridae). J. Aust. Ent. Soc. 22: 113-118.
- TULLOS, D. D.; NEUMANN, M. 2006. A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic activities in the watershed on benthic macroinvertebrate communities. Ecological Modelling 196: 209-220.
- UIEDA, V. S. & GAJARDO, I. C. S. M. 1996. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. Naturalia, São Paulo, 21: 31 – 47.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. L.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.
- VINSON, M. R. & HAWKINS, C. P. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. Annu. Rev. Entomol. 43: 271-293.
- WALLACE, J. B. & MERRITT, R. W. 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. Ann. Rev. Entomol. 25: 103-132.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annu. Rev. Entomol. 41: 115-139.

-
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. 1982. Thermal responses in the evolutionary ecology of aquatic insects. Annu. Rev. Entomol. 27: 97-117.
- WARD, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. J. North. Am. Benthol. Soc. 8: 2-8.
- WATERS, T. F. 1972. The drift of stream insects. Annu. Rev. Entomol. 17: 253-272.
- WELLS, A. 1992. The first parasitic Trichoptera. Ecological Entomology 17: 299-302.
- WIGGINS, G. B. 1998. Larvae of the North America Caddisfly Genera (Trichoptera). 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p.
- WINTERBOURN, M. J.; ROUNICK, J. S. & COWIE, B. 1981. Are New Zealand stream ecosystems really different? N. Z. J. Mar. Freshw. Res. 15: 321-328.
- YOKOYAMA, E. 2005. O efeito do mesohábitat sobre a distribuição de Trichoptera (Insecta) em riachos da Serra do Mar, Estado de São Paulo. Trabalho de conclusão de curso. FCLA, UNESP. p. 21.

Capítulo 2: Manuscrito

A fauna de imaturos de Trichoptera em riachos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil: existem os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação sobre a composição faunística, abundância e riqueza?

A fauna de imaturos de Trichoptera em riachos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil: existem os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação sobre a composição faunística, abundância e riqueza?

E. Yokoyama^{1,2*} & P. C. Bispo²

¹Programa de Pós Graduação em Entomologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Brasil. E-mail: emaildaelisa@gmail.com.br

²Laboratório de Biologia Aquática, Departamento de Ciências Biológicas, Faculdade de Ciências e Letras de Assis, Universidade Estadual Paulista. Avenida Dom Antônio 2100, 19806-900 Assis, São Paulo, Brasil. E-mail: pitagoras@assis.unesp.br

* Autora para correspondência

Resumo

No presente trabalho foram levantados dados sobre a fauna de imaturos de Trichoptera dentro e fora de unidades de conservação estaduais da região da Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo, com o objetivo de testar os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação ambiental sobre a composição faunística, abundância e riqueza das larvas. Também foi testada a relação entre a abundância e a distribuição dos diferentes gêneros de Trichoptera. As coletas foram feitas em riachos de 1^a a 4^a ordem totalizando 33 pontos de coleta. 25 pedras de tamanho padronizado (18-20 cm de maior diâmetro) foram amostradas com auxílio de um puçá. Análises de ordenação e agrupamento não detectaram nenhuma estruturação da fauna de Trichoptera. Entre os fatores ambientais testados, os escores de integridade ambiental, características físico-químicas e localização do riacho (dentro e fora das unidades de conservação) não foram significativos para explicar a distribuição faunística, enquanto vazão e distância geográfica foram significativos, porém com baixo poder explicativo. Não houve diferença significativa entre a abundância e a riqueza (observada e padronizada) de riachos dentro e fora das unidades de conservação. A ausência de estruturação da fauna pode ter sido provocada pelos picos de chuva registrados antes e durante as coletas, o que poderia ter homogeneizado a fauna, e pelo diferentes graus de impacto antrópico encontrados nos riachos fora dos parques, os quais podem não ter sido fortes o suficiente para provocar diferenças de comunidades. Foi encontrada uma relação positiva entre a abundância relativa e a distribuição de gêneros, corroborando resultados de diversos estudos de macroecologia.

Palavras chave: insetos aquáticos, ambientes lóticos, região Neotropical, relação abundância-distribuição, Mata Atlântica.

Abstract

Data on the fauna of immature stages of Trichoptera were gathered for sites within and outside the range of conservation units in Serra de Paranapiacaba, State of São Paulo, aiming to test the effects of environmental variables and degree of environmental integrity on faunistic composition, abundance and richness of larvae. The relationship between abundance and occupancy of Trichoptera genera was also tested. Sampling was conducted in 1st-4th order streams, in a total of 33 stations. 25 stones with a standardized size (18-20cm along the longest axis) were sampled with a fine mesh net. Ordination and cluster analysis failed to detect any faunal structure of Trichoptera. Among the environmental variables, the environmental integrity scores, physico-chemical factors and location (inside and outside of the conservation unit) were non significant in explaining de distribution, whereas discharge and geographic distance were significant, although with little explanatory power. No significant differences were found for abundance and richness (observed and standardized) between sites inside and outside of the conservation units. The absence of faunal structure may have resulted from peaks of rain recorded just before and during sampling days, which could have made the fauna more even, and due to differences in the degree of anthropic impacts found for stations outside of the conservation units, which may not have been severe enough to cause the differentiation of faunal assemblages. A positive relationship between relative abundance and distribution of genera was found, in accordance with various macroecology studies.

Key words: aquatic insects, lotic environments, Neotropical region, abundance-distribution relationship, Atlantic Rainforest.

Introdução

Os ambientes aquáticos são ecossistemas com alto grau de complexidade e grande diversidade, sendo extensivamente estudados, porém ainda pouco compreendidos. O estudo de riachos de 1^a a 4^a ordem (sensu Strahler, 1957) tem gerado um considerável corpo de conhecimento acerca da ecologia de comunidades de insetos aquáticos (Baptista *et al.*, 1998; Diniz-Filho *et al.*, 1998; Bispo *et al.*, 2001; Boyero & Bailey, 2001; Buss *et al.*, 2002; Roque *et al.*, 2003), cuja distribuição se deve a fatores relativos à hidráulica como velocidade, vazão e potencial erosivo (Sousa, 1984; Statzner & Borchardt, 1994), bem como outros fatores abióticos, como altitude, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido, e demais variáveis físico-químicas (Hynes, 1970; Vannote *et al.*, 1980, Bispo *et al.*, 2006), e fatores bióticos, como predação por peixes, competição, limitação de recursos, entre outros (Merritt & Cummins, 1996; Shubina, 2006).

Entre os insetos aquáticos de riachos, a ordem Trichoptera representa um dos grupos mais diversos e abundantes. Estudos de levantamento da fauna deste grupo em riachos registram tantas espécies de Trichoptera quanto o número de espécies de Ephemeroptera, Odonata e Plecoptera combinadas, e a grande diversidade desta ordem só é equivalente ou inferior à de famílias de dípteros aquáticos (Mackay & Wiggins, 1979). Insetos da ordem Trichoptera são encontrados em todos os tipos de ambientes aquáticos, no entanto, ambientes lóticos em regiões de maior declividade, baixas temperaturas da água e águas bem oxigenadas apresentam maior diversidade (Flint, 1982). A grande diversidade ecológica encontrada nesta ordem se deve à capacidade das larvas em utilizar a seda que produzem de diversas maneiras, seja para proteção, construção de abrigos, alimentação ou como linha de ancoragem para que espécies de vida livre não sejam carregadas pela correnteza ("drift") (Mackay & Wiggins, 1979). As larvas de Trichoptera desempenham papéis importantes na cadeia de transferência de energia, tanto por servirem de presas para peixes ou outros macroinvertebrados aquáticos, como por seus diversos hábitos alimentares, que incluem todas as categorias alimentares propostas por Cummins & Klug (1979).

A conservação de insetos aquáticos merece destaque, pois a perda de biodiversidade nestes ecossistemas tem importantes implicações, incluindo menor resistência e resiliência após distúrbios, simplificação do sistema e perda da integridade ecológica (Vinson & Hawkins, 1998). A conservação dos ecossistemas aquáticos é de grande importância para a sociedade moderna (Malmqvist & Rundle, 2002; Callisto *et al.*, 2005; Goulart & Callisto, 2003; Karr, 2005), já que restaram poucos ambientes livres de impactos antrópicos diretos ou indiretos. A preservação dos habitats aquáticos é

fundamental para a conservação da fauna de insetos, o que é salutar para o funcionamento adequado dos ecossistemas aquáticos, já que estes são importantes elementos em diferentes processos como a decomposição e transferências tróficas. Larvas da ordem Trichoptera ocorrem em uma ampla gama de habitats e ocupam diversas posições tróficas no ecossistema lótico (Mackay & Wiggins, 1979; Wallace & Webster, 1996), logo a sua conservação depende da manutenção estrutural destes ambientes. Neste sentido, no presente trabalho foram levantados dados sobre a fauna de imaturos de Trichoptera dentro e fora de unidades de conservação estaduais na região da Serra de Paranapiacaba com o objetivo de testar os efeitos dos fatores ambientais e do estado de conservação ambiental sobre a composição faunística, abundância e riqueza das larvas. Além disso, a relação entre a abundância e a distribuição dos diferentes gêneros de Trichoptera também foi testada.

Materiais e métodos

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado na Serra de Paranapiacaba, sul do Estado de São Paulo, Brasil. As coletas foram feitas dentro e fora das seguintes unidades de conservação: Parque Estadual Intervales (PEI), Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira (PETAR). Todos os parques fazem parte de um dos últimos fragmentos representativos de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. O cume da Serra de Paranapiacaba é o divisor de águas, separando a Bacia do Rio Ribeira e a Bacia do Rio Paranapanema. Os municípios abrangidos pelos parques são: PEI (Eldorado Paulista, Guapiara, Iporanga, Ribeirão Grande e Sete Barras); PECB (Capão Bonito, São Miguel Arcanjo, Sete Barras e Tapiraí); PETAR (Apiá e Iporanga), todos localizados no Estado de São Paulo.

Coletas

Foram realizadas coletas em setembro de 2006 e em julho de 2007, totalizando 33 riachos (Figura 1). Os pontos 1, 2, 3 e 4 foram amostrados tanto em setembro de 2006 quanto em julho de 2007. Neste sentido, para estes pontos foi utilizada a letra S para as amostras de setembro de 2006 e J para as amostras de julho de 2007.

Em cada ponto de coleta um trecho de cerca de 50 m foi percorrido e 25 pedras de tamanho padronizado (entre 18 e 20 cm de maior eixo) foram amostradas

aleatoriamente em regiões de corredeira, com auxílio de um puçá com malha de 0,250 mm. O material coletado foi triado e conservado em álcool 80%.

Caracterização Ambiental

Em cada um dos pontos amostrados foram registrados os seguintes fatores ambientais: a temperatura da água (°C), a velocidade da água (m/s), a vazão (m³/s), o potencial hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (μS/cm) e o oxigênio dissolvido (mg/l). A velocidade da água foi medida por uso de um fluxômetro e a vazão calculada através do produto da velocidade média da água por uma área de secção transversal do riacho (Lind, 1979). A temperatura da água, a condutividade elétrica, o pH e o oxigênio dissolvido foram obtidos através do Analisador Multiparâmetros Horiba.

Riachos selecionados dentro das unidades de conservação apresentavam zona ripária íntegra, com vegetação nativa original, enquanto riachos amostrados fora das unidades apresentavam diversos tipos de modificações, entre as quais alteração da vegetação ripária e do uso do solo (agricultura de subsistência, pasto, etc.).

Os riachos foram submetidos a um protocolo de avaliação de integridade ambiental segundo o qual os pontos de coleta receberam escores relativos ao uso da terra, estado da zona ripária e morfologia do canal do riacho. O protocolo de avaliação foi adaptado do inventário RCE (Riparian, Channel and Environment inventory) proposto por Petersen (1992). No total, doze aspectos principais da fisionomia do ambiente lótico foram considerados (Anexo I), sendo as menores pontuações para ambientes mais degradados e as maiores pontuações para ambientes preservados. A soma das pontuações em cada categoria corresponde ao escore final para cada ponto.

Os dados de localização, caracterização e fatores ambientais dos pontos de coleta são apresentados na Tabela 1. Dados sobre a precipitação mensal e diária (Figuras 2, 3 e 4) foram obtidos de estações de medição localizadas nos parques, com exceção dos dados referentes ao PETAR para os quais os dados pluviométricos disponíveis foram coletados em Apiaí, município abrangido pelo parque.

Identificação taxonômica

As larvas de Trichoptera foram triadas em laboratório com auxílio de estereomicroscópio, e posteriormente identificadas até o nível taxonômico de gênero utilizando as chaves de identificação de Angrisano & Korob (2001), Wiggins (1998) e Pes *et al.* (2005). O material examinado foi identificado, quantificado e depositado na coleção de

referência do Laboratório de Biologia Aquática (LABIA) da Faculdade de Ciências e Letras de Assis, Universidade Estadual Paulista.

Análise dos dados

A matriz obtida foi transformada através de $\log(x+1)$ para reduzir o efeito de táxons dominantes e raros. Os dados logaritmizados foram submetidos a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA – Detrended Correspondence Analysis) e análise de agrupamento utilizando os softwares MVSP (Multivariate Statistic Package, versão 3.11) e NTSYS (versão 2.1, Rohlf, 2000) (Romesburg, 1984; Gauch, 1995; Legendre & Legendre, 1998; McCune & Mefford, 1999). A análise de agrupamento em modo R e em modo Q foi baseada em uma matriz de Similaridade de Morisita-Horn (Horn, 1966; Wolda, 1981; Krebs, 1999) e utilizou como critério de agrupamento a UPGMA (Unweighted Pair Group Method Arithmetic Averages) (Legendre & Legendre, 1998). A representatividade do dendrograma foi obtida pelo Índice de Correlação Cofenética (Legendre & Legendre, 1998).

As hipóteses de distância geográfica, integridade ambiental (escores do protocolo de avaliação RCE), variáveis físico-químicas (velocidade da água, vazão, potencial hidrogeniônico, temperatura, condutividade e oxigênio dissolvido), vazão isoladamente e localização (dentro ou fora das unidades de conservação) foram testadas do ponto de vista multivariado utilizando o teste de Mantel (Clarke & Warwick, 1994; Diniz-Filho & Bini, 1996; Manly, 1997). O teste de Mantel foi utilizado também para testar a relação entre a proximidade filogenética (Kjer *et al.*, 2001) e a similaridade ecológica entre gêneros

Quanto à riqueza, a grande discrepância no número de indivíduos coletados (de 10 larvas no ponto P21 até 1.254 no ponto P17), além da pequena abundância registrada em alguns pontos, tornaram as técnicas como rarefação inadequadas para padronização. Neste sentido, considerando que houve uma relação positiva significativa entre a abundância de indivíduos e a riqueza, os resíduos do ajuste desta relação foram utilizados como uma medida de riqueza padronizada corrigida em relação ao viés da abundância (Jacobsen, 2005).

As hipóteses considerando o efeito da localização (dentro e fora das unidades de conservação) sobre a abundância, riqueza e riqueza padronizada foram testadas inicialmente através de uma Análise de Covariância, utilizando a vazão como covariável. Como o efeito da covariável não foi significativo em nenhum dos casos, foi utilizado apenas o teste t. As relações entre os escores de integridade física com a riqueza (observada e

padronizada) e com a abundância foram analisadas através do índice de correlação de Pearson.

A relação entre a distribuição (número de pontos em que o táxon foi registrado) e a abundância relativa (número de indivíduos/número de locais onde o táxon foi registrado) foi avaliada utilizando o índice de correlação de Pearson. Para avaliar se a relação encontrada sofreu o viés da autocorrelação filogenética, foram feitos testes de Mantel entre uma matriz de distância filogenética e as matrizes das diferenças entre distribuição e a abundância relativa dos táxons. A matriz de distância filogenética foi construída baseada na filogenia de famílias de Trichoptera proposta por Kjer *et al.* (2001).

Resultados

Composição faunística

Durante o presente trabalho foram coletadas 6.535 larvas de Trichoptera, distribuídas em 30 gêneros e 13 famílias. No PEI e entorno, os gêneros com maior abundância foram *Helicopsyche* (27,89%), *Itauara* (19,27%) e *Smicridea* (17,92%). O gênero *Wormaldia* (3 indivíduos) foi registrado apenas neste Parque. Para a região do PECB e entorno, os gêneros mais abundantes foram *Grumichella* (28,42%), *Smicridea* (24,42%) e *Itauara* (21,24%). *Marilia* e *Aff. Brachysetodes* foram coletados exclusivamente no PECB (27 e 1 indivíduos respectivamente). No PETAR e entorno, os gêneros mais abundantes foram *Itauara* (35,94%), *Smicridea* (25,18%) e *Grumichella* (8,76%). Os gêneros *Macronema*, *Ochrotrichia* e *Oxyethira* ocorreram somente na região do PETAR (1, 3 e 1 indivíduos respectivamente).

Tanto a ordenação quanto a análise de agrupamento falharam em representar adequadamente a estrutura da fauna de Trichoptera, já que os dois primeiros eixos da DCA explicaram apenas 21,71% da variabilidade (Figuras 5 e 6), enquanto que no caso da análise de agrupamento, o Índice de Correlação Cofenética foi 0,68 (Figura 7). Estes resultados indicam uma grande quantidade de variação aleatória dos dados, ou seja, uma baixa estruturação espacial da fauna de Trichoptera. É importante salientar que a ocorrência de chuvas antes e durante os períodos de coletas (Figuras 2, 3 e 4) pode ter sido um fator desestruturador da fauna. Observando diretamente a matriz de similaridade e considerando o mesmo ponto amostrado em setembro de 2006 e em julho de 2007, os valores de similaridade de Morisita-Horn foram: P1S/P1J=0,84; P2S/P2J=0,83; P3S/P3J=0,77; P4S/P4J=0,70. A média dos valores de similaridade dos pontos de coleta foi de 0,53, sendo que apenas 28,61% dos valores de similaridade foram superiores a 0,70.

A matriz de similaridade entre os pontos não foi significativamente relacionada com os escores de integridade ambiental, com as características físico-químicas, e com a localização (dentro ou fora das unidades de conservação) (Tabela 3). Em contrapartida, a vazão e a distância geográfica foram significativas (Tabela 3), porém com baixo poder explicativo (Teste de Mantel, $r^2=0,0324$ e $r^2=0,0256$ respectivamente, $p < 0,05$ para 1000 permutações), indicando que estes fatores não podem ser considerados preditores da composição faunística de Trichoptera nos pontos estudados.

O dendrograma representando a similaridade ecológica entre gêneros (modo R) também não representou adequadamente a matriz de similaridade (Índice de Correlação Cofenética = 0,77; Figura 8). A matriz de similaridade ecológica (índice de Moritisa-Horn) não teve relação com a distância filogenética (Teste de Mantel, $r=-0,07$; $p=0,07$ para 5000 permutações).

Abundância e Riqueza

A abundância dos gêneros de larvas de Trichoptera em riachos dos parques estaduais e adjacências está representada na Tabela 2. Análises de Covariância (ANCOVA) preliminares testando o efeito da localização do riacho (dentro e fora da unidade de conservação) sobre a abundância da fauna de Trichoptera, utilizando o fator vazão como covariável, mostraram que a covariável não foi significativa. O mesmo resultado foi encontrado para riqueza de gêneros e riqueza padronizada, portanto optou-se por utilizar testes t em todos os casos. Por meio do teste t foi possível observar que não houve diferença significativa no número de indivíduos coletados dentro e fora dos parques estaduais (teste t, $p=0,76$) (Figuras 9 e 10). Aliado a isso, não houve relação significativa da abundância das larvas com os escores de integridade ambiental dos pontos de coleta (Figura 10).

Os dados mostraram uma relação positiva entre o número de indivíduos e a riqueza de gêneros de Trichoptera ($r=0,64$; $p < 0,0001$; Figura 11). Como o número de indivíduos coletados apresentou grande variação entre pontos (desde 10 larvas no ponto P21 até 1.254 no ponto P17), a riqueza de um riacho poderia ser apenas uma função do número de indivíduos coletados, o que dificultaria as comparações. Para minimizar este problema, os resíduos do ajuste da relação entre o número de indivíduos e a riqueza de gêneros foram utilizados como uma medida de riqueza padronizada. A riqueza de gêneros observada e a riqueza padronizada (resíduos) dos pontos de coleta são apresentadas na Figura 12. Não houve diferença significativa da riqueza de gêneros (teste t, $p=0,21$) e da riqueza padronizada (teste t, $p=0,52$) entre riachos dentro e fora dos parques (Figura 13).

Também não foram observadas relações significativas entre a riqueza de gêneros, a riqueza padronizada e os escores de integridade ambiental (Figura 14).

Foi observada uma relação positiva entre a abundância relativa e a distribuição de larvas de Trichoptera ($r=0,87$, $p<0,0001$) (Figura 15). A abundância relativa foi admitida como o número de indivíduos coletados de cada táxon dividido pelo número de pontos em que cada táxon foi registrado, e a distribuição foi estimada pelo número de pontos em que cada táxon ocorreu. É importante salientar que a relação poderia ser alterada, caso houvesse um efeito significativo da autocorrelação filogenética sobre estas variáveis. Diferentes táxons não podem ser considerados observações aleatórias por estarem relacionados filogeneticamente entre si, o que poderia afetar a abundância relativa e a distribuição de táxons. No presente trabalho a relação entre abundância relativa e a distribuição não sofreu o viés da autocorrelação filogenética, já que testes de Mantel não revelaram relações significativas da distância filogenética nem com a abundância relativa (Teste de Mantel, $r=0,039$; $p=0,18$ para 5000 permutações) nem com a distribuição (Teste de Mantel, $r=-0,015$; $p=0,41$ para 5000 permutações) de larvas de Trichoptera.

Discussão

Estrutura faunística

No presente trabalho, as análises multivariadas não foram capazes de representar a estrutura da fauna de Trichoptera. As análises multivariadas (ordenações e análises de agrupamento) podem não ser eficientes em resumir a estrutura dos dados, quando estes apresentam uma alta dimensionalidade (Rodrigues *et al.*, 2002), a qual pode ser causada pela interação entre vários fatores e pela variação estocástica da fauna estudada. Quando a distribuição de indivíduos é determinada por poucos fatores importantes, estes tendem a estruturar a fauna. Por outro lado, quando muitos fatores afetam a estrutura faunística de forma complexa, a ocorrência de padrões se torna menos provável. Portanto, os resultados do presente trabalho indicam que a variação estocástica, e as interações de múltiplas variáveis bióticas e abióticas sobre a fauna poderiam ter levado à baixa estruturação espacial. A ocorrência de picos de chuvas também pode ser um importante fator desestruturador das comunidades de insetos aquáticos em riachos (Flecker & Feifarek, 1994; Jacobsen & Encalada, 1998; Vinson & Hawkins, 1998). Neste sentido, Jacobsen & Encalada (1998), estudando riachos do Equador, verificaram que a distribuição de macroinvertebrados parece ser estocástica na estação chuvosa, provavelmente com pouca influência de fatores bióticos. No presente trabalho foram

registrados picos de chuva (dias com precipitação acima de 35mm) antes ou durante as coletas, o que poderia explicar a ausência de estruturação da fauna de Trichoptera. Flecker & Feifarek (1994), estudando riachos dos Andes, verificaram que quanto menor o número de dias decorridos desde o último pico de precipitação (acima de 25mm) menor era a densidade, indicando o efeito das chuvas sobre a fauna. No presente trabalho, os picos de chuva ocorreram no máximo 10 dias antes da coleta, sendo que muitas vezes ocorreram durante as coletas, portanto o intervalo de tempo foi curto para que as comunidades se recuperassem. Bispo & Oliveira (1998), estudando a fauna de EPT em riachos do Brasil Central, região que apresenta uma alta sazonalidade das chuvas, verificaram que na estação seca a fauna apresentou estruturação espacial, já na estação chuvosa foi observada desorganização da fauna devido aos aumentos de vazão e carreamento de indivíduos em decorrência das fortes chuvas. Ao contrário das regiões de cerrado onde a sazonalidade é bastante clara (período seco e período chuvoso), em várias regiões de Mata Atlântica as chuvas podem ocorrer ao longo de todo o ano, o que pode modificar a fauna em diferentes períodos. É importante salientar que os regimes pluviométricos podem variar de ano para ano.

A frequência e intensidade de distúrbios podem modelar a estrutura da fauna de macroinvertebrados aquáticos. Segundo Lake (2000), eventos de enchentes provocadas por chuvas intensas exercem forças que suspendem sedimentos, reviram o substrato (desde areia até pedras), com abrasão do leito, removem e carregam algas e macrófitas, e deslocam a biota. Entre riachos há uma grande variabilidade nas forças necessárias para movimentar o substrato, portanto, mesmo sob eventos de enchentes semelhantes, diferentes riachos responderão de formas distintas. Jacobsen & Encalada (1998) observaram que a variabilidade entre rios não foi maior do que a variabilidade entre o mesmo rio amostrado nas épocas de seca e chuva no Equador. No Brasil Central, amostras da fauna de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) coletadas em diferentes períodos do ano em um mesmo ponto, não necessariamente apresentaram maior similaridade entre si do que amostras coletadas em pontos diferentes (Bispo *et al.*, 2001; 2007). Nesse sentido, devido à intensidade das chuvas antes ou durante o período de amostragem no presente trabalho, a distribuição de larvas de Trichoptera pode ter sido alterada de maneira que a variabilidade entre riachos não pôde ser detectada.

A fauna de trichoptera não teve relação clara com nenhum dos fatores testados (distância geográfica, escores de integridade ambiental, características físico-químicas, vazão e local). É importante salientar que apesar da vazão e da distância geográfica terem apresentado uma relação significativa com a fauna, a intensidade da relação foi muito baixa. Diniz-Filho *et al.* (1998) verificaram que a heterogeneidade faunística de EPT entre

pontos foi maior durante a estação seca comparada à estação chuvosa, e verificaram diferentes fatores explicativos da estrutura da fauna nas duas estações. Para a estação seca, os principais fatores responsáveis pela estruturação da fauna encontrada foram os níveis de poluição e a intensidade de cobertura vegetal, enquanto que para a estação chuvosa os fatores importantes foram classificação hidrológica (*sensu* Strahler, 1957) e a distância geográfica (marginalmente correlacionado). Esta alternância entre fatores responsáveis pela estrutura da fauna nas duas estações poderia estar associada a diferenças acentuadas nos níveis de água em diferentes épocas. Na estação chuvosa, o aumento nos níveis de água dos riachos decorrente das chuvas tende redistribuir os organismos, produzindo uma homogeneização ambiental relativa, o que pode diminuir as diferenças de hábitat entre riachos de ordens distintas. Portanto, os dados do presente trabalho mostram que nem a variabilidade entre os riachos, nem o fato deste estarem dentro ou fora das unidades de conservação foram importantes determinantes da diferenciação da fauna entre os pontos estudados.

Riqueza e abundância

Diversos estudos registraram a variação da abundância de indivíduos e riqueza de táxons segundo o grau de perturbação antrópica sobre ambientes lóticos (Buss *et al.*, 2002; Roque *et al.* 2003; Hering *et al.*, 2004; Soldner *et al.*, 2004; Azrina *et al.*, 2006). Roque *et al.* (2003) encontraram maior riqueza de táxons associada a riachos em áreas florestadas, por outro lado, áreas degradadas apresentaram menor número de táxons com elevadas abundâncias. Buss *et al.* (2002) verificaram que riachos preservados apresentaram maior riqueza de Trichoptera e a maior abundância foi registrada em pontos medianamente perturbados. Levando em consideração que os riachos fora dos parques estão sujeitos a diferentes tipos de perturbação, é esperado que a riqueza seja menor e a abundância maior nestes locais. Os dados do presente trabalho não corroboram este pressuposto, pois a riqueza de gêneros (observada e padronizada) e a abundância de larvas de Trichoptera não apresentaram diferenças significativas entre riachos dentro e fora das unidades de conservação. Entre as possíveis explicações para a ausência de diferenciação entre riachos dentro e fora dos parques podemos citar a influência de outros fatores como o efeito da hidráulica, morfologia, tamanho do riacho e cobertura vegetal (Hildrew & Townsend, 1987; Vannote *et al.*, 1980; Statzner & Borchard, 1994; Giller & Malmqvist), os quais poderiam mascarar o efeito da ação antrópica. Os riachos amostrados fora das unidades de conservação estavam sujeitos a diferentes tipos e intensidades de ação antrópica, em geral ligadas à agricultura de subsistência, e a maior parte dos riachos

apresentou vegetação ripária pelo menos parcial, o que contribuiu para a redução de efeitos erosivos das margens e para a manutenção da integridade do ambiente aquático. A baixa intensidade de ação antrópica observada, juntamente com os picos de chuvas que ocorreram antes ou durante as coletas também podem ter sido determinantes da ausência de diferenças significativas da abundância e da riqueza de gêneros (observada e padronizada) de larvas de Trichoptera entre riachos dentro e fora das unidades de conservação.

Relação abundância-distribuição

A relação positiva encontrada no presente trabalho entre a distribuição e a abundância relativa de larvas de Trichoptera reflete um conceito freqüente em estudos de macroecologia: táxons abundantes em um local tendem a ter uma distribuição ampla, enquanto táxons raros tendem a apresentar uma distribuição restrita (He & Legendre, 1996; Gaston *et al.*, 1998; Hartley, 1998; Gaston, 1999; He & Gaston, 2000a; 2000b). Evidências empíricas confirmando a relação positiva entre abundância e a distribuição para diversos grupos de organismos levantaram discussões sobre as possíveis causas por trás deste padrão (Gaston *et al.*, 1998; Hartley, 1998). Gaston (1999) enumerou alguns mecanismos “biológicos” que poderiam explicar esta relação, entre os quais a agregação, a localização na área de ocorrência, a largura de nicho, a disponibilidade de recursos, a seleção de hábitat, a dinâmica metapopulacional e as taxas diferenciais de sobrevivência. Estes mecanismos não se excluem mutuamente, alguns podem simplesmente representar desdobramentos de outros mecanismos, constituindo explicações em outro nível (Gaston, 1999). Foi sugerido que a relação positiva entre abundância e distribuição também poderia ser resultado de efeitos de amostragem em populações de distribuição agregada (Hartley, 1998), como opinião contrária ver Warren & Gaston (1997). Holt *et al.* (2002) demonstraram por meio de experimentos que as interações bióticas levam a uma relação abundância-distribuição melhor definida do que em comunidades sem interações. Se por um lado a relação positiva entre abundância e distribuição já foi comprovada, por outro ainda não há um consenso sobre os principais mecanismos responsáveis por esta relação, o certo é que diferentes mecanismos poderiam levar a um mesmo resultado. Para a região Neotropical esta relação já foi registrada para larvas de Trichoptera em riachos de cerrado do Centro-Oeste do Brasil, e tal relação poderia estar sujeita ao regime pluviométrico, já que a mesma não foi significativa quando ocorreram chuvas no período de coletas, ocasião em que a instabilidade hidrológica provocou aleatorização espacial de táxons tornando a distribuição independente da abundância (Shvartz *et al.* 2005). Os dados do presente

estudo mostram que houve relação positiva significativa entre a abundância relativa de larvas de Trichoptera e a distribuição em riachos de Mata Atlântica do sul do Estado de São Paulo, apesar das fortes chuvas registradas no período de coletas, que poderiam atuar como fator desestruturador dessa relação.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo 04/09711-8). Elisa Yokoyama agradece o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado concedida.

Referências

- ANGRISANO, E. B. & KOROB, P. G. 2001. Trichoptera. p. 55-92. *In*: FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. (Eds.) Guía para la determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo, Editorial Universitaria de Tucumán, Tucumán, Argentina. X + 282 p.
- AZRINA, M. Z.; YAP, C. K.; ISMAIL, A. R.; ISMAIL, A. & TAN, S. G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. Ecotoxicology and Environmental Safety 64: 337-347.
- BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & SOARES, L. H. J. 1998. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. p. 191-207. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, Oecol. Bras. Vol. V.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás. p. 175-189. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L. (Eds.) Ecologia de Insetos Aquáticos. Rio de Janeiro, Oecol. Bras. Vol. V.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and Structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 24(2): 283-293.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L. & SILVA, M. M. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. Acta Limnol. Bras. 13(2): 1-9.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M. & SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. Braz. J. Biol. 66(2B): 611-622.
- BOYERO, L. & BAILEY, R. C. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. Hydrobiologia 464: 219-225.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. & DORVILLÉ, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. Hydrobiologia 481: 125-136.

- CALLISTO, M.; GONÇALVES, J. F. & MORENO, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. *In: Goulart, E. M. A. (Eds.). Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*, 555-567.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth, Plymouth Marine Laboratory. 144p.
- CUMMINS, K. W. & KLUG, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. Annu. Rev. Ecol. Syst. **10**: 147-172.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. 1996. Assessing the relationship between multivariate community structure and environmental variables. Marine Ecology Progress Series **143**: 303-306.
- DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G. & SILVA, M. M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "Cerrado" streams from central Brazil using multiple Mantel test. Revista Brasileira de Biologia **58(2)**: 223-231.
- FLECKER, A. S. & FEIFAREK, B. 1994. Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. Freshwater Biology **31**: 131-142.
- FLINT, O. S. 1982. Trichoptera of the Area Platense. Biologia Aquatica **2/213(2)**: 1-70.
- GASTON, K. J. 1999. Implications of interspecific and intraspecific abundance-occupancy relationships. Oikos **86**: 195-207.
- GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M. & LAWTON, J. H. 1998. Aggregation and interspecific abundance-occupancy relationships. Journal of Animal Ecology **67**: 995-999.
- GAUCH, H. G. Jr. 1995. Multivariate Analysis in Community Ecology. Cambridge, Cambridge University Press. VIII+298p.
- GILLER P. S. & MALMQVIST, B. 1998. The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitat, Oxford, Oxford University Press. VIII + 296.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista FAPAM **2(2)**: 153-164.
- HARTLEY, S. 1998. A positive relationship between local abundance and regional occupancy is almost inevitable (but not all positive relationships are the same). Journal of Animal Ecology **67**: 992-994.
- HE, F. & GASTON, K. J. 2000a. Occupancy-abundance relationships and sampling scales. Ecography **23**: 503-511.
- HE, F. & GASTON, K. J. 2000b. Estimating species abundance from occurrence. The American Naturalist **156(5)**: 553-559.
- HE, F. & LEGENDRE, P. 1996. On species-area relations. The American Naturalist **148(4)**: 719-737.

- HERING, D.; MEIER, C.; RAWER-JOST, C.; FELD, C. K.; BISS, R.; ZENKER, A.; SUNDERMANN, A.; LOHSE, S. & BÖHMER, J. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. Limnologica 34: 398-415.
- HILDREW, A.G. & TOWNSEND, C. R. 1987: Organization in Freshwater Benthic Communities. p. 347-371. *In*: GEE, J. H. R. & GILLER, P. S. (Eds). Organization of communities: Past and Present, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- HOLT, A. R.; WARREN, P. H. & GASTON, K. J. 2002. The importance of biotic interactions in abundance-occupancy relationships. Journal of Animal Ecology 71: 846-854.
- HORN, H. S. 1966. Measurement of 'overlap' in comparative ecological studies. American Naturalist 100: 419-424.
- HYNES, H. B. N. 1970. The ecology of stream insects. Annu. Rev. Entomol. 15: 25-42.
- JACOBSEN, D. & ENCALADA, A. 1998. The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams in the wet and dry season. Arch. Hydrobiol. 142(1): 53-70.
- JACOBSEN, D. 2005. Temporally variable macroinvertebrate-stone relationships in streams. Hydrobiologia 544: 201-214.
- KARR, J. R. 2005. Sustaining living systems: challenge for the twenty-first century. 15th Meeting of the Italian Society of Ecology.
- KJER, K. M.; BLAHNIK, R. J. & HOLZENTHAL, R. W. 2001. Phylogeny of caddisflies (Insecta, Trichoptera). Zoologica Scripta 31(1): 83-91.
- KREBS, C. J. 1999. Ecological Methodology. 2nd Edition. N. York, Harper & Row. XII+620p.
- LAKE, P. S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. J. North American Benthological Society 19: 573-592.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling, 20; New York, Elsevier. XV + 853p.
- MACKAY, R. J. & WIGGINS, G.B. 1979. Ecological Diversity in Trichoptera. Ann. Rev. Entomol. 24: 185-208.
- MALMQVIST, B. & RUNDLE, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environmental Conservation 29(2): 134-153.
- MANLY, B. F. G. 1997. Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology. 2nd edition. London, Chapman & Hall/CRC. XIX + 399p.
- MCCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.0, MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. 3rd Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. XIII+862p.

- PES, A. M.; HAMADA, N. & NESSIMIAN, J. L. 2005. Chaves de Identificação de Larvas para Famílias e Gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. Revista Brasileira de Entomologia 49(2): 181-204.
- PETERSEN, R. C. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for Small Streams in the Agricultural Landscape. Freshwater Biology 27: 295-306.
- RODRIGUES, F. M.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BATAUS, L. A. M. & BASTOS, R. P. 2002. Hypothesis testing of genetic similarity based on RAPD data using mantel tests and model matrices. Genetics and Molecular Biology 25(4): 435-439.
- ROHLF, F. J. 2000. NTSYS 2.1: Numerical Taxonomic and Multivariate Analysis System. N. York, Exeter Software.
- ROMESBURG, H. C. 1984. Cluster Analysis for Researchers. Malabar, Robert E. Krieger Publishing Company. XV + 334p.
- ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R. C. & FOGO, J. C. 2003. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. Journal of Insect Conservation 7: 63-72.
- SHUBINA, V. N. 2006. Caddis flies (Trichoptera) in the benthos and food of fish from streams of the Pechora-Ilych State Biosphere Reserve, the Northern Urals. Russian Journal of Ecology 37(5): 352-358.
- SHUVARTZ, M.; OLIVEIRA, L. G.; DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. 2005. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás). Acta Scientiarum. Biological Sciences 27(1): 51-55.
- SOLDNER, M.; STEPHEN, I.; RAMOS, L.; ANGUS, R.; WELLS, N. C.; GROSSO, A. & CRANE, M. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. Water Research 38: 863-874.
- SOUSA, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 15: 353-391.
- STATZNER, B. & BORCHARDT, D. 1994: Longitudinal Patterns and Process Along Streams: Modelling Ecological Responses to Physical Gradients. p. 113-140. In: Giller, P. S.; HILDREW, A. G. & RAFFAELLI, D. G. (Eds). Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process. Oxford, British Ecological Society and Blackwell Science.
- STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Amer. Geophys. Unio Trans. 33: 913-920.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. L.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

-
- VINSON, M. R. & HAWKINS, C. P. 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales. Annu. Rev. Entomol. **43**: 271-293.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem. Annu. Rev. Entomol. **41**: 115-139.
- WARREN, P. H. & GASTON, K. J. 1997. Interspecific abundance-occupancy relationships: a test of mechanisms using microcosms. Journal of Animal Ecology **66**: 730-742.
- WIGGINS, G. B. 1998. Larvae of the North America Caddisfly Genera (Trichoptera). 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p.
- WOLDA, H. 1981. Similarity indices, sample and diversity. Oecologia **50**: 296-302.

Tabelas e figuras

Tabela 1. Caracterização dos pontos de coleta do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo. Pontos com " * " foram amostrados em julho de 2007, e demais pontos em setembro de 2006. Escores relativos ao protocolo de avaliação de integridade ambiental. D (dentro da unidade de conservação); F (fora da unidade de conservação); Vel. (velocidade média); pH (potencial hidrogeniônico); Cond. (condutividade elétrica); OD (oxigênio dissolvido); T (temperatura).

	<i>Local</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>	<i>Vel.</i> (m/s)	<i>Vazão</i> (m ³ /s)	<i>pH</i>	<i>Cond</i> (μ S/cm)	<i>OD</i> (mg/l)	<i>T</i> (°C)	<i>Escores</i>
P1	D	24°18'24"	48°24'52"	0,605	0,4901	7,73	0,122	10,11	14,3	51
P2	D	24°18'23"	48°24'49"	0,404	0,5292	6,8	0,03	10,01	15,3	51
P3	D	24°18'25"	48°24'45"	0,555	0,0722	7,03	0,044	9,55	14,6	51
P4	D	24°16'13"	48°27'09"	0,300	0,0282	7,05	0,108	9,85	12,8	51
P1*	D	24°13'55"	48°24'59"	0,624	0,7259	7,48	0,122	10,41	14,4	46
P2*	D	24°12'02"	48°25'06"	0,793	0,5816	6,45	0,022	10,5	14,1	37
P3*	D	24°13'54"	48°20'57"	0,463	0,0771	7,03	0,044	9,55	14,6	42
P4*	D	24°11'21"	48°21'15"	0,538	0,2126	6,62	0,036	9,97	14,1	40
P5	F	24°12'57"	48°21'29"	0,301	0,0813	7,31	0,173	9,26	11,2	38
P6	F	24°03'50"	47°59'58"	0,637	0,2803	7,37	0,109	10,29	11,06	41
P7	F	24°02'11"	48°02'05"	0,821	0,4926	6,95	0,044	10,86	11,5	39
P8	F	24°03'02"	48°01'50"	0,776	0,0326	7,05	0,067	10,45	12,01	38
P9	F	24°03'00"	48°02'57"	0,544	1,3056	6,66	0,36	10,91	12	33
P10	D	24°08'18"	47°59'46"	0,368	0,9642	6,6	0,018	9,85	15,4	50
P11	F	24°12'21"	47°57'00"	0,724	1,4552	6,24	0,02	10,26	16,6	50
P12	F	24°11'45"	47°55'35"	0,332	0,2457	6,4	0,019	10,1	14,5	50
P13	F	24°10'15"	47°51'08"	0,702	0,0351	6,3	0,015	9,5	16,1	43
P14	D	24°32'02"	48°42'06"	0,385	0,1502	6,45	0,027	10,51	18,8	50
P15	D	24°31'27"	48°42'31"	0,29	0,2160	6,7	0,018	10,65	18	50
P16	D	24°31'58"	48°42'14"	0,698	0,3699	6,62	0,024	10,48	19,1	50
P17	F	24°34'09"	48°39'36"	0,715	3,7180	6,52	0,027	10,37	20,4	44
P18	D	24°32'55"	48°40'57"	0,243	0,0851	7,9	0,16	10,35	17,7	37
P19	D	24°32'44"	48°40'51"	0,265	0,0625	7,5	0,129	10,22	19,1	38
P20	D	24°36'13"	48°36'42"	0,55	1,2100	7,62	0,127	10,18	19,2	43
P21	F	24°36'23"	48°37'59"	0,529	0,0598	6,1	0,016	9,78	19,8	43
P22	F	24°33'33"	48°35'16"	1,217	2,4583	7,8	0,13	10,14	20,8	38
P23	F	24°37'58"	48°33'46"	0,183	0,0093	7,39	0,104	10,3	17,7	40
P24	F	24°34'00"	48°35'12"	0,587	1,8491	7,83	0,128	11,04	19,6	28
P25	F	24°18'22"	48°24'53"	0,363	0,1452	7,87	0,19	10,14	20,6	51
P26*	F	24°18'23"	48°24'48"	0,396	0,1522	5,85	0,035	9,74	16,8	51
P27*	F	24°15'18"	48°24'49"	0,62	0,2841	6,49	0,039	10,31	14,3	51
P28*	F	24°16'21"	48°27'16"	0,18	0,3307	7,71	0,079	11,3	16,9	51
P29*	F	24°14'43"	48°27'47"	0,144	2,2493	6,08	0,017	10,59	11,4	40
P30*	F	24°06'46"	48°18'57"	0,663	1,2813	6,35	0,027	11,35	11,4	33
P31*	D	24°16'58"	48°24'52"	0,291	0,0454	7,7	0,135	11,58	11,8	51
P32*	F	24°00'14"	48°00'37"	0,634	0,5273	6,02	0,02	11,06	11,3	36
P33*	F	23°58'43"	47°58'53"	0,215	0,0248	6,47	0,029	10,66	11,8	35

Tabela 2. Composição, número de indivíduos e abundância relativa (%) da comunidade de larvas de Trichoptera coletadas em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007.

Táxons	Total	%
Anomalopsychidae		
1. <i>Contulma</i> Flint, 1969	4	0,06
Calamoceratidae		
2. <i>Phylloicus</i> Muller, 1880	19	0,29
Ecnomidae		
3. <i>Austrocinodes</i> Schmid, 1955	20	0,31
Glossosomatidae		
4. <i>Itauara</i> Muller, 1888	1636	25,03
Helicopsychidae		
5. <i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856	1058	16,19
Hydrobiosidae		
6. <i>Atopsyche</i> Banks, 1905	42	0,64
Hydropsychidae		
7. <i>Blepharopus</i> Kolenati, 1859	32	0,49
8. <i>Leptonema</i> Guérin, 1843	223	3,41
9. <i>Macronema</i> Pictet, 1836	1	0,02
10. <i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	1504	23,01
Hydroptilidae		
11. Hydroptilidae 1	190	2,91
12. Hydroptilidae 2	24	0,37
13. <i>Hydroptila</i> Dalman, 1819	87	1,33
14. <i>Leucotrichia</i> Mosely, 1934	149	2,28
15. <i>Neotrichia</i> Morton, 1905	13	0,20
16. <i>Ochrotrichia</i> Mosely, 1934	3	0,05
17. <i>Oxyethira</i> Eaton, 1873	1	0,02
18. <i>Zumatrichia</i> Mosely, 1937	245	3,75
Leptoceridae		
19. <i>Aff. Brachysetodes</i> Schmid, 1955	1	0,02
20. <i>Grumichella</i> Muller, 1879	1033	15,81
21. <i>Nectopsyche</i> Muller, 1879	48	0,73
22. <i>Oecetis</i> Mosely, 1936	2	0,03
23. <i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	19	0,29
Odontoceridae		
24. <i>Marilia</i> Muller, 1880	27	0,41
Philopotamidae		
25. <i>Chimarra</i> Stephens, 1829	92	1,41
26. <i>Wormaldia</i> McLachlan, 1865	3	0,05
Polycentropodidae	14	
27. <i>Cernotina</i> Ross, 1938		0,21
28. Polycentropodidae A	5	0,08
29. <i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905	34	0,52
Xiphocentronidae		
30. <i>Xiphocentron</i> Brauer, 1870	6	0,09
Total	6535	100,00

Tabela 3. Testes de Mantel entre a matriz de similaridade (Morisita-Horn) entre pontos e matrizes de distância euclidiana, de distância geográfica, de distância entre escores de integridade física, variáveis físico-químicas da água, da vazão isoladamente e da localização (dentro ou fora das unidades de conservação), Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007 (5000 permutações).

	<i>Distância geográfica</i>	<i>Integridade ambiental</i>	<i>Variáveis ambientais</i>	<i>Vazão</i>	<i>Local</i>
r	-0,1877	-0,0491	0,0707	0,1623	-0,0357
p	0,01	0,23	0,24	0,02	0,15

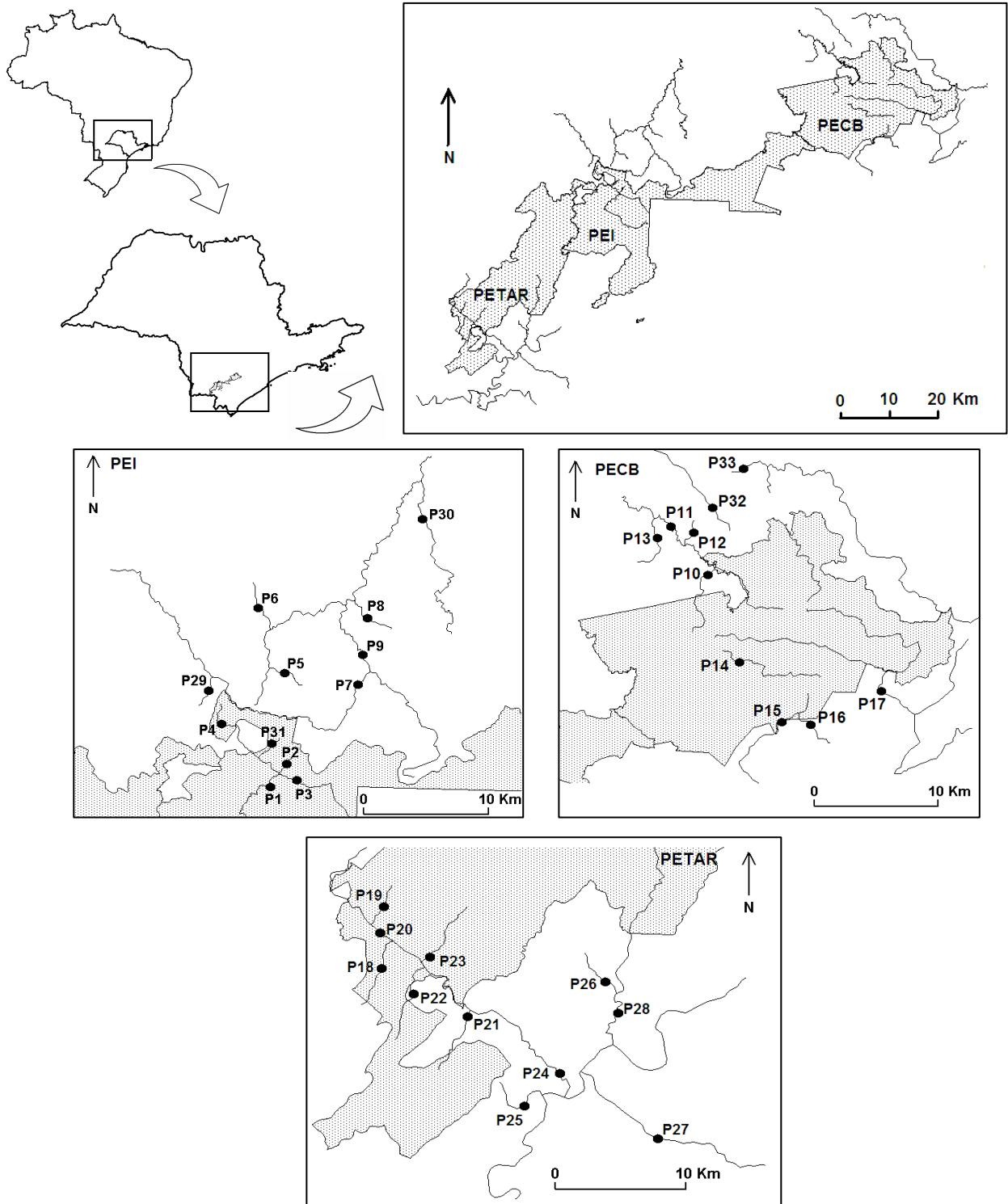


Figura 1. Mapa mostrando a localização dos pontos de coleta no Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo. PEI (Parque Estadual Intervales); PECB (Parque Estadual Carlos Botelho); PETAR (Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira).

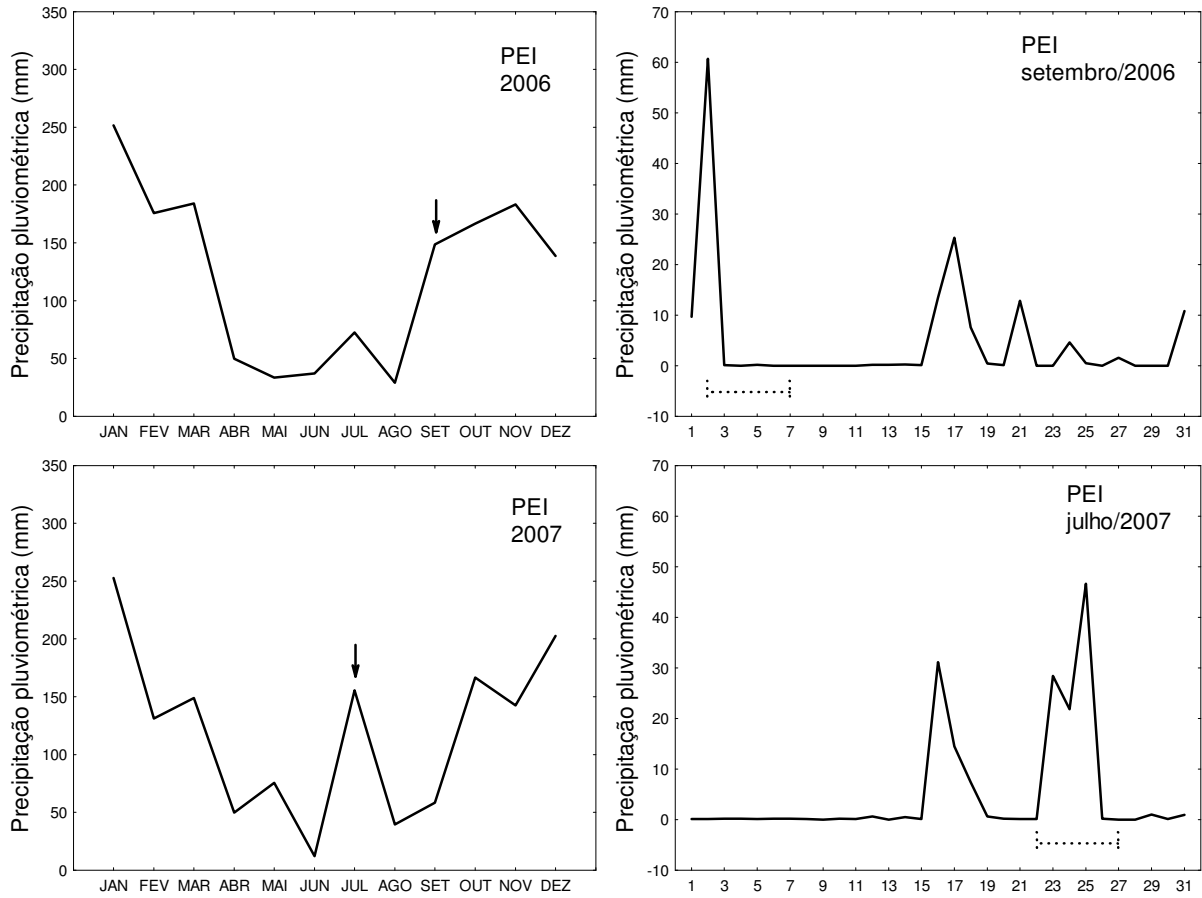


Figura 2. Dados referentes à precipitação mensal nos anos de 2006 e 2007 e precipitação diária para os meses de setembro de 2006 e julho de 2007, no Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. As setas indicam o mês de coleta, e o traço pontilhado indica o período de coleta no parque.

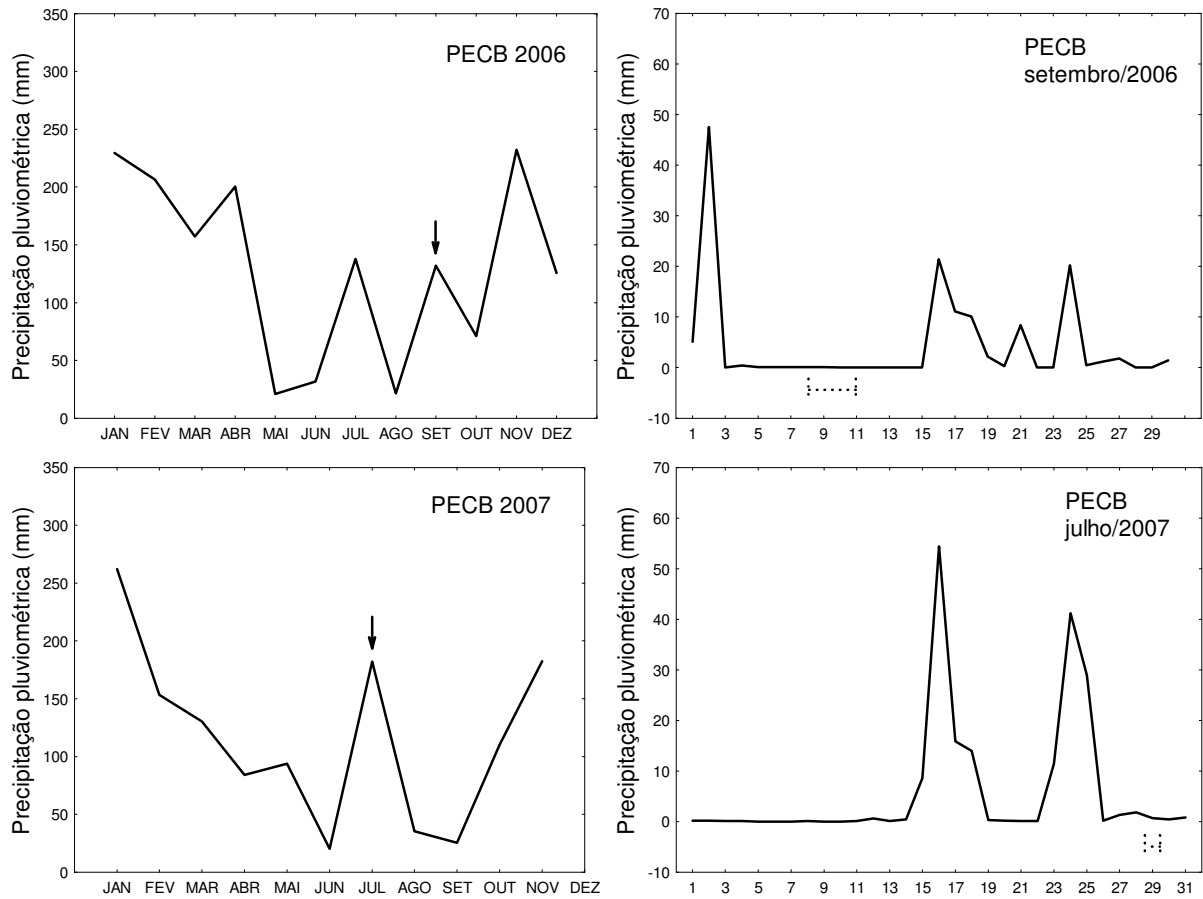


Figura 3. Dados referentes à precipitação mensal nos anos de 2006 e 2007 e precipitação diária para os meses de setembro de 2006 e julho de 2007, no Parque Estadual Carlos Botelho, Estado de São Paulo. As setas indicam o mês de coleta, e o traço pontilhado indica o período de coleta no parque.

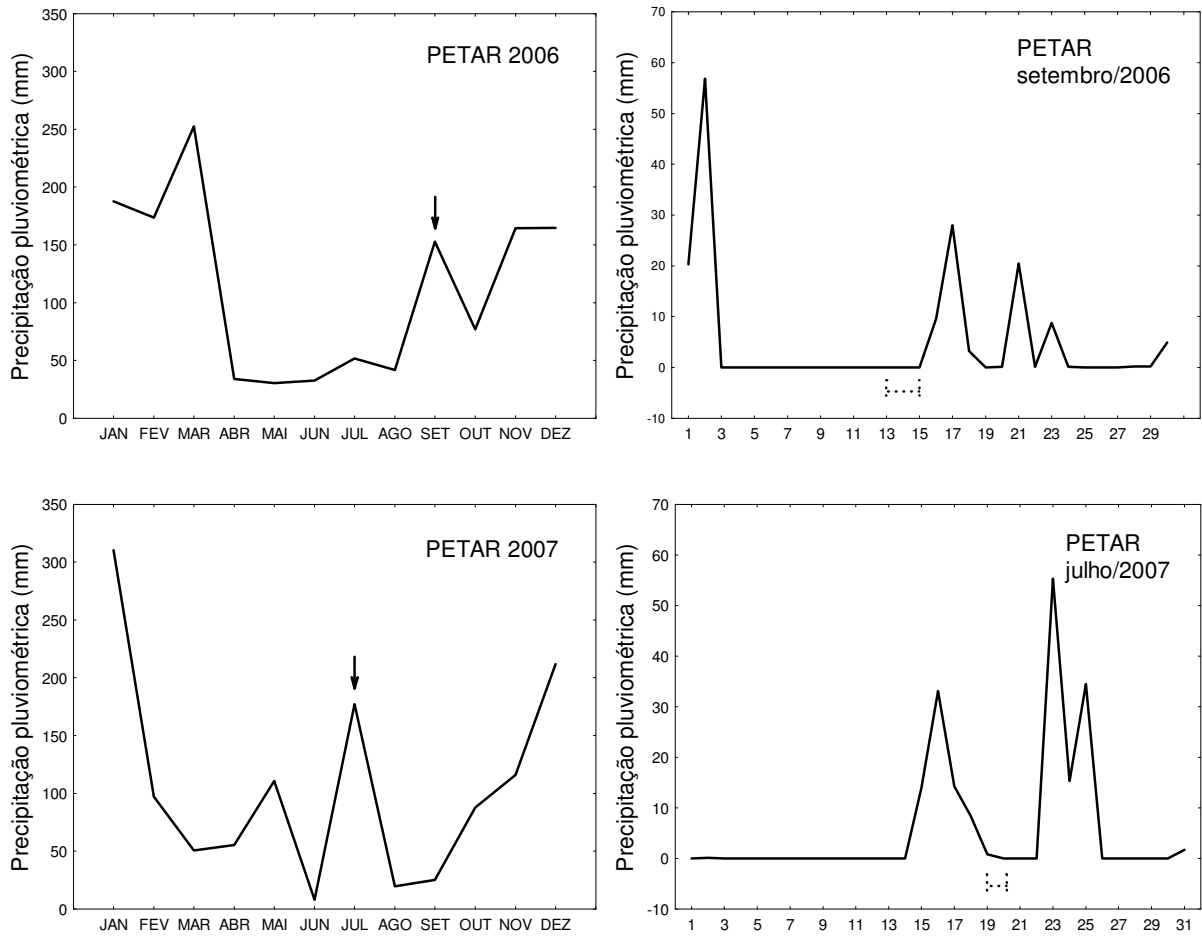


Figura 4. Dados referentes à precipitação mensal nos anos de 2006 e 2007 e precipitação diária para os meses de setembro de 2006 e julho de 2007, no Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira, Estado de São Paulo. As setas indicam o mês de coleta, e o traço pontilhado indica o período de coleta no parque.

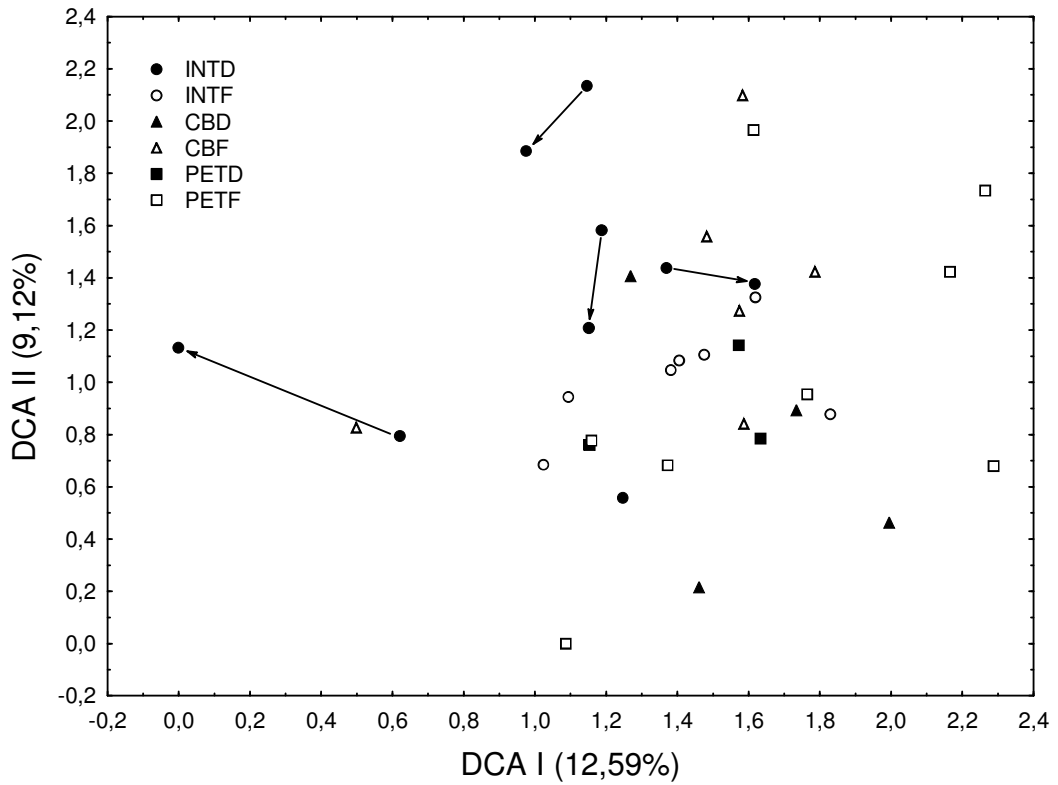


Figura 5. Ordenação dos riachos amostrados nos parques estaduais PEI, PECB, PETAR e entornos, sul do Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007, obtida através de Análise de Correspondência Destendenciada. INT (região do Parque Estadual Intervales); CB (região do Parque Estadual Carlos Botelho); PET (região do Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira); D (dentro da unidade de conservação); F (fora da unidade de conservação). Setas ligam os pares de pontos amostrados nas duas coletas, partindo da amostra de 2006 para a amostra de 2007.

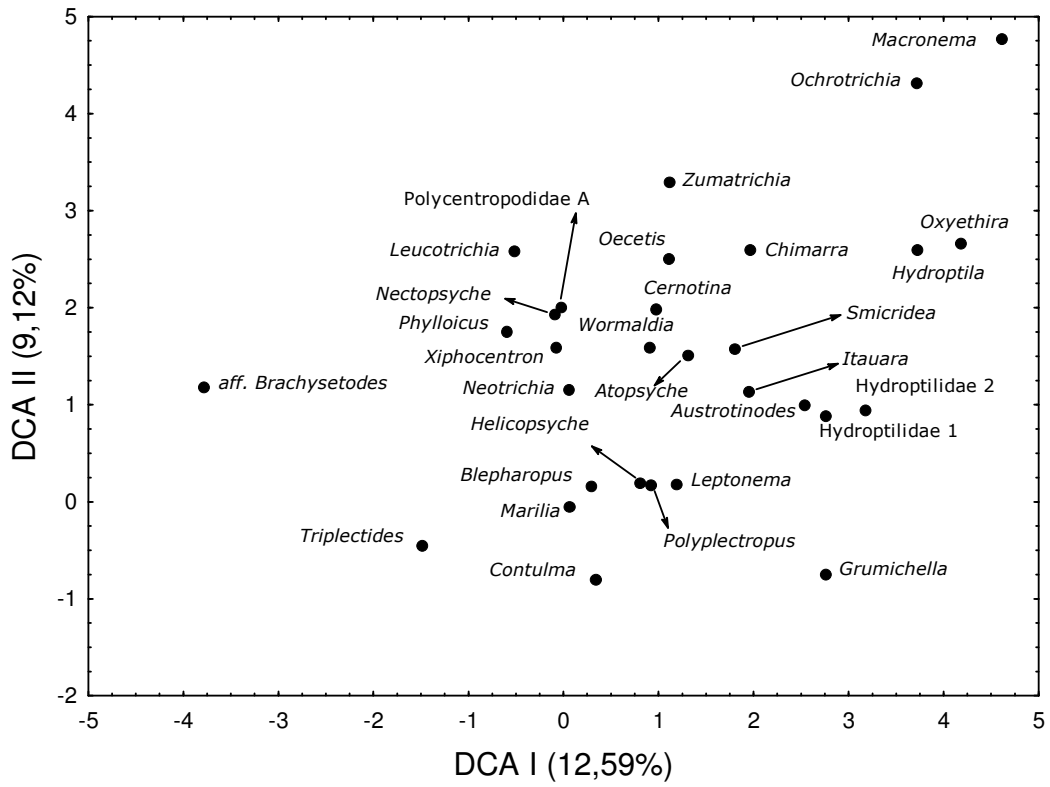


Figura 6. Ordenação dos gêneros de imaturos de Trichoptera coletados em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007, obtida através de Análise de Correspondência Destendenciada.

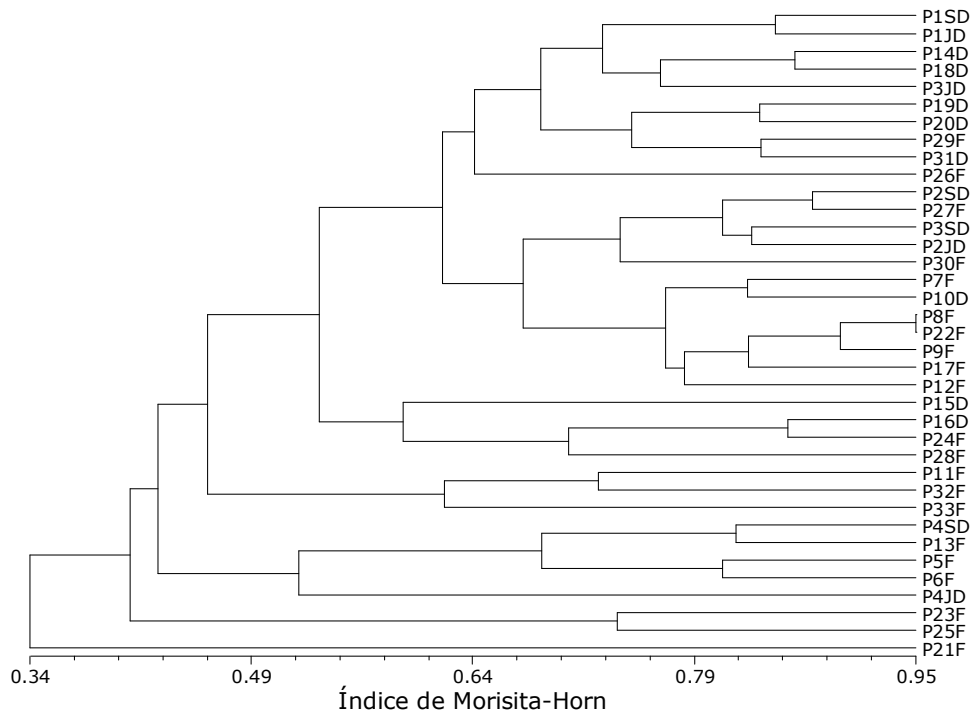


Figura 7. Dendrograma obtido pela UPGMA representando a similaridade (Morisita-Horn) entre a fauna de larvas de Trichoptera coletadas em setembro de 2006 e julho de 2007 em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo. Índice de Correlação Cofenética (0,68).

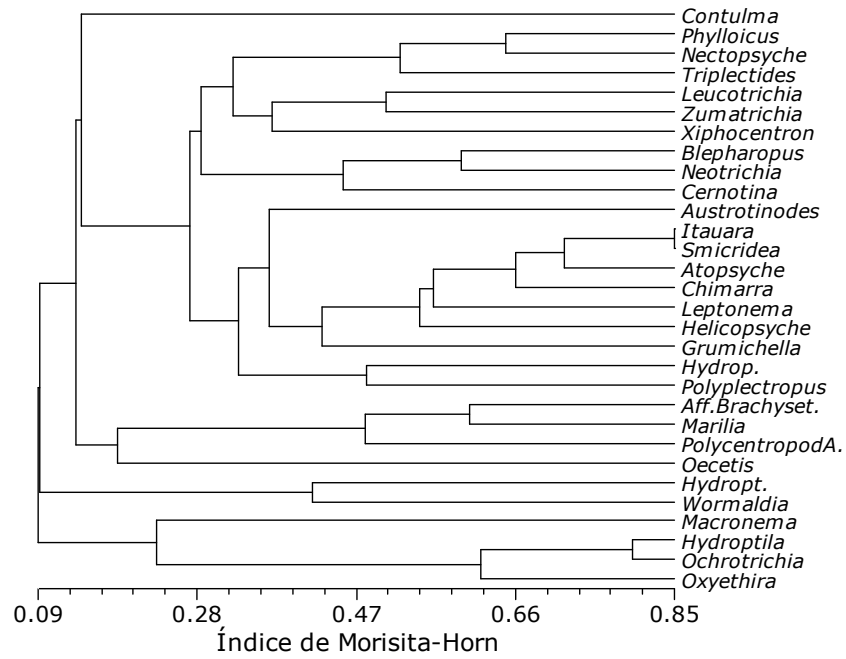


Figura 8. Dendrograma obtido por UPGMA representando a similaridade de distribuição entre gêneros de larvas de Trichoptera coletados em setembro de 2006 e julho de 2007 em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo. Índice de Correlação Cofenética (0,77). *Hydrop.* (Hydroptilidae 1); *Hydropt.* (Hydroptilidae 2); *PolycentropodA.* (Polycentropodidae A).

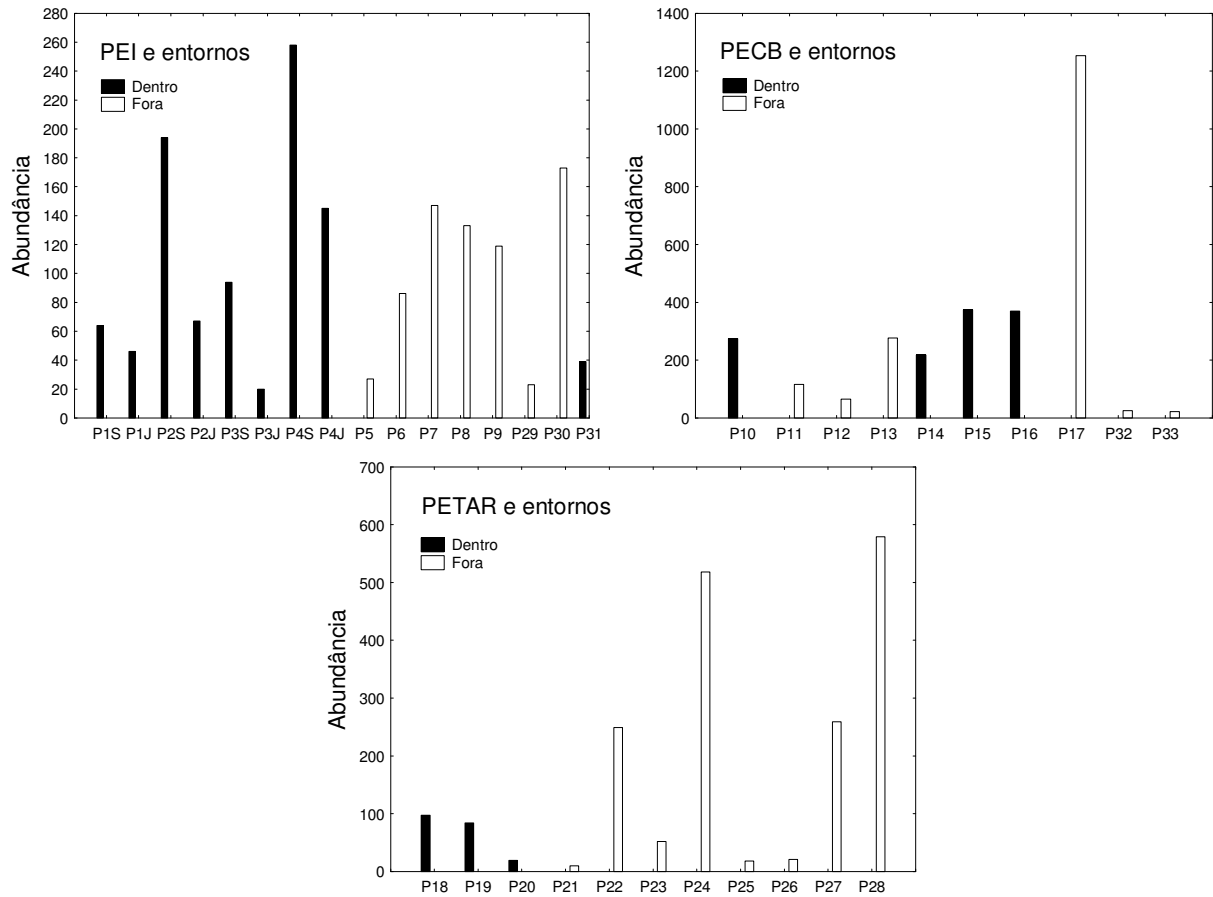


Figura 9. Abundância de larvas de Trichoptera coletadas em setembro de 2006 e julho de 2007 em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo. PEI (Parque Estadual Intervales); PECB (Parque Estadual Carlos Botelho); PETAR (Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira).

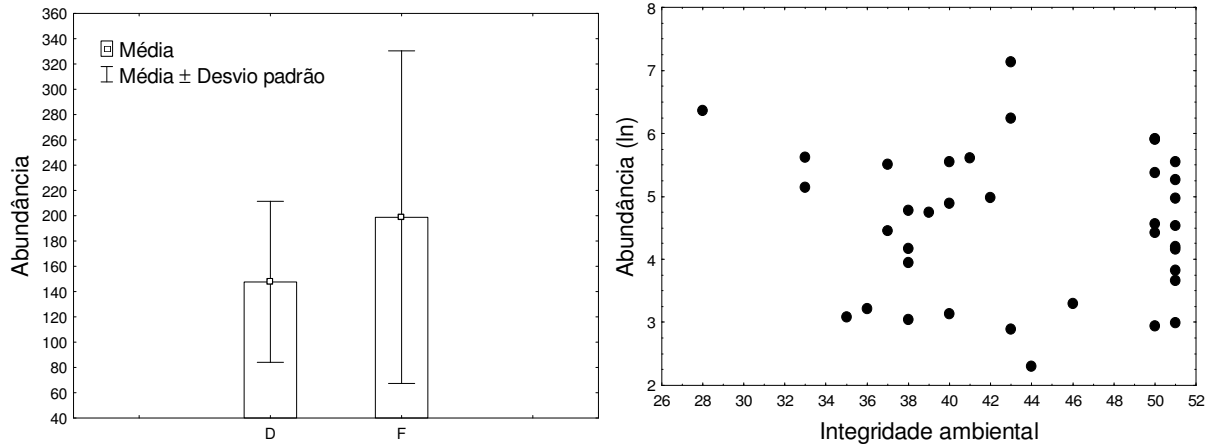


Figura 10. Abundância de Trichoptera em riachos dentro e fora dos parques e gráfico de dispersão de abundância de larvas de Trichoptera segundo escores de integridade ambiental dos pontos de coleta do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007.

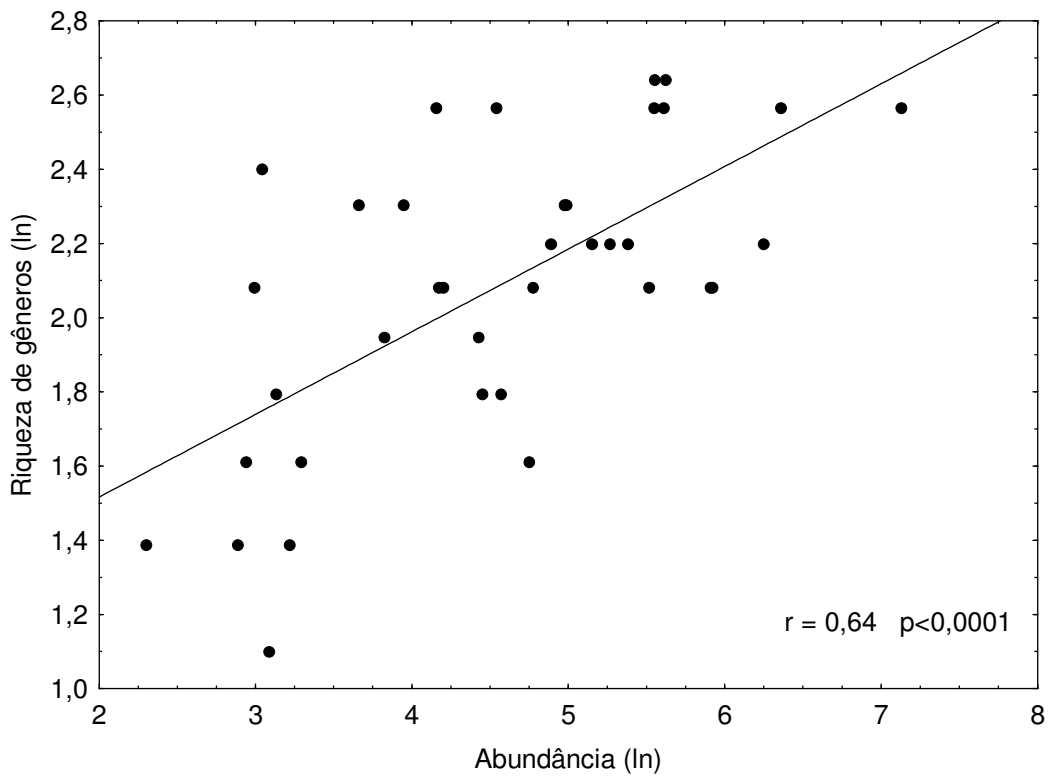


Figura 11. Relação entre a abundância e a riqueza de gêneros de larvas de Trichoptera em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007.

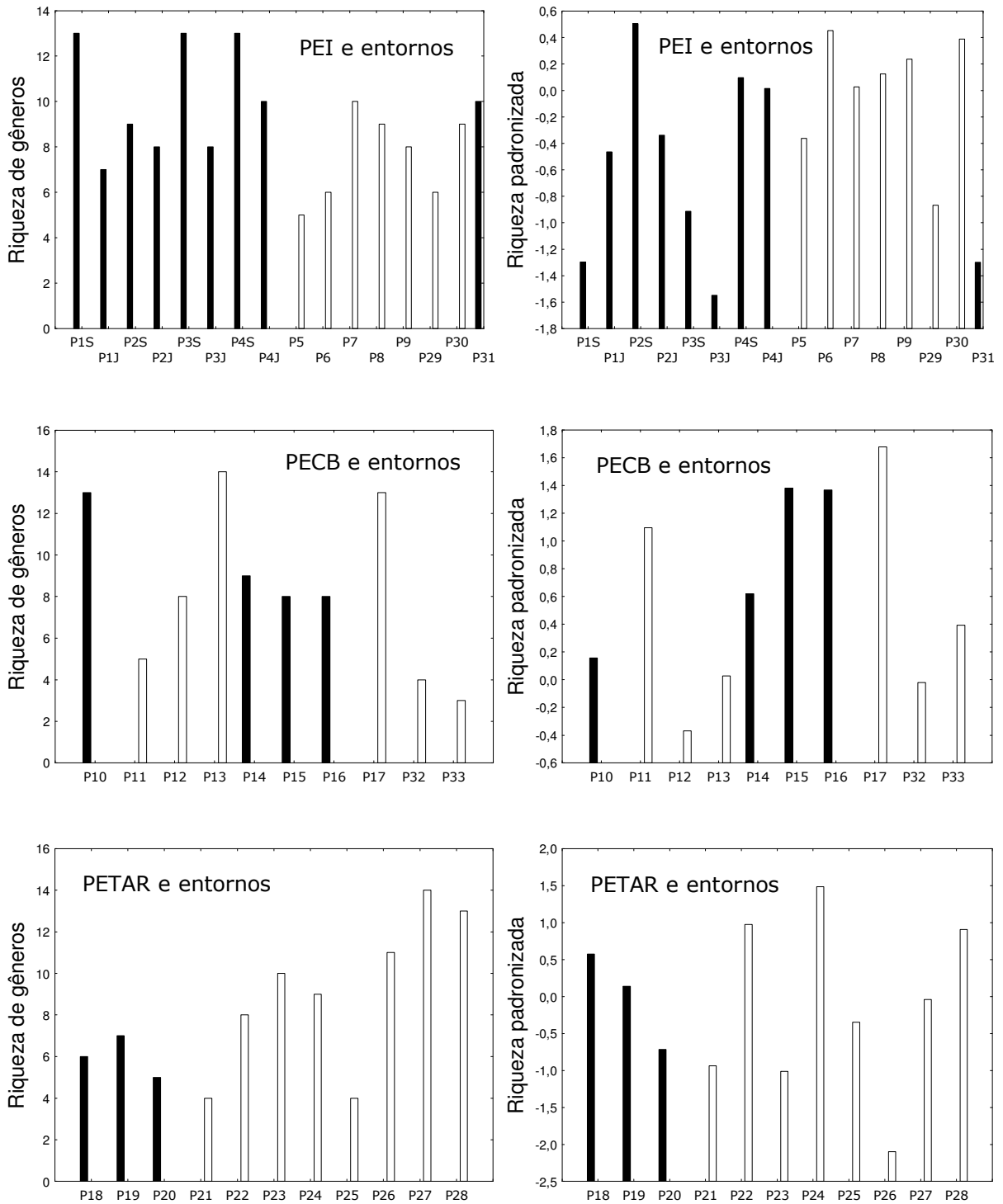


Figura 12. Riqueza de gêneros e riqueza padronizada (resíduos) da fauna de imaturos de Trichoptera nos pontos de coleta amostrados dentro e fora dos parques estaduais em setembro de 2006 e julho de 2007, Estado de São Paulo. Barras cheias = pontos dentro dos parques; barras vazias = pontos fora dos parques. Legenda: PEI (Parque Estadual Intervales); PECB (Parque Estadual Carlos Botelho); PETAR (Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira).

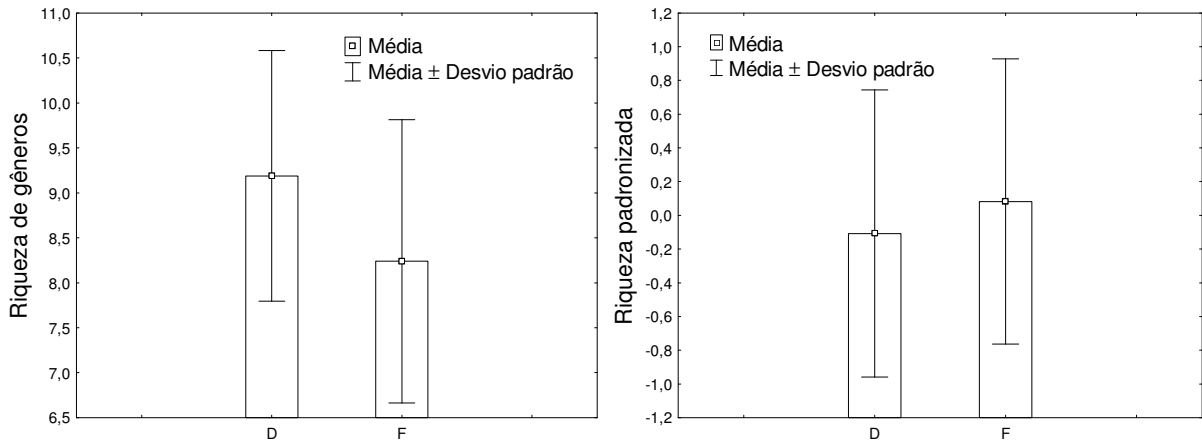


Figura 13. Riqueza de gêneros e riqueza padronizada (resíduos) de imaturos de Trichoptera em riachos dentro e fora do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007.

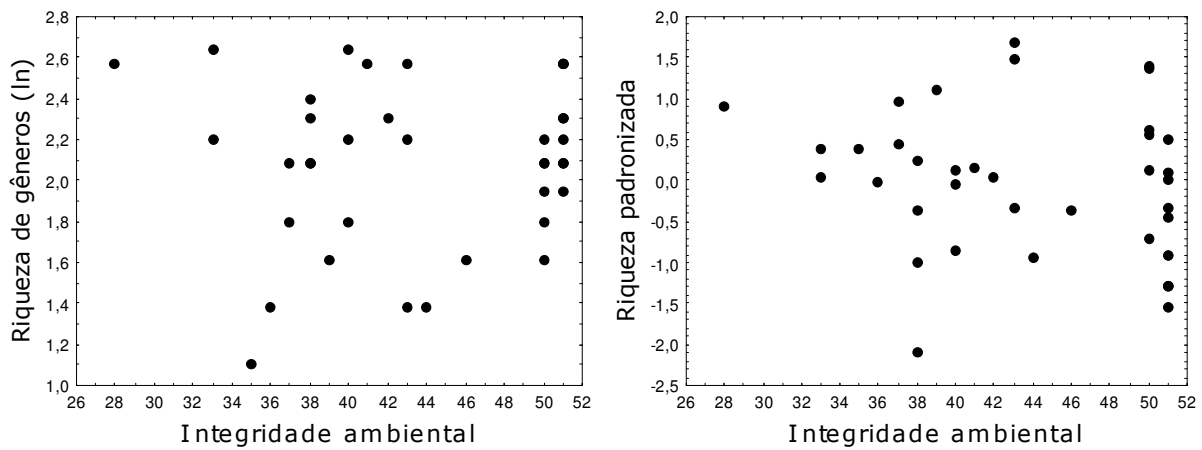


Figura 14. Relação entre escores de integridade ambiental e riqueza de gêneros e riqueza padronizada (resíduos) de imaturos de Trichoptera de riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007.

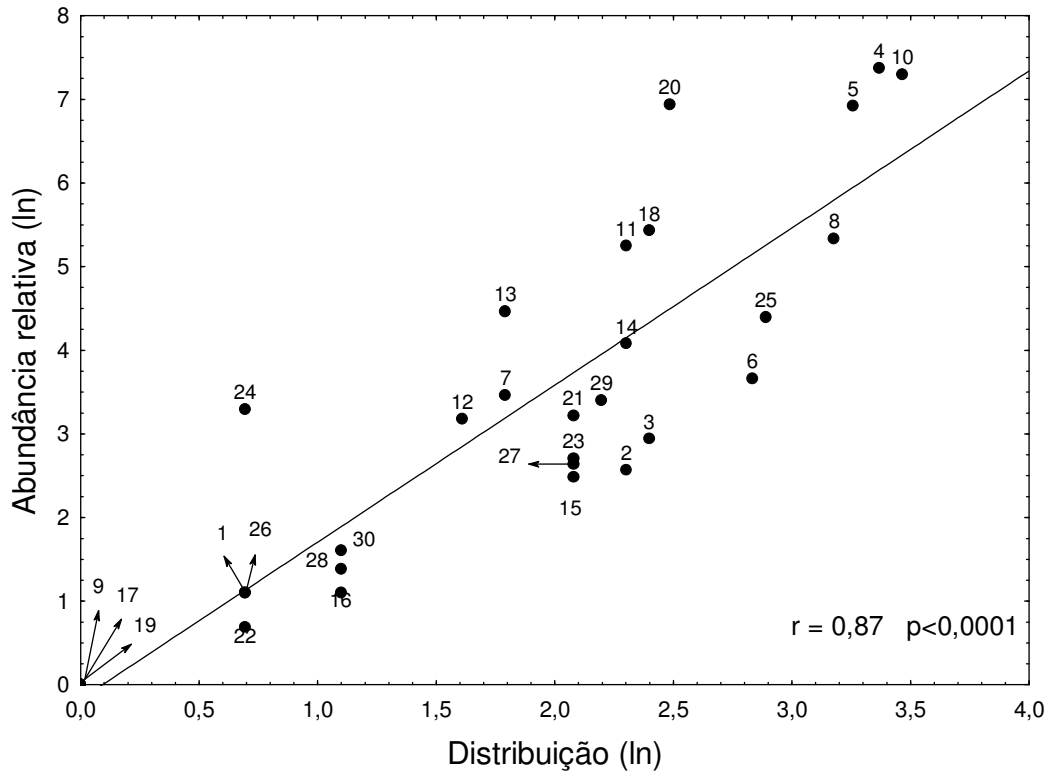


Figura 15. Relação entre a abundância relativa e a distribuição de gêneros de Trichoptera em riachos do Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos, Estado de São Paulo, em setembro de 2006 e julho de 2007. Números correspondem aos táxons apresentados na Tabela 2.

Anexo I

Protocolo de avaliação física de riachos para obtenção dos escores de integridade ambiental dos pontos de coleta no Parque Estadual Intervales, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Turístico do Alto do Ribeira e entornos.

- 1) Padrão de uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha
 1. cultivos agrícolas de ciclo curto
 2. pasto
 3. cultivos agrícolas de ciclo longo
 4. vegetação com espécies pioneiras
 5. floresta ombrófila íntegra
- 2) Largura da mata ciliar
 1. vegetação arbustiva e ciliar ausente
 2. mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva
 3. mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura
 4. mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura
 5. mata ciliar bem definida com mais de 30 m de largura
 6. continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente
- 3) Estado de preservação da mata ciliar
 1. cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento
 2. quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos
 3. quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m
 4. mata ciliar intacta sem quebras de continuidade
- 4) Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m
 1. vegetação constituída de grama e poucos arbustos
 2. mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos
 3. espécies pioneiras mescladas com árvores maduras
 4. mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas
- 5) Dispositivos de retenção
 1. canal livre com poucos dispositivos de retenção
 2. dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo
 3. rochas e/ou troncos presentes, mas preenchidos com sedimento
 4. canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local
- 6) Sedimentos no canal
 1. canal dividido em tranças ou rio canalizado
 2. barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns
 3. algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte
 4. pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento

-
- 7) Estrutura do barranco do rio
 1. barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável
 2. barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos
 3. barranco firme, coberto por grama e arbustos
 4. barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes

 - 8) Escavação sob o barranco
 1. escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos
 2. escavações freqüentes
 3. escavações apenas nas curvas e constrições
 4. pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes

 - 9) Leito do rio
 1. fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente
 2. fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis
 3. fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte
 4. fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio

 - 10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros
 1. meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado
 2. longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes
 3. espaçamento irregular
 4. distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio

 - 11) Vegetação aquática
 1. algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam no canal
 2. emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos
 3. emaranhados de algas, algumas plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem
 4. quando presente consiste de musgos e manchas de algas

 - 12) Detritos
 1. sedimento fino anaeróbico, nenhum detrito bruto
 2. nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento
 3. pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento
 4. principalmente folhas e material lenhoso com sedimento
 5. principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)