

**TRICHOPTERA (INSECTA) DA BACIA DO RIO PINDAÍBA -
MT: BASES PARA ANÁLISE DA INTEGRIDADE
AMBIENTAL**

LILIAN REBECCA PEREIRA

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

LILIAN REBECCA PEREIRA

**TRICHOPTERA (INSECTA) DA BACIA DO RIO PINDAÍBA -
MT: BASES PARA ANÁLISE DA INTEGRIDADE
AMBIENTAL**

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Helena Soares Ramos Cabette

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

LILIAN REBECCA PEREIRA

TRICHOPTERA (INSECTA) DA BACIA DO RIO PINDAÍBA - MT: BASES PARA ANÁLISE DA INTEGRIDADE AMBIENTAL

Essa defesa foi julgada e aprovada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Nova Xavantina, ____ de _____ de 2011.

Banca examinadora

Prof. Dr^o. Leandro Juen

Universidade Federal de Goiânia

Prof.^a Dr^a. Joana Darc Batista

Universidade do Estado de Mato Grosso

Prof.^a Dr^a. Helena Soares Ramos Cabette

Universidade do Estado de Mato Grosso

Orientadora

**CÁCERES
MATO GROSSO, BRASIL
2011**

DEDICATÓRIA

*Aos que ficaram durante esse período longe da mim, mas permaneceram dentro do meu coração, meus pais
“Desolina e José”.*

*Aos que trazem saudades eternas, in memoriam, meus avós
“Lurdes e Décio”.*

*Aqueles que passaram longos dias com a minha pessoa;
Dedico aqueles que conheceram o meu ser.*

*Dedico aos amigos que deixei;
As novas amizades nesta fase conquistadas;*

*Aos que somaram;
Aos que dividiram;
Também aos que fizeram de menos.*

Dedico, aos que acreditaram..

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, José e Desolina, pelo amor e amparo, pela construção da minha pessoa, pelos valores ensinados, sem vocês eu não chegaria até aqui. Amo vocês dois!

Não poderia deixar de agradecer um grande amigo agora mestre “Hilton Marcelo”, por motivar minha vida acadêmica, pelos incentivos, conselhos, auxílios, por confiar no meu trabalho e acreditar na minha capacidade, saiba que você contribuiu muito na minha formação, que Deus te ilumine sempre...

Ao meu agora marido Fabiano, obrigada pela compreensão e paciência no decorrer da minha vida acadêmica e por fazer parte da minha vida, te amo.

A UNEMAT, instituição na qual me graduei e completo mais uma fase de formação.

A CAPES e FAPEMAT, pela bolsa concedida durante o período de estudo.

Agradeço minha orientadora Dra. Helena Cabette, que aceitou me orientar mesmo não sabendo quem eu era...

Agradeço ao grupo de pesquisa de Entomologia de Nova Xavantina pelas conversas, contribuições, ajudas....

A Karina Dias por ter me recebido em Nova Xavantina com muito carinho, obrigada!

À vocês, Yullie, Thiago e Aline, meus sinceros agradecimentos pela amizade, obrigada por dividir minhas angústias e meus anseios, levarei vocês dentro do meu coração...

Quero agradecer ao Denis por me ensinar a identificar os Trichoptera e pela ajuda com a danada estatística.

Ao Dr. Leandro Juen, obrigada por me receber em Goiânia e me auxiliar com os dados estatísticos.

Ao Prof. Amintas, por me ajudar no reconhecimento de todos pontos, pela troca de idéias e por aceitar me coorientar.

Ao Lourivaldo que me guiou no reconhecimento dos córregos, obrigada!

Agradeço a Marianna, Leandro Brasil, Núbia e Lenize pelo companheirismo no laboratório.

A todos que contribuíram diretamente ou indiretamente, muito OBRIGADA!

ÍNDICE

Lista de tabelas	08
Lista de figuras.....	09
Resumo	11
Abstract.....	12
Introdução.....	14
Material e Métodos	16
Área de estudo.....	16
Coleta de dados	18
Análise de dados.....	20
Resultados	21
Discussão	33
Conclusão	42
Referências Bibliográficas	43

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Abundância das morfoespécies/espécies de Trichoptera coletados na Bacia do Rio Pindaíba em 2005 e 2007/2008. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral); (1^a, 2^a, 3^a e 4^a ordens dos córregos)..... **22**
- Tabela 2.** Valores de integridade (IIH), (IIH_{paisagem}) e (IIH_{local}), na Bacia do Rio Pindaíba, MT. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral); (1, 2, 3, 4 são as ordens)..... **27**
- Tabela 3.** Relação da riqueza e abundância de Trichoptera com as variáveis físicas, químicas e físico-químicas dos córregos da Bacia do Pindaíba, MT (valores em **negrito** indicam a significância) **29**
- Tabela 4.** Matriz de correlação entre as variáveis físicas, químicas e físico-químicas e os pontos de coleta dos primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais (PCA). Os valores foram considerados altos (> que 0,70) **30**
- Tabela 5.** Índice de Integridade de Hábitat relacionado com as morfoespécies (regressão linear simples) e espécies bioindicadoras (IndVal) do status de conservação, Bacia do Rio Pindaíba, 2005 e 2007/08. (IV- Valor indicador das morfoespécies; A- alterado; C- conservado) (o **negrito** indica significância nos testes) **32**

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1.** Pontos de amostragem da Bacia do Rio Pindaíba, MT, Brasil. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral; 1^a, 2^a, 3^a, e 4^a - ordens dos córregos) **17**
- Fig. 2.** (A) Riqueza estimada e (B) abundância de Trichoptera por locais e ordens na Bacia do Pindaíba, MT. (CRC – Córrego Cachoeirinha, CRCV – Córrego Caveira, CRM – Córrego da Mata, CRP – Córrego Papagaio e CRT – Córrego Taquaral; 1^a, 2^a, 3^a, 4^a ordens). [intervalo de confiança de 95%]..... **26**
- Fig. 3.** Relação da riqueza estimada de Trichoptera (A), abundância de Trichoptera (B), com o Índice de Integridade de Habitat dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT..... **27**
- Fig. 4.** Relação da riqueza estimada (A) e da abundância de Trichoptera (B), com a integridade da paisagem (IIH_{paisagem}) dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT. **28**
- Fig. 5.** Relação da riqueza estimada (A) e da abundância de Trichoptera (B), com a integridade da paisagem (IIH_{local}) dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT.....**28**
- Fig. 6.** Análise de Componentes Principais (PCA) dos pontos de amostragem baseada nas variáveis físicas, químicas e físico-químicas coletadas na 1^a etapa (auge da chuva), 2^a etapa (seca) e 3^a etapa (início da chuva) na Bacia do Rio Pindaíba, MT. (CRC - Córrego Cachoeirinha; CRCV - Córrego Caveira; CRM - Córrego da Mata; CRP - Córrego Papagaio; CRT - Córrego Taquaral; 1 a 4 – ordens dos córregos) **30**
- Fig. 7.** Análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) realizada com a abundância de Trichoptera coletados na Bacia do Rio Pindaíba, MT. (CRC - Córrego Cachoeirinha; CRCV - Córrego Caveira; CRM - Córrego da Mata; CRP - Córrego Papagaio; CRT - Córrego Taquaral; 1 a 4 - ordens dos córregos) **31**

**TRICHOPTERA (INSECTA) DA BACIA DO RIO PINDAÍBA -
MT: BASES PARA ANÁLISE DA INTEGRIDADE
AMBIENTAL**

[Preparado de acordo com as normas da Annales de
Limnologie – International Journal of Limnology].

Environmental Science

TRICHOPTERA (INSECTA) DA BACIA DO RIO PINDAÍBA - MT: BASES PARA ANÁLISE DA INTEGRIDADE AMBIENTAL

Lilian R. Pereira¹, Helena S. R. Cabette², Amintas N. Rossete².

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA, Cidade Universitária, Bloco CELBE, Cáceres-MT, CEP 78.200-000 (lilianrebecca@hotmail.com).

² Departamento de Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso, BR 158, Km 148, Caixa Postal 08, 78690-000, Nova Xavantina MT, Brasil (hcabette@uol.com.br).

Resumo – A influência da integridade ambiental, desmatamento, qualidade da água, sobre a riqueza e abundância de Trichoptera imaturos foram avaliados, assim como o potencial bioindicador das espécies em 20 córregos de 1^a a 4^a ordens na Bacia do Rio Pindaíba, MT. A integridade do ambiente foi mensurada através do Índice de Integridade de Habitat (IIH), que posteriormente foi dividido e analisado em (IIH_{paisagem}) e (IIH_{local}). Através de observações, os valores do IIH dos córregos foram categorizados em conservados, alterados e impactados para análise de bioindicação. As áreas de desmatamento no entorno dos pontos foram quantificadas através de imagens de satélite SPOT (2008), e dados físicos, químicos e físico-químicos da água foram tomados. Foi utilizado *jackknife* para estimar a riqueza de Trichoptera, e Kruskal-Wallis para abundância, regressão simples para o efeito da integridade e do desmatamento sobre a fauna, regressão múltipla na relação das variáveis da água com a biota, (PCA) para verificar as variáveis ambientais relacionadas aos locais, (DCA) para ordenar ambientes conservados, alterados e impactados, e IndVal como determinante de espécies bioindicadoras. A riqueza de Trichoptera mostrou ser influenciada positivamente pelo (IIH), (IIH_{paisagem}) e (IIH_{local}). A abundância da fauna mostrou relação negativa com a retirada da vegetação após 50 m do curso d'água indicando que a legislação de APPs não garante a integridade destes

macroinvertebrados. A riqueza de Trichoptera mostrou relação negativa com a temperatura e positiva com oxigênio, já a abundância esteve relacionada positivamente ao pH, e negativamente com a largura e turbidez. As maiores correlações entre os locais analisados e variáveis ambientais se deram com condutividade, dureza, turbidez e orto-fosfato. Foi identificado agrupamento entre ambientes conservados e alterados o que pode indicar maior similaridade da abundância entre esses córregos e separação dos impactados. Doze espécies de Trichoptera apresentaram relação com o IHI, e oito mostraram ser bioindicadoras de ambientes conservados e duas de alterados.

Palavras chave: Integridade ambiental; Macroinvertebrados; Cerrado; bioindicadores; Desmatamento.

Abstract - The influence of environmental integrity, deforestation, water quality, about the richness and abundance of immatures Caddisfly were evaluated, as well as potential bioindicator species in 20 streams from 1st to 4th orders in the Pindaíba river watershed, MT, Brazil. The environment integrity was measured through the Index of habitat integrity (HII), which was later divided and analyzed in (HII landscape) and (HII local). Through observations, the HII values of the streams were categorized as preserved, altered and impacted for analyzing of bioindication. The deforested areas in the surrounding of the points were quantified through SPOT (2008) satellite images, and physical, chemical and physic-chemical data of the water were taken. *Jackknife* was used to estimate the richness of Caddisfly, and *Kruskal-Wallis* for abundance, simple regression for the effect of the integrity and of the deforestation over the fauna, multiple regression in the relation of the variables of the water with the biota, (PCA) to verify the environment variables related to locals. (DCA) to order preserved, altered and impacted environments, and IndVal as determinant of the bioindicators species. The richness of Caddisfly showed to be positively influenced by (HII), (HII landscape) and (HII local). The abundance of fauna showed negative relation to the vegetation removal after 50 meters of the watercourse indicating that the rules of APP does not guarantee the integrity of these macroinvertebrates. The richness of Caddisfly showed negative relation to the temperature and positive to oxygen, in the other hand, the abundance was positively related to pH and negatively with the width and turbidity. The greatest correlations between the places analyzed and the environment

variables were those with conductivity, hardness, turbidity and orthophosphate. Groupings between altered and preserved environment were identified, which can indicate bigger similarity of the abundance among those streams and separation of the impacted. Twelve Caddisfly species presented relation to the IHI and eight showed to be bioindicators of preserved environment and two of altered.

Key Words: Environmental Integrity / Macroinvertebrates / Savannah/ bioindicators / Deforestation.

Introdução

A integridade ambiental está ligada a idéia que, mesmo após uma perturbação, um sistema pode manter sua integridade, uma vez que preserve a maioria de seus componentes e funções (Angermeier e Karr, 1994). Dessa forma, o termo integridade engloba todos os fatores que afetam o ecossistema e pode ser definida como a capacidade de suporte e manutenção de forma equilibrada de uma dada comunidade de organismos, tendo na sua composição espécies adaptadas, em que a diversidade e a organização funcional sejam comparáveis com aquelas de habitats naturais da região (Karr e Dudley, 1981).

Os termos “complexidade” e “heterogeneidade” têm sido usados para descrever diferentes aspectos do habitat (August, 1983). Habitats estruturalmente complexos podem fornecer diversas formas de exploração dos recursos ambientais e assim aumentar a diversidade de espécies (Tews *et al.*, 2004). Estudos sobre os efeitos da complexidade física na colonização de invertebrados foram feitos por O'Connor (1991), e revelaram que quanto maior a complexidade estrutural do substrato maior a riqueza de espécies, em virtude do aumento da disponibilidade de recursos e habitats. O aumento na heterogeneidade ambiental expande o número de divisões de nichos e facilitando as especializações, proporcionam maior quantidade de microhabitats e maior gama de microclimas, diminuindo os efeitos das competições interespecíficas, contribuindo assim, para uma fauna mais diversificada e abundante (Cramer e Willig, 2005).

Córregos e rios são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água, sujeitos a rápidas e bruscas perturbações naturais (Death e Zimmerman, 2005), refletindo também o uso e ocupação do solo da bacia de drenagem e seus processos de degradação em função das atividades humanas como, o assoreamento e homogeneização do leito com a conseqüente diminuição da diversidade de habitats (Goulart e Callisto 2003). Para Delong e Brusven (1998), impactos como erosão e a remoção da vegetação ripária, resulta no aumento da sedimentação, entrada de luz e

diminuição de matéria orgânica, levando a uma diminuição de macroinvertebrados que tem sua distribuição fortemente associado a um tipo específico de microhabitat.

Ainda, Karr (1998), afirma que ações humanas comprometem a integridade biológica dos recursos hídricos, alterando um ou mais dos cinco fatores principais: o ambiente físico, o fluxo sazonal de água, o recurso básico do sistema, as interações da biota do córrego, e a qualidade química da água.

Dessa forma, os distúrbios físicos influenciam fortemente a comunidade de rios e córregos, modificando os padrões de conservação e composição de espécies adaptadas a certas condições (Resh *et al.*, 1988), refletindo as características ambientais (Lammert e Allan, 1999). As perturbações podem excluir espécies menos tolerantes ocorrendo a colonização por indivíduos generalistas (Bahar *et al.*, 2008), determinando a abundância e a riqueza de espécies de uma comunidade (Towsend *et al.*, 1997; Oliveira e Froehlich, 1997).

Na medida em que as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica dos ecossistemas (Barbour *et al.*, 1999), podemos chamar de indicadores, os organismos sensíveis a uma série de perturbações, capazes de se distinguir das variações induzidas por estresses naturais (Angermaier e Karr, 1994). Conforme Buss *et al.*, (2003), bioindicadores são espécies escolhidas por sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros, como poluição orgânica ou outros tipos de poluentes e alterações ambientais.

As respostas dos macroinvertebrados refletem tanto impactos crônicos quanto agudos, fornecendo uma resposta acumulativa e integradora de das perturbações a que foram submetidos em um período de tempo (Cortezzi *et al.*, 2009). Estudos recentes como de Utz *et al.*, (2009), vêm mostrando uma variedade de grupos de macroinvertebrados que podem ser utilizados como indicadores aquáticos em áreas com atividades agrícolas e urbanas.

Dentre os insetos aquáticos, os Trichoptera são importantes organismos para o biomonitoramento da qualidade da água devido à: sua elevada riqueza, diversidade ecológica e abundância em muitos tipos de habitat aquáticos

(Rosenberg e Resh, 1993), especialmente os lóuticos (Holzenthal *et al.*, 2007), representando muitas vezes a maior parte da biomassa de insetos nos sistemas (Flint *et al.*, 1999), sendo muito sensíveis às modificações ambientais (Angrisano, 1995), e são de grande importância na dinâmica trófica e fluxo de energia dos lagos, rios e córregos que habitam (Wiggins, 1996)

Diante desse cenário os objetivos do estudo foram: (i) analisar o padrão de riqueza e abundância de Trichoptera imaturos em pontos da Bacia do Rio Pindaíba, assim como verificar a relação da entomofauna com a integridade ambiental dos locais, baseado na hipótese que, afluentes com baixa integridade apresentam menor riqueza de espécies e abundância devida à homogeneização do ambiente e perda de microhabitats; (ii) determinar o efeito da redução da mata ciliar sobre a riqueza e abundância de Trichoptera, hipotetizando que o desmatamento nas proximidades dos cursos d'água diminui a diversidade da fauna pela relação de muitas espécies com a produção alóctone; (iii) estabelecer se há influência de variáveis físicas, químicas e físico-químicas com a riqueza e abundância de Trichoptera, com base na hipótese que alterações na integridade ambiental interferem a qualidade da água, que por sua vez afeta esses insetos aquáticos, e (iv) verificar as espécies de Trichoptera que podem ser consideradas bioindicadoras da qualidade ambiental na Bacia, seguindo a hipótese de que, há espécies que revelam alta especificidade a características do ambiente.

Material e métodos

Área de estudo

A Bacia do Rio Pindaíba está localizada na porção Leste do Estado de Mato Grosso, Brasil, entre os paralelos 14°16'46" e 15°57'17" de latitude Sul e os meridianos 51°26'37' e 52°37'03" de longitude Oeste. Tributária do Rio das Mortes, tem aproximadamente 10.323 km² de extensão, com sua área contida nos municípios de Barra do Garça, Araguaiana, Nova Xavantina e Cocalinho.

O clima regional é classificado como Cwa, na classificação de Köppen, com duas estações climáticas bem definidas; um período seco (de maio a setembro) e outro período chuvoso (dezembro a março). As médias anuais de precipitação variam de 1.200mm a 1.600mm e as temperaturas médias em torno de 20 a 25 °C, tendo como os meses mais quentes setembro e outubro (Brasil, 1981).

As áreas de estudo amostradas são córregos classificados conforme Strahler (1957), em 1ª, 2ª, 3ª e 4ª ordens, compreendendo, na sub-bacia do Rio Corrente o Córrego Taquaral (CRT) e Córrego Papagaio (CRP), e na Sub-bacia do Rio Pindaíba os córregos Cachoeirinha (CRC), da Mata (CRM) e Caveira (CRCV), totalizando 20 unidades amostrais (Fig. 1). No decorrer do trabalho os nomes dos córregos foram citados de forma abreviada seguida pela numeração da ordem.

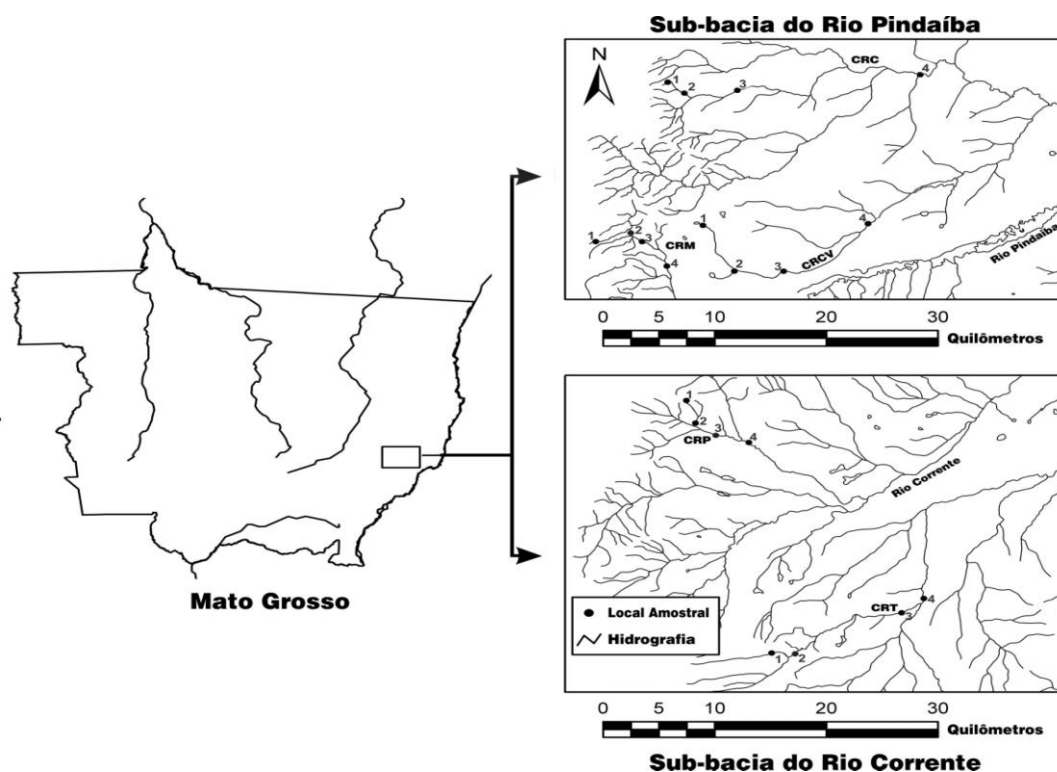


Fig. 1. Pontos de amostragem da Bacia do Rio Pindaíba, MT, Brasil. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral; 1ª, 2ª, 3ª, e 4ª - ordens dos córregos).

Coleta de dados

Foram realizadas 3 etapas de coleta nas unidades amostrais CRT, CRP, CRC, CRM, CRCV, 1ª etapa em janeiro (chuva); 2ª entre julho/agosto (seca); e 3ª entre setembro e novembro (início da chuva), perfazendo 60 amostras. Os córregos CRT, CRP, CRC, foram amostrados no ano de 2005, e os córregos CRM e CRCV em 2007/08.

As larvas de Trichoptera foram coletadas em transectos de 100m lineares subdivididos em 20 sessões a cada 5m (adaptado de Ferreira-Peruquetti e De Marco, 2002; Ferreira-Peruquetti e Fonseca-Gessner, 2003), para cada córrego, ordem e etapa, com um coador de 18 cm de diâmetro e malha de 250 µm coletando substrato do centro para as margens dos córregos, perfazendo três amostras por cada sessão.

As espécies e morfoespécies de Trichoptera foram identificadas com chaves dicotômicas de Angrisano (1995); Pes *et al.*, (2005), Pes *et al.*, (2008), Holzenthal e Pes (2004) e Wiggins (1996). Os exemplares foram depositados, em álcool a 85%, na Coleção Zoobotânica “James Alexander Ratter” da UNEMAT- Nova Xavantina (CZNX), a numeração dos morfótipos segue os registros nessa coleção.

Integridade ambiental

Primeiramente, a integridade ambiental dos pontos amostrados foi estimada através do protocolo do Índice de Integridade de Hábitat – IIH de Nessimiam *et al.*, (2008), proposto a partir de 12 questões: padrão do uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha, largura da mata ciliar, estado de preservação da mata ciliar, estado da mata ciliar na faixa de 10m, dispositivos de retenção, sedimentos no canal, estrutura do barranco do rio, escavação sob o barranco, leito do rio, corredeiras, vegetação aquática e detritos. O Índice pode variar entre 0 e 1, com resultados próximos de 1 indicando maior integridade. Os dados do IIH também foram categorizados através de observações, e utilizados para identificar organismos bioindicadores da qualidade do ambiente, e para verificar a formação

de grupos ambientais, ficando estabelecidas três categorias de conservação: ambientes conservados, alterados e impactados.

Posteriormente, o protocolo IIH foi dividido em duas partes. As quatro primeiras questões foram consideradas como variáveis que mensuram a integridade da paisagem dos pontos (IIH_{paisagem}), e as oito questões restantes foram consideradas como de conservação local (IIH_{local}), a fim de verificar os pontos de maior peso no estudo.

Porcentagem de desmatamento

Através do uso de um GPS Garmin ETREX foi feito o georreferenciamento das unidades amostrais, os quais foram importados para o software ArcGis 9.2 e salvos no formato *shapefile*. Em seguida foi criado um novo *shapefile* arquivo através do comando *buffer* que gerou zonas equidistantes de 10 metros das unidades amostrais até o limite de 100 metros para cada ponto.

Para o cálculo de desmatamento no entorno das unidades amostrais foi utilizado um mosaico georreferenciado de imagens SPOT, composição colorida RGB 231 com resolução de 2,5 metros, referente as carta topografica SD22-V-B-IV e SD22-Y-D-I. A imagem foi sobreposta às zonas de *buffers* e realizado uma análise visual, com posterior delimitação das áreas desmatadas.

Variáveis ambientais

Em cada ponto foram tomados dados físicos, químicos e físico-químicos, obtendo a largura média dos córregos com trena a laser, a profundidade média com ecobatímetro, temperatura da água com termômetro digital (Multidigital[®]) e para as variáveis pH, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade utilizou-se a sonda multiparâmetros Horiba[®]. As quantidades de cálcio e magnésio foram mensuradas em laboratório pelo método titulométrico EDTA (sal dissódico) a 0,0002M, enquanto que orto-fosfato e nitrato tomados em espectrofotômetro portátil (Hach[®]).

Análise de dados

Para verificar a riqueza de espécies entre os pontos de coleta foi utilizado o estimador não paramétrico *jackknife* (StimateS Win 7.5.0) (Colwell, 2000). Este método reduz o efeito das espécies dominantes e dá mais peso as espécies raras equilibrando a distribuição da abundância na comunidade (Santos, 2006).

A variação da abundância entre os pontos foi analisada através do teste não paramétrico Kruskal-Wallis (H), que neste caso foi utilizado devido à distribuição não normal dos dados.

Para avaliar o efeito da variação da integridade ambiental sobre a riqueza e abundância das espécies de Trichoptera foi utilizada a regressão linear simples (Zar, 1999), usando como variável independente o índice de integridade ambiental e como dependente a riqueza e/ou abundância das espécies. A mesma análise foi usada para verificar a relação da quantidade de área desmatada sobre a riqueza e a abundância de Trichoptera, usando como variável independente os *buffers* de vegetação. Nesta análise o córrego CRC_1 que é intermitente e o CRCV_2 caracterizado como semi-lótico foram retirados, devido a discrepância dos valores de desmatamento. Ainda, a regressão linear simples foi empregada para observar os efeitos da abundância de morfoespécies/espécies com 10 ou mais indivíduos com a integridade de habitat, uma vez que as comunidades aquáticas apresentam grande número de espécies raras, apresentando alta heterogeneidade de distribuição, sendo difícil sua análise por quebrar a maioria dos pressupostos dos testes estatísticos.

A relação entre as variáveis físicas, químicas e físico-químicas com a riqueza e abundância de Trichoptera foi verificada através de regressão múltipla (Zar, 1999). Para verificar diferenças entre os locais, em relação às variáveis físicas, químicas e físico-químicas estudadas, foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA) (Bini, 2004; Valentin, 2000), ordenando as três etapas de coleta no gráfico. A análise de significância dos eixos formados foi obtida através de autoreamostragem (*bootstrap*). Os *loadings* das variáveis foram considerados altos quando apresentaram valor absoluto > que 0,70.

Para sumarizar os dados da estrutura e composição da assembléia, foi ordenado os 20 pontos com base na similaridade de composição de espécies/morfoespécies, através da Análise de Correspondência com Remoção do Efeito do Arco (DCA) (Ter Braak, 1995). O potencial bioindicador das espécies de Trichoptera foi analisado através do IndVal de Dufrêne e Legendre (1998), teste que avalia o grau de especificidade (relação da espécie com uma variável específica) e a fidelidade das espécies (toda vez que a variável ocorreu a espécie está presente). Neste estudo, as variáveis utilizadas foram os níveis de integridade dos pontos (conservado, alterado e impactado).

Devido à grande variação dos dados, o pressuposto da homogeneidade foi ferido e por isso foi utilizado a transformação logarítmica para os dados de abundância, a fim de homogeneizar as variâncias e normalizar a distribuição entre espécies. Em todos os testes a significância aplicada foi de 95%.

Resultados

Composição taxonômica

Foram coletadas 5.383 larvas de Trichoptera, distribuídas em 10 famílias: Calamoceratidae, Ecnomidae, Glossomatidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Odontoceridae, Philopotamidae e Polycentropodidae, sendo Leptoceridae e Hydropsychidae as famílias mais abundantes e mais diversas. Dentre todas famílias registradas, foram identificados 19 gêneros e 66 morfoespécies/espécies (Tabela 1).

Os gêneros identificados foram *Atopsyche* Banks, 1905; *Austrotinodes* Schmid, 1955; *Cernotina* Ross, 1938; *Chimarra* Stephens, 1829; *Cyrnellus* Banks, 1913; *Helicopsyche* Siebold, 1856; *Leptonema* Guérin, 1843; *Macronema* Pictet, 1836; *Macrostemum* Kolenati, 1850; *Marilia* Müller, 1880; *Nectopsyche* Müller, 1879; *Notalina* Mosely, 1936 ; *Oecetis* McLachlan, 1877; *Phylloicus* Muller, 1980; *Polycentropus* Curtis, 1835; *Polyplectropus* Ulmer, 1905; *Protoptila* Banks, 1904; *Smicridea* McLachlan, 1871 e *Triplectides* Kolenati, 1859.

Tabela 1. Abundância de Trichoptera coletados na Bacia do Rio Pindaíba, MT, em 2005 e 2007/2008. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral); (1^a, 2^a, 3^a, 4^a ordens dos córregos).

Famílias e	CRC	CRC	CRC	CRC	CRCV	CRCV	CRCV	CRCV	CRM	CRM	CRM	CRM	CRP	CRP	CRP	CRP	CRT	CRT	CRT	CRT	TOTAL
Morfoespécie/espécie	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	
Calamoceratidae																					
<i>Phylloicus</i> sp.2	0	0	3	0	1	0	0	0	47	4	4	1	10	0	1	0	109	18	0	0	198
<i>Phylloicus</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Phylloicus</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phylloicus</i> sp.6	0	1	5	0	3	2	0	0	0	0	0	3	0	1	3	1	0	1	0	0	20
Ecnomidae																					
<i>Austrotinodes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3
Glossomatidae																					
<i>Protoptila</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Helicopsychoidea																					
Helicopsychoidea																					
<i>Helicopsyche</i> sp.1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Helicopsyche</i> sp.3	0	0	3	2	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	1	1	0	6	1	20
<i>Helicopsyche</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	2	1	0	5	10	0	0	24
<i>Helicopsyche</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	2	0	0	5
<i>Helicopsyche</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	7
Hydrobiosidae																					
<i>Atopsyche</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydropsychidae																					
<i>Leptonema amazonense</i> Flint, 1978	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	6
<i>Leptonema maculatum</i> Mosely, 1933	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	3	0	0	0	0	0	17
<i>Leptonema sparsum</i> Ulmer, 1905	0	1	0	10	0	4	4	0	0	13	0	1	0	14	2	0	0	0	1	5	55
<i>Leptonema</i> sp.1	0	0	8	0	0	0	0	0	8	7	4	0	48	7	12	1	3	8	2	2	110
<i>Macronema</i> sp.1	0	3	1	0	0	0	0	1	1	9	4	9	0	12	4	0	0	25	2	0	71

Famílias e Morfoespécie/espécie	(cont. tabela 1)																				TOTAL
	CRC 1 ^a	CRC 2 ^a	CRC 3 ^a	CRC 4 ^a	CRCV 1 ^a	CRCV 2 ^a	CRCV 3 ^a	CRCV 4 ^a	CRM 1 ^a	CRM 2 ^a	GRM 3 ^a	CRM 4 ^a	CRP 1 ^a	CRP 2 ^a	CRP 3 ^a	CRP 4 ^a	GRT 1 ^a	GRT 2 ^a	GRT 3 ^a	GRT 4 ^a	
<i>Triplectides</i> sp.1	0	1	0	1	0	0	0	2	0	7	11	1	0	0	3	0	0	0	0	3	29
<i>Triplectides</i> sp.2	0	2	0	1	0	0	0	0	6	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16
Odontoceridae																					
<i>Marilia</i> sp.1	0	1	21	0	0	0	26	0	9	7	29	8	0	4	15	8	2	46	0	0	176
<i>Marilia</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7	0	0	34	4	0	3	20	20	0	0	92
<i>Marilia</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Marilia</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Philopotamidae																					
<i>Chimarra</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	9
<i>Chimarra</i> sp.2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Chimarra</i> sp.3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Chimarra</i> sp.4	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	7	3	54
<i>Chimarra</i> sp.5	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7	2	19
<i>Chimarra</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	44
Polycentropodidae																					
<i>Cernotina</i> sp.1	0	0	7	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	3	3	5	16	2	1	1	42
<i>Cernotina</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	4
<i>Cynellus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3
<i>Cynellus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Polycentropus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	102	3	0	0	122
<i>Polycentropus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Polypsectropus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Polypsectropus</i> sp.2	0	1	5	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	19	1	0	0	29
<i>Polypsectropus</i> sp.3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	2	2	0	0	1	0	1	12
<i>Polypsectropus</i> sp.4	0	0	4	1	0	0	0	0	0	1	6	0	0	1	0	0	10	17	0	0	40
<i>Polypsectropus</i> sp.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
TOTAL	0	24	78	93	4	20	106	18	613	412	86	40	3092	131	79	31	330	168	33	25	5383

O gênero mais abundante foi *Nectopsyche* (n=3.732) apresentando também maior riqueza (8 spp.).

Caracterização dos pontos

Na categorização, ambientes considerados impactados apresentaram valores de IIH entre 0,51 a 0,66, totalizando oito locais (CRC_1, CRC_4, CRCV_1 a CRCV_4, CRP_2, CRT_4), sendo caracterizados pelo acentuado desmatamento da mata ciliar, presença de atividades pecuárias, destacando CRC_1, ponto intermitente em área plana com grande pisoteio de gado e todo córrego CRCV, represado em vários locais tornando-se um ambiente com características semi-lóticas.

Os ambientes alterados apresentaram IIH de 0,69 a 0,78, correspondendo a cinco locais (CRC_2, CRC_3, CRP_3, CRP_4, CRT_3), onde pode ser verificado indícios de atividades antrópicas como a desestruturação da mata ciliar e, entrada do gado em determinados locais ou desmatamento em uma das margens.

Os ambientes conservados revelaram IIH de 0,82 a 0,96, totalizando sete pontos (CRM_1 a CRM_4, CRP_1, CRT_1, CRT_2), com mata ciliar e estrutura de habitat fortemente conservado.

Riqueza e abundância de Trichoptera por pontos

Quando verificamos a riqueza estimada em cada local, houve diferenças entre os córregos, sendo os pontos do CRCV os menos ricos. Já os córregos CRM, CRT, CRP apresentaram os pontos mais ricos, e no CRC pode ser observada uma riqueza intermediária quando comparadas aos outros (Fig. 2A).

O mesmo ocorreu com a abundância que revelou diferenças significantes entre os pontos ($p < 0,001$), com a menor delas no CRCV_1 e a maior no CRP_1. O CRC_1 não contribuiu com nenhum espécime. Uma diminuição da abundância com o aumento da ordem dos córregos é percebido para aqueles mais conservados (CRM, CRP e CRT), havendo uma inversão nos outros dois (CRC e CRCV) (Fig. 2B).

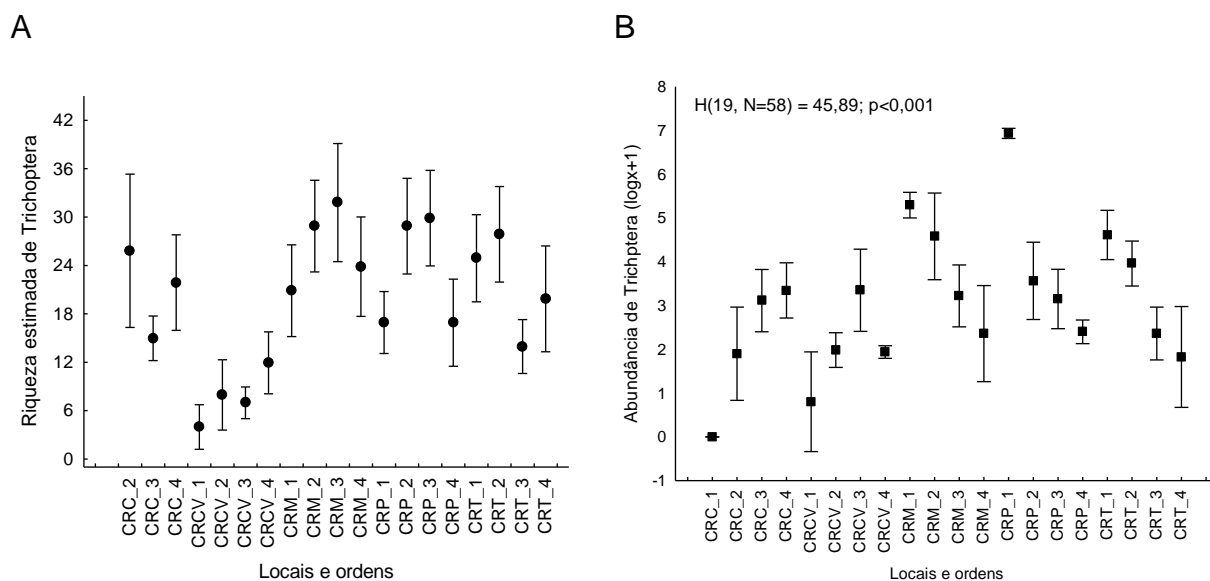


Fig. 2. (A) Riqueza estimada e (B) abundância de Trichoptera por locais na Bacia do Pindaíba, MT. (CRC – Córrego Cachoeirinha, CRCV – Córrego Caveira, CRM – Córrego da Mata, CRP – Córrego Papagaio e CRT – Córrego Taquaral; 1^a, 2^a, 3^a, 4^a ordens). [intervalo de confiança de 95%].

Integridade ambiental

A integridade ambiental tomada pelo IIH entre os pontos variou de 0,51 a 0,96. O resultado das questões do (IIH_{paisagem}) apresentou valores que variaram de 0,38 a 1,00 e o (IIH_{local}) valores entre 0,53 a 0,94 (Tabela 2).

A relação entre a riqueza de Trichoptera com o IIH foi positiva, indicando que em pontos com integridade elevada pode ser encontrada maior riqueza, e a relação não pode ser explicada pelo acaso ($r^2=0,387$; $p=0,003$) (Fig. 3A). O mesmo foi observado para a abundância de indivíduos, com um maior efeito ($r^2=0,499$; $p<0,001$) (Fig.3B).

O IIH_{paisagem} apresentou relação positiva com a riqueza de Trichoptera ($r^2=0,294$; $p=0,014$) e também com a abundância ($r^2=0,315$; $p=0,010$) (Fig. 4A e 4B). Da mesma forma, o IIH_{local} mostrou-se positivamente correlacionado com a riqueza ($r^2=0,363$; $p=0,005$), e abundância ($r^2=0,522$; $p=0,003$), sugerindo que, a diversidade da fauna é maior em pontos localmente conservados (Fig. 5A e 5B).

Tabela 2. Valores de integridade (IIH), (IIH_{paisagem}) e (IIH_{local}), na Bacia do Rio Pindaíba, MT. (CRC – Córrego Cachoeirinha; CRCV – Córrego Caveira; CRM – Córrego da Mata; CRP – Córrego Papagaio; CRT – Córrego Taquaral); (1, 2, 3, 4 são as ordens).

Local_ordem	(IIH)	(IIH _{paisagem})	(IIH _{local})
CRC_1	0,61	0,70	0,56
CRC_2	0,69	0,64	0,72
CRC_3	0,73	0,74	0,73
CRC_4	0,65	0,65	0,65
CRCV_1	0,59	0,70	0,53
CRCV_2	0,51	0,38	0,57
CRCV_3	0,65	0,48	0,73
CRCV_4	0,57	0,54	0,58
CRM_1	0,96	1,00	0,94
CRM_2	0,86	0,81	0,88
CRM_3	0,82	0,88	0,79
CRM_4	0,85	0,91	0,82
CRP_1	0,85	1,00	0,77
CRP_2	0,66	0,77	0,60
CRP_3	0,78	0,85	0,74
CRP_4	0,71	0,77	0,67
CRT_1	0,96	1,00	0,94
CRT_2	0,89	1,00	0,83
CRT_3	0,68	0,77	0,64
CRT_4	0,62	0,58	0,64

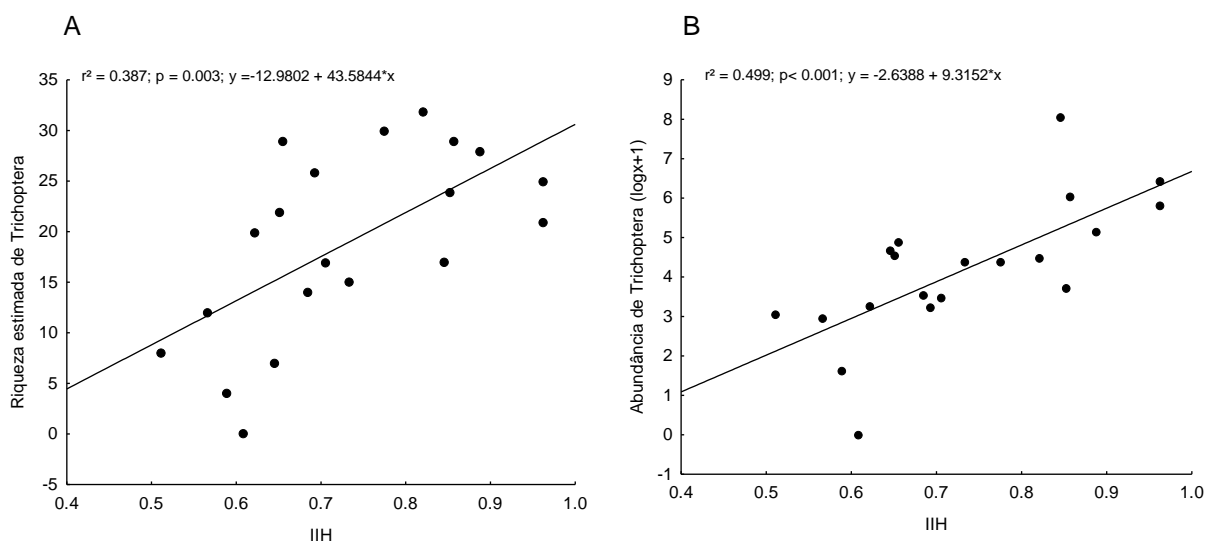


Fig. 3. Relação da riqueza estimada (A) e da abundância de Trichoptera (B), com o Índice de Integridade de Habitat dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT.

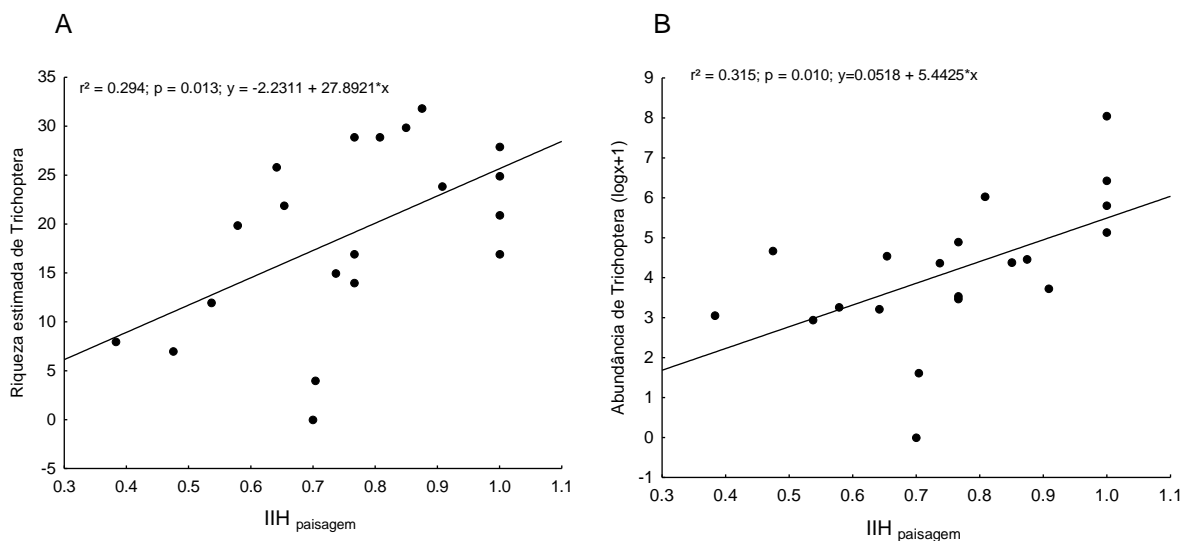


Fig. 4. Relação da riqueza estimada (A) e da abundância de Trichoptera (B), com a Integridade da paisagem (IIH_{paisagem}) dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT.

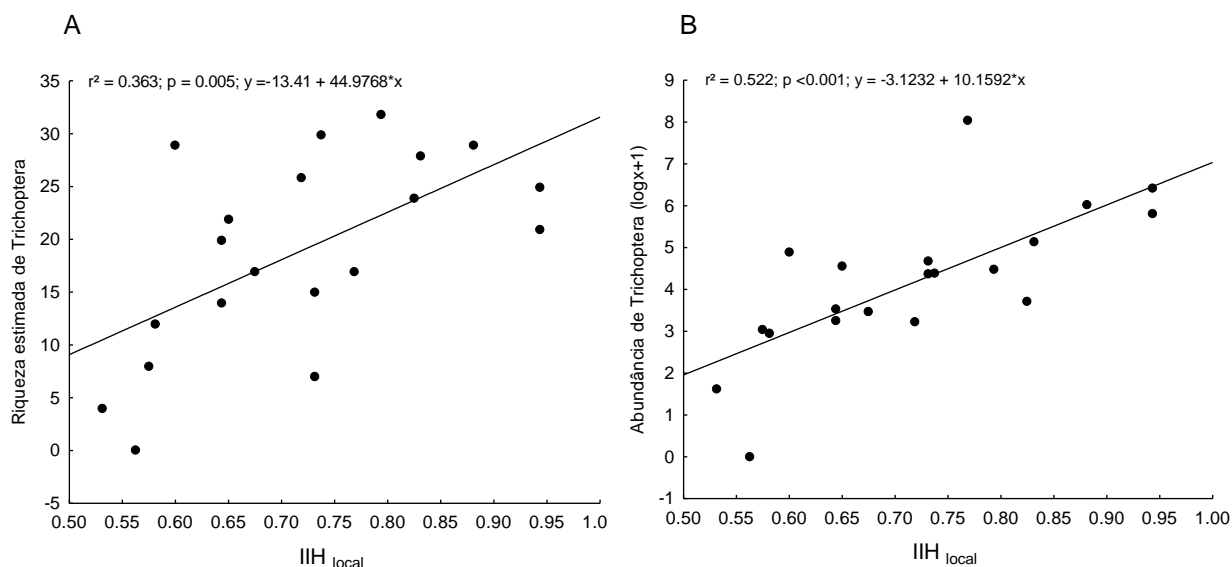


Fig. 5. Relação da riqueza estimada (A) e da abundância de Trichoptera (B), com a Integridade local (IIH_{local}) dos córregos da Bacia do Rio Pindaíba – MT.

Vale ressaltar que os ambientes mais ricos, em sua maioria, apresentaram valores entre intermediários a altos de IIH (superiores a 0,69), categorizados como alterados ou conservados. As exceções ficam por conta dos córregos CRC_4, CRP_2 e CRT_4 que apresentaram baixos valores de integridade (abaixo de 0,66), porém revelaram riqueza relativamente alta.

Efeito do desmatamento

O efeito do desmatamento sobre os Trichoptera, revelou relações negativas com a abundância da fauna, após 50 metros do córrego ($r^2=-0,392$; $p=0,005$), 60 metros ($r^2=-0,438$; $p=0,003$), 70 metros ($r^2=-0,490$; $p=0,001$), 80 metros ($r^2=-0,498$; $p=0,001$), 90 metros ($r^2=-0,505$; $p=0,0009$) e 100 metros ($r^2=-0,512$; $p=0,008$). Não houve efeito da proporção de mata quando considerado a riqueza de Trichoptera.

Variáveis ambientais

Entre as variáveis físicas, químicas e físico-químicas analisadas (Tabela 3), mostrou relação negativa com a riqueza de Trichoptera a temperatura da água, apontando que águas com temperatura mais elevada apresentam menor riqueza. Já com a abundância estiveram relacionados negativamente turbidez e largura, mostrando que o aumento desses fatores tem ligação com a redução da abundância. A relação positiva foi identificada entre a riqueza e o oxigênio dissolvido, indicando que quanto mais alta sua saturação, maior é a diversidade observada. Com a abundância a variável correlacionada positivamente foi o pH, revelando uma fauna mais rica em gradientes de pH mais elevado.

Tabela 3. Relação da riqueza e abundância de Trichoptera com as variáveis físicas, químicas e físico-químicas dos córregos da Bacia do Pindaíba, MT através da regressão múltipla (valores em **negrito** indicam a significância).

Variáveis abióticas	Riqueza		Abundância (logx+1)	
	r^2	p	r^2	P
pH	0,269	0,078	0,417	0,003
Condutividade (μ s)	-0,578	0,225	-0,313	0,464
Turbidez (NTU)	-0,001	0,995	-0,514	0,011
Temp. água (°C)	-0,376	0,026	-0,275	0,069
OD (mg/l)	0,360	0,032	0,160	0,282
Nitrato (mg/l)	-0,296	0,195	0,226	0,272
Orto-fosfato (mg/l)	-0,006	0,974	0,207	0,254
Dureza (mg/l)	0,225	0,586	-0,062	0,866
Largura (m)	-0,278	0,223	-0,468	0,026
Profundidade (m)	0,046	0,831	0,171	0,383

O resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) explicou em dois eixos 49,62% da porcentagem de variação dos parâmetros abióticos. A

correlação das variáveis com os eixos (Tabela 4) denominados *loadings*, estão representadas na Fig. 6.

Tabela 4. Matriz de correlação entre as variáveis físicas e químicas e os pontos de coleta dos primeiros dois eixos da Análise de Componentes Principais (PCA). Os valores foram considerados altos (> que 0,70).

Variáveis abióticas	Eixo I	Eixo II
pH	0,436	-0,255
Condutividade (μs)	0,861	-0,076
Turbidez (NTU)	0,078	-0,887
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	-0,586	-0,328
Oxigênio dissolvido (mg/l)	-0,578	-0,431
Nitrato (mg/l)	-0,590	-0,395
Fósforo (mg/l)	0,246	-0,804
Dureza (mg/l)	0,746	-0,217
Largura (m)	-0,451	0,051
Profundidade (m)	-0,403	0,112

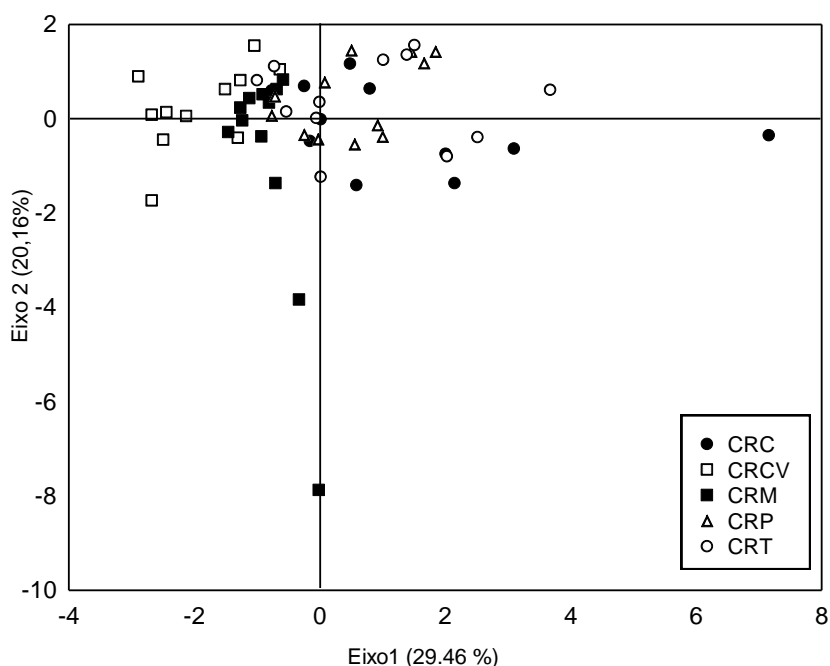


Fig. 6. Análise de Componentes Principais (PCA) dos pontos de amostragem baseada nas variáveis físicas e químicas coletadas na 1ª etapa (auge da chuva), 2ª etapa (seca) e 3ª etapa (início da chuva) na Bacia do Rio Pindaíba, MT. (CRC - Córrego Cachoeirinha; CRCV - Córrego Caveira; CRM - Córrego da Mata; CRP - Córrego Papagaio; CRT - Córrego Taquaral) (1 a 4 - ordem dos córregos).

As variáveis altamente correlacionadas ao eixo 1 foram condutividade e dureza. Este eixo agrupou os córregos CRC, CRP e CRT, córregos que apresentaram os três níveis de conservação (preservados, alterados e impactados). No eixo 2 foram correlacionados turbidez e orto-fostato separando o CRCV totalmente impactado e CRM com todos pontos preservados.

Trichoptera e níveis de conservação

A análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) dos pontos de coleta com base na composição de Trichoptera (Fig. 7), explicou 78,97% da variação da comunidade entre o eixo 1 e eixo 2, indicando que córregos conservados e alterados tem maior similaridade que a dos pontos impactados.

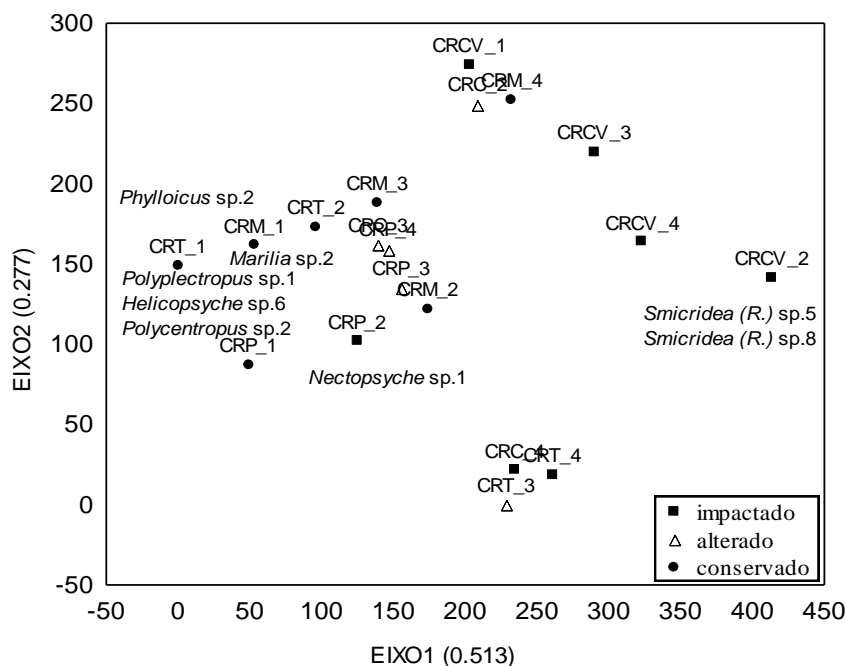


Fig. 7. Análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) com base na composição de Trichoptera na Bacia do Pindaíba, MT (CRC - Córrego Cachoeirinha; CRCV - Córrego Caveira; CRM - Córrego da Mata; CRP - Córrego Papagaio; CRT - Córrego Taquaral; 1 a 4 – são as ordens).

Ordenando as morfoespécies/espécies de maior peso, *Smicridea (R.)* sp.5 e *Smicridea (R.)* sp.8, foram correlacionadas positivamente ao eixo 1, indicando preferência por locais impactados, já *Polypsectopus* sp.1, *Helicopsyche* sp.6 e *Polycentropus* sp.2 foram correlacionadas negativamente posicionadas próxima aos locais conservados.

Espécies bioindicadoras

Das morfoespécies/espécies (n=30) que apresentaram abundância igual ou superior a 10 indivíduos coletados, 12 apresentaram relação com o IIH, e 6 com o IndVal (Tabela 5).

Tabela 5. Índice de Integridade de Hábitat relacionado com as morfoespécies (regressão linear simples) e espécies bioindicadoras (IndVal) do status de conservação, Bacia do Rio Pindaíba, 2005 e 2007/08. (IV- Valor indicador das morfoespécies; A- alterado; C- conservado) (o negrito indica significância nos testes).

Morfoespécie/ spp.	Regressão			IndVal				Indicador
	r ²	P	equação da reta	IV	Média	SD	p	
<i>Cernotina</i> sp.1	0,185	0,058	y=-0,524 + 1,153*x	39,7	34,5	9,20	0,252	—
<i>Chimarra</i> sp.4	0,016	0,596	y=0,490 – 0,402*x	12,2	23,6	10,87	0,914	—
<i>Chimarra</i> sp.5	0,033	0,441	y=0,443 – 0,423*x	11,3	21,1	10,47	0,855	—
<i>Chimarra</i> sp.6	0,220	0,037	y = -0,910 + 1,412*x	28,6	16,3	9,42	0,169	—
<i>Helicopsyche</i> sp.3	0,008	0,710	y = 0,057 + 0,189*x	49,6	28,4	10,42	0,050	A
<i>Helicopsyche</i> sp.4	0,355	0,006	y = -0,844 + 1,425*x	56,6	26,8	10,60	0,021	C
<i>L. maculatum</i>	0,008	0,715	y = 0,228 – 0,191*x	9,0	16,1	9,21	0,762	—
<i>L. sparsum</i>	0,077	0,238	y = 1,000 – 0,894*x	35,3	31,5	9,60	0,287	—
<i>Leptonema</i> sp.1	0,377	0,004	y = -1,211 + 2,342*x	45,2	34,2	8,82	0,114	—
<i>Macronema</i> sp.1	0,155	0,086	y = -0,599 + 1,359*x	36,8	32,9	9,32	0,295	—
<i>Macronema</i> sp.2	0,009	0,699	y = 0,471 – 0,207*x	61,5	33,8	8,51	0,005	A
<i>Macronema</i> sp.9	0,198	0,049	y = 0,945 – 1,085*x	30,9	20,9	10,36	0,127	—
<i>Macrostemum</i> sp.1	0,011	0,659	y = -0,086 + 0,376*x	12,8	21,6	10,87	0,782	—
<i>Marília</i> sp.1	0,279	0,017	y = -1,157 + 2,430*x	40,7	33,8	8,82	0,187	—
<i>Marília</i> sp.2	0,437	0,002	y = -1,618 + 2,697*x	57,1	26,7	10,33	0,013	C
<i>Nectopsyche</i> sp.1	0,317	0,010	y = -2,534 + 4,376*x	68,0	35,1	11,20	0,015	C
<i>Notalina</i> sp.1	0,266	0,020	y = -0,592 + 0,919*x	42,9	19,4	10,19	0,040	C
<i>Oecetis</i> sp.2	0,024	0,511	y = -0,059 + 0,269*x	19,4	25,1	10,49	0,639	—
<i>Phylloicus</i> sp.2	0,735	0,000	y = -2,501 + 4,030*x	83,5	32,1	10,25	0,000	C
<i>Phylloicus</i> sp.6	0,016	0,593	y = 0,403 – 0,259*x	45,4	29,6	9,64	0,078	—
<i>Polycentropus</i> sp.1	0,415	0,002	y = -1,679 + 2,560*x	42,9	19,0	10,36	0,038	C
<i>Polyplectropus</i> sp.2	0,247	0,026	y = -0,763 + 1,279*x	35,0	25,6	10,90	0,187	—
<i>Polyplectropus</i> sp.3	0,011	0,666	y = 0,024 + 0,1681*x	18,5	26,3	10,19	0,733	—
<i>Polyplectropus</i> sp.4	0,254	0,023	y = -0,875 + 1,520*x	39,8	26,8	10,54	0,110	—
<i>Smicridea</i> (R.) sp.6	0,042	0,384	y = -0,220 + 0,635*x	18,5	25,0	10,38	0,694	—
<i>Smicridea</i> (S.) <i>palifera</i>	0,038	0,413	y = -0,220 + 0,669*x	28,6	26,7	10,41	0,364	—
<i>Smicridea</i> (S.) sp.5	0,089	0,200	y = -0,6316 + 1,231*x	15,1	23,4	10,74	0,759	—
<i>Smicridea</i> (S.) sp.6	0,012	0,641	y = 0,221 - 0,208*x	8,6	17,1	8,70	1,000	—
<i>Triplectides</i> sp.1	0,012	0,648	y = 0,025 + 0,278*x	20,6	28,7	10,45	0,778	—
<i>Triplectides</i> sp.2	0,147	0,096	y = -0,448 + 0,802*x	29,2	23,1	10,56	0,198	—

Das morfoespécies que apresentaram relação com o IIH, 11 mostraram que com o aumento da integridade ambiental há o aumento da sua abundância: *Phylloicus* sp.2 (Calamoceratidae), *Helicopsyche* sp.4 (Helicopsychidae), *Leptonema* sp. 1 (Hidropshychidae), *Nectopsyche* sp.1, *Notalina* sp.1 (Leptoceridae), *Marilia* sp.1, *Marilia* sp.2 (Odontoceridae), *Chimarra* sp.6 (Philopotamidae) e *Polycentropus* sp.1, *Polyplectropus* sp.2, *Polyplectropus* sp.4 (Polycentropodidae), enquanto que *Macronema* sp.9 (Hydropsychidae) apresentou maior abundância em ambientes com menor integridade.

Com o IndVal ,verificamos que *Phylloicus* sp.2 (Calamoceratidae) *Marilia* sp.2 (Odontoceridae), *Helicopsyche* sp.4 (Helicopsychidae), *Nectopsyche* sp.1 e *Notalina* sp.1 (Leptoceridae), *Polycentropus* sp.1,(Polycentropodiade) mostram-se indicadoras dos locais conservados, ao contrário de *Macronema* sp.2 (Hidropshychidae) e *Helicopsyche* sp.3 (Helicopsychidae), que foram indicativas de locais alterados, nenhuma espécie teve uma relação de indicador para ambientes impactados.

Discussão

As famílias mais significantes nesse trabalho, Leptoceridae e Hydropsychidae, são também aquelas citadas como de alta representatividade mundial. Leptoceridae pode ser encontrada em uma grande variedade de habitats, incluindo grandes e pequenos rios, cachoeiras, até mesmo em situações semi-terrestres (Flint *et al.*,1999). Os Hydropsychidae são extremamente importantes na ecologia de sistemas lóticos pela sua onipresença, abundância e grande biomassa (Wiggins, 1996).

Riqueza e abundância de Trichoptera

As riquezas estimadas por ordem dos córregos mostraram indícios de que, distúrbios ambientais é que estão atuando na perda de riqueza entre locais. Os córregos CRM, CRP e CRT, apresentaram riqueza mais elevada que os outros dois córregos fato que pode estar ligado à qualidade ambiental de seus locais de coleta, na maioria classificados entre conservados e alterados. A baixa riqueza de Trichoptera encontrada no córrego CRCV pode ser associada

aos vários represamentos ao longo do seu curso, uma tendência já esperada a jusante de locais represados (Voelz e Ward, 1991). Essa situação causa deposição de material nas áreas de represa e há diminuição do transporte de matéria orgânica rio abaixo (Marchant, 1989).

A intermitência no período da seca e início de chuva na 1ª ordem do CRC, além de alterações na mata ciliar, não favoreceu a coleta de indivíduos diferenciando-se dos demais. Ainda, os Trichoptera têm baixa capacidade de migração longitudinal (Sode e Wiberg-Larsen, 1993), o que também pode ter contribuído com o fato.

O decréscimo de abundância da biota nos córregos de maior qualidade ambiental (CRM, CRP e CRT), em que as 1^{as} ordens apresentaram-se mais abundantes que as ordens posteriores, pode ter relação com o aporte de material alóctone, que proporcionalmente decresce nas ordens maiores, como discutido na Teoria do RCC (River Continuum Concept de Vannote, 1980). Porém, esse padrão sofreu inversão no CRCV todo impactado e com represas, e no CRC com a intermitência na 1ª ordem, mostrando entre eles, padrão similar de abundância derivados de diferentes impactos, de forma que perturbações nas ordens mais inferiores (montante) tiveram um impacto maior na abundância, o que pode estar afetando a fragmentação da matéria alóctone destas áreas, importante recurso trófico para os Trichoptera (Galdean *et al.*, 2001).

Efeito da integridade ambiental

Perturbação antrópica é o principal fator que determina a estrutura de comunidade em cursos de água (Resh *et al.*, 1988). A perda da integridade é o fator mais importante na redução de riqueza de táxons de macroinvertebrados aquáticos, pela exclusão de espécies sensíveis e aumento das espécies tolerantes (Buss *et al.*, 2002; Benstead *et al.*, 2003). Os Trichoptera são classificados como organismos sensíveis, normalmente habitantes de ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats (Goulart e Callisto, 2003), o que refletiu na relação positiva entre a riqueza e abundância da entomofauna com a integridade do habitat, no âmbito desse trabalho.

Há uma associação marcada entre as características da floresta que circundam córregos e a riqueza de espécies, distribuição e abundância. A mata ciliar proporciona uma grande diversidade de ambientes que tem suas próprias espécies, típicas de uma história e das condições especiais daquele ponto, e fiéis indicadoras da presença e integridade dessa subunidade da paisagem (Brown, 2000; Fidellis *et al.*, 2008), fato revelado através da relação do (IIH_{paisagem}) e (IIH_{local}) com a riqueza e abundância da fauna.

A integridade da paisagem esteve diretamente relacionada à largura dos remanescentes de mata ciliar e ao estado de preservação dessas matas. Essas alterações antrópicas foram nítidas para os pontos CRCV_2, CRCV_3 e CRCV_4, os quais apresentaram os mais baixos valores de IIH_{paisagem}, interferindo na riqueza e abundância da fauna. Em córregos com pouca ou nenhuma zona de reserva de mata é de se esperar uma possível queda de integridade em função da diminuição da entrada de material vegetal, e aumento da erosão resultante da falta de raízes fixas (Sullivan *et al.*, 2004). A perda da mata ciliar favorece aqueles organismos que podem sobreviver com o aumento dos níveis de sedimentos finos, água mais quente, diminuição da oferta de material detrítico e resíduos lenhosos, e condições autotróficas associadas a uma maior quantidade de nutrientes (Tullos e Neumann, 2006; Sandin e Johnson, 2004).

A cobertura arbórea na zona ribeirinha contribui para aumentar a riqueza total e a diversidade de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT) (Rios e Bailey, 2006; Kasangaki *et al.*, 2007). No trabalho de Lorion e Kennedy (2009), a riqueza de EPT foi significativamente mais alta em córregos de floresta e córregos com reserva de mata ciliar do que trechos de riachos adjacentes a pastagem. Há correlação entre o número total de gêneros e o número de famílias de Trichoptera com a largura da vegetação ciliar, indicando que a presença e extensão da zona de reserva vegetativa é muito importante na integridade ecológica do fluxo (Sullivan *et al.*, 2004).

A integridade local (IIH_{local}), sofreu fortes alterações nos córregos CRC_1, devido principalmente a intermitência do riacho, e nos córregos CRCV_1 e CRCV_2 onde os processos locais foram alterados sobretudo pela

construção de represas. A alta riqueza de espécies em um sistema é diretamente relacionada a variedade de habitats (Voelz e McArthur, 2000; Huryn e Harris, 2000). O aporte de material alóctone, principalmente troncos e folhas, constituem importante fonte de carbono para os sistemas, sendo utilizados por macroinvertebrados como fonte de alimento, substrato e habitat (Anderson e Sedell, 1979; Buss *et al.*, 2004).

Ainda, a integridade local do fluxo depende da vegetação ciliar, especialmente por evitar assoreamento do curso de água devido aos sedimentos transportados (Lima e Zakia, 2001). Também, a composição do substrato de leito, pode ter grande influência na comunidade de macroinvertebrados (Carvalho e Uieda, 2004). Conforme Covich *et al.*, (1999), se há substrato adequado no ambiente, os invertebrados serão diversos e abundantes, corroborando os dados do presente estudo na relação da integridade local sobre a riqueza e abundância de Trichoptera.

Dessa forma, foi verificado que a integridade afeta diretamente a complexidade do ambiente, por isso, locais mais íntegros apresentaram maior diversidade de microhabitat o que permitiu maior diversidade de espécies com exigências ambientais diferentes.

A riqueza relativamente alta de Trichoptera em pontos com baixa integridade, categorizados como impactados (CRP_2, CRT_4, CRC_4), poderia ser explicado pela hipótese do distúrbio intermediário proposta por Connell (1978), inferindo que a diversidade de espécies aumenta quando ocorrem distúrbios ambientais moderados, possibilitando a colonização de novas espécies tendendo a um aumento inicial na riqueza, que posteriormente irá diminuir como resultado da exclusão competitiva.

Efeito da quantidade de vegetação

De acordo com Benstead *et al.*, (2003) as margens de rios e córregos das florestas tropicais são desmatadas em 22.360 Km²/ano. Não só a faixa ribeirinha recomendada na legislação Federal influi na qualidade da água e de sua biota, mas a influência da conservação de matas nativas para a qualidade ambiental de córregos pode ir bem mais além. Assim mostrou o efeito de desmatamento em *buffers de 50m a 100 m* da margem dos córregos coletados.

Através das análises, pode ser verificado que a faixa de vegetação de APPs previstas na Lei Federal nº 7.803/89 de proteção dos recursos hídricos, qual exigência de faixa de vegetação marginal é de 30 m para cursos d' água com menos de 10m de largura, e de 50 m para cursos d'água que tenham 10m a 50m de largura, não foi compatível com o efeito local de conservação e manutenção de Trichoptera, uma vez que ocorreu relação negativa da abundância da biota com o desmatamento em faixas de 50m até 100m dos córregos, revelando que a proteção é insuficiente e que está havendo diminuição de espécimes, indicando que as reservas devem ser mais extensas.

Variáveis ambientais

A temperatura da água é um dos principais fatores que determinam o ciclo de vida de invertebrados, como desenvolvimento embrionário, o crescimento das ninfas, a emergência, metabolismo e sobrevivência (Robinson e Minshall, 1998). Nos sistemas lóticos a temperatura varia diária e estacionalmente, devido a fatores como clima, altitude, tipo e extensão da mata ripária. Em rios onde há densa cobertura vegetal, a temperatura da água pode diminuir 2°C a 3°C em relação à temperaturas de lagos e represas (Tundisi e Tundisi, 2008). No trabalho de Lorion e Kennedy (2009), Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) mostraram-se menos diversificados e abundantes em cursos d' água com faixa marginal de pastagem. A relação negativa encontrada entre a riqueza de Trichoptera e temperatura pode estar ligada ao contexto citado, uma vez que CRCV altamente degradado e desmatado apresentou os maiores valores de temperatura.

Temperaturas mais elevadas no epilímnio também causam perdas de oxigênio através da interface ar-água (Tundisi e Tundisi, 2008). Como verificado, a riqueza de Trichoptera foi relacionada positivamente ao oxigênio. Todas larvas de Trichoptera, em particular as de ambientes lóticos, são muito sensíveis a diminuição de oxigênio (Angrisano, 1995; Goulart e Callisto, 2003). Concentrações de OD abaixo de 10% para os insetos aquáticos indicam ser letais, e concentrações de 25-35% e 10–20% de saturação, causam efeitos prejudiciais na emergência e sobrevivência dos mesmos (Connolly *et al.*, 2004).

Características específicas como por exemplo o tamanho do rio, é um requerimento que reflete a distribuição das espécies ao longo dos curso dos córregos (Merrit e Cummins, 1984). A relação negativa da abundância de Trichoptera com a largura dos córregos deve estar ligada a diminuição da importância da matéria alóctone nesses sistemas (menor contribuição da cobertura vegetal sobre o leito do rio) e de que, na região, locais mais largos estão geralmente alterados, enquanto que cabeceiras dos córregos estando em locais que não propiciam mecanização agrícola, ficaram mais protegidas.

O aumento da turbidez e matéria em suspensão em razão do uso inadequado das bacias hidrográficas, sobretudo o desmatamento, é um dos grandes problemas que afetam os rios (Tundisi e Tundisi, 2008). A turbidez elevada impede o desenvolvimento de perifiton e a falta de vegetação ciliar limita o fluxo de matéria orgânica particulada grossa (CPOM), condições desfavoráveis para o desenvolvimento de populações de raspadores e fragmentadores (Wiggins e Mackay, 1978). Os resultados podem contemplar a afirmação através da diminuição da abundância de Trichoptera com o aumento da turbidez. Kasangaki *et al.*, (2007), inferiram que a turbidez foi altamente correlacionada com gradientes de desmatamento e pontos com má qualidade da água, estabelecendo a ligação entre desmatamento, turbidez e macroinvertebrados.

Segundo Fritzsos *et al.*, (2003), o pH é uma das variáveis mais importantes, porém uma das mais difíceis de interpretar, pois são inúmeros os fatores que influenciam o seu valor, como sólidos e gases dissolvidos, dureza e alcalinidade, temperatura e fatores bióticos. Os valores ligeiramente ácidos nos córregos conservados e alterados podem estar relacionados com a demanda natural de matéria orgânica que reduzem o pH. Tundisi e Tundisi (2008), colocam que rios de cerrado tendem a apresentar pH ligeiramente ácido, e que variações nictemerais na zona litoral são de maiores amplitudes, principalmente temperatura da água, oxigênio dissolvido e pH.

Na análise de componentes principais (PCA), a correlação da condutividade e dureza no eixo 1 pode estar ligada principalmente ao córrego CRC. O local CRC_1 apresentou maior condutividade, podendo estar

associado a sua intermitência, pois no período da seca houve formação de pequenas poças d'água. Quanto mais íons dissolvidos presentes, maior será a condutividade (Dodds, 2002), possivelmente relacionada à alta carga de nutrientes nessas poças. Também, o córrego CRC possui características geológicas de solos com rocha mãe ricas em íons de cálcio e magnésio. A presença de íons de carbonato define rios de águas duras (Tundisi e Tundisi, 2008).

A correlação da turbidez e do orto-fostato no eixo 2, acontece por conta dos córregos CRCV e CRM. A turbidez pode ser alterada caso a vegetação seja retirada (Karr e Schlosser, 1978), que é um fator de degradação do CRCV. Já no CRM, foi registrado altos valores de turbidez principalmente no período de chuva, sendo o valor mais alto no CRM_4, fato que pode estar associado ao leito do rio, composto por fundo de silte com poucas pedras. A alta concentração de orto-fostato pode ser oriunda dos processos geoquímicos nas bacias hidrográficas, porém, uma das grandes fontes de poluição a partir dos agroecossistemas é a drenagem de fósforo aplicado no solo e a entrada de resíduos orgânicos da pecuária (Tundisi e Tundisi, 2008), o que pode ter ocorrido nesses pontos.

Relação dos Trichoptera com os níveis de conservação

A análise de agrupamento (DCA) dos pontos de coleta indicou clara diferença na composição de Trichoptera entre os pontos impactados dos alterados/conservados. A heterogeneidade ambiental leva a um aumento na diversidade de espécies no ambiente, expandindo o número de divisões de nichos, facilitando as especializações, diminuindo os efeitos da competição interespecífica, contribuindo para uma fauna mais diversa e abundante (Cramer e Willig, 2005).

O fato de *Smicridea* (R.) sp.5 e *Smicridea* (R.) sp.8 apresentarem-se associadas ao CRCV_2, local degradado, corrobora com o trabalho de Nessimiam *et al.*, (2008), no qual o gênero foi negativamente correlacionada com IHH e ocorreu apenas em áreas desflorestadas. No trabalho de Righi – Cavallaro *et al.*, (2010), *Smicridea* foi altamente abundante o que pode estar relacionado a vasta gama de habitats ocupados. Já as morfoespécies

Polyplectropus sp.1, *Helicopsyche* sp.6 e *Polycentropus* sp.2, no primeiro eixo associaram-se ao CRT_1 caracterizado como conservado corroborando assim com outras análises do presente estudo, sendo os gêneros anteriormente relacionados a ambientes mais íntegros.

É importante ressaltar na análise, que as morfoespécies de maior peso mostraram baixa abundância e restrita distribuição, mas contribuíram com o aumento da riqueza, alterando a composição de espécies do estudo. Já *Marilia* sp.2, *Nectopsyche* sp.1 e *Phylloicus* sp.2, apresentaram alta abundância e boa distribuição entre os pontos, contribuindo para a maior ordenação da DCA, reunindo locais alterados com conservados, além de outras espécies não citadas.

Bioindicadores

Para monitorar os efeitos das atividades antrópicas é necessário estabelecer um conjunto de organismos indicadores de qualidade ambiental, assim, algumas espécies dentre as trinta mais abundantes, apresentaram relação com Índice de Integridade (IIH) e, através do IndVal indicaram ser fiéis e de alta especificidade, (*Helicopsyche* sp.4, *Marilia* sp.2, *Nectopsyche* sp.1, *Notalina* sp.1, *Phylloicus* sp.2 e *Polycentropus* sp.1), sendo recomendadas nesses estudos.

Da mesma forma que o presente trabalho, Nessimiam *et al.*, (2008) indicaram *Helicopsyche* como um dos táxons correlacionado positivamente com os valores de IIH. No estudo de Couceiro (2007), *Helicopsyche* e *Marilia* se mostraram indicadores de córregos não impactados. Segundo Merrit e Cummins, (1984), *Helicopsyche* pertence ao grupo funcional dos raspadores e se alimentam de perifiton aderido nas rochas, *Marilia* é fragmentador alimentando-se de matéria orgânica particulada grossa (CPOM).

Crisci-Bispo *et al.* (2007), analisando riachos de São Paulo, verificou que *Nectopsyche* e *Phylloicus* ocorreram preferencialmente em locais de alta heterogeneidade ambiental. As larvas de *Nectopsyche* ocorrem principalmente em corredeiras (Crisci-Bispo *et al.*, 2004), são herbívoro-fragmentadoras ou coletoras (Wiggins, 1996a), e as de *Phylloicus* são fragmentadoras e em alguns córregos podem ser facilmente encontradas em fragmentos foliares em baixa

corrente. Todas as larvas conhecidas desse gênero constroem diferentes casas achatadas usando pedaços de folhas cortadas em tamanho oval (Pather, 2003). Baptista *et al.* (2001), observou que esses gêneros e *Notalina* estiveram relacionados com a parte superior de rios, caracterizado pela entrada substancial de serrapilheira da floresta. No estudo de Baptista *et al.*, (1998), *Notalina* esteve sempre associado a depósitos de folhiço.

Na Costa Rica, *Polycentropus* teve distribuição restrita em riachos de pequeno e médio tamanho, áreas florestadas, geralmente acima de 600 metros de altitude. Os córregos nos quais o gênero esteve presente foram em grande parte claros, frescos, de fluxo rápido e relativamente livres de poluição (Holzenthal e Hamilton, 1988), corroborando com nossos dados sendo *Polycentropus* sp.1 indicadora de locais conservados.

As morfoespécies que indicaram relação com o IIH, mas não mostraram ser boas indicadoras pelo IndVal, (*Chimarra* sp.6, *Leptonema* sp.1, *Macronema* sp.9, *Marília* sp.1, *Polyplectropus* sp.2 e *Polyplectropus* sp.4) podem ser espécies generalistas que não desaparecem em ambientes alterados e que se beneficiam de condições conservadas, suportando maior amplitude de variação ambiental.

Segundo Blahnik e Holzenthal (1992), *Chimarra* pode ser encontrada em uma variedade de habitats, e conforme Wiggins (1996), o gênero é presente preferencialmente em depósito de folhas acumuladas em correnteza. De acordo com Oliveira (2006), as larvas de *Leptonema* se alimentam de matéria orgânica particulada fina em decomposição, pertencendo a categoria funcional dos coletores-filtradores (Flint *et al.*, 1999). No trabalho de Baptista *et al.* (1998), o gênero indicou preferência por substratos de folhiço retido em áreas de corrente. *Polyplectropus* no trabalho de Martins-Silva *et al.*, (2008), indicou preferência pelas regiões serranas com sedimento mais grosseiro e correnteza com maior velocidade.

Macronema ocorreu em áreas não impactadas no estudo de Couceiro, (2007), no entanto, o presente estudo registrou relação negativa *Macronema* sp.9 com a integridade de habitat, e *Macronema* sp.2 revelou (pelo IndVal), ser bioindicadora de ambientes alterados, sugerindo que espécies do mesmo

gênero apresentam comportamentos diferentes, sendo necessária a identificação até espécie. No mesmo sentido, *Helicopsyche* sp.3 foi bioindicadora de pontos alterados, mas não apresentou significância com o IIH.

Os resultados evidenciam a importância da mata ciliar, sendo esses morfotipos frequentemente associados a folhiços, mostrando a importância da disponibilidade de material alóctone, o que pode justificar a maior abundância destas morfoespécies nos pontos com valores de integridade mais altos.

Conclusão

Os resultados deste estudo permitiram concluir que, a integridade do ambiente foi determinante para a riqueza e abundância dos Trichoptera, e que a integridade da paisagem enfatiza a importância da largura e do estado de conservação da mata ciliar para a produção da matéria alóctone, pontos importantes para a disponibilidade de microhabitats, assim como recurso alimentar para a entomofauna. Já a integridade local foi afetada pela intensidade de diferentes impactos humanos, enfatizando, aqui o efeito do represamento de corpos d' água, corroborando a hipótese que, pontos com baixa integridade seriam menos ricos e abundantes, ocorrendo também maior similaridade da fauna nos ambientes alterados e conservados em comparação aos locais impactados.

A necessidade de uma maior integração entre o conhecimento da fauna e políticas de faixa de vegetação exigidas para as APPs, visto que o desmatamento após 50m do córrego afetou a abundância de Trichoptera, contrapondo o recomendado pela política dos recursos hídricos, sendo confirmada a hipótese de que, quanto maior a área de mata ciliar mais abundante é a fauna presente. A proposição de redução da faixa de APPs para 15m, em córregos de pequeno porte, sugerida pela alteração na Legislação ambiental, que ora tramita na esfera federal, agravaria, ainda mais a situação, pondo em risco as relações sistêmicas das nascentes das bacias hidrográficas brasileiras, e nossos dados deram uma amostra dos efeitos nocivos dessa proposição.

A qualidade da água influenciou os Trichoptera e mostrou relacionada ao estado de conservação dos pontos, conferindo o pressuposto que a fauna responde a efeitos das variáveis físicas e químicas. As seis espécies que mostraram relação com o IIH e também foram denominadas indicadoras de ambientes sugeriram alta especificidade devendo ser investigadas como as principais bioindicadoras da qualidade ambiental da Bacia do Pindaíba, confirmando ainda, a hipótese de que, esses insetos apresentariam estreita relação com as características do habitat.

Referências bibliográficas

- August P. V., 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology.*, 64,1495-1507.
- Anderson N. H., and Sedell J. R., 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review Entomology.*, 24: 351-377.
- Angermeier P. L. and Karr J. R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *Bioscience.*, 44, 690-697.
- Angrisano E. B., 1995 Insecta Trichoptera. *In*: Lopretto, E. C. and Tell, G. (Eds.), *Ecosistemas de aguas continentales, metodologia para su estudio*, La Plata: Ediciones Sul, 1199-1227.
- Bahar MD. M., Ohmori H. and Yamamuro M., 2008. Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. *Limnology.*, 9:19-26.
- Baptista D. F., Dorvillé L. F. M., Buss D. F. and Nessiamian J. L., 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Rev. Bras. Biol.*, 61, 295-304.
- Baptista D.F., Dorvillé L. F. M., Buss D.F., Nessimian J.L. e Soares, L.H.J., 1998. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. *Oecol. Bras.*, 5, 191-207.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B. D. and Stribling J. B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, EPA. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, 339 p.

- Benstead J. P., Douglas M. M. and Pringle Catherine M., 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecol. Appl.*, 13, 1473–1490.
- Bini L. M., 2004. Análises multivariadas em limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. *In*: Bicudo C. E. M. e Bicudo D.C. (eds.), *Amostragem em Limnologia*, São Carlos, Rima, 73-107.
- Blahnik R. J., and Holzenthal R. W., 1992. Revision of the Neotropical genus *Chimarrhodela* lestage (Trichoptera: Philopotamidae). *Systematic Entomology.*, 17, 109–132.
- Brasil., 1981. *Projeto RADAMBRASIL*, Folha SD 22. Goiás: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Ministério das Minas e Energia/ Divisão de Publicação, 636 p.
- Brown Jr. K. S., 2000. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. *In*: Rodrigues R. R. e Leitão-Filho H. F. (eds.), *Matas Ciliares: conservação e recuperação*, 2. ed, EDUSP, São Paulo, 223-232.
- Buss D. F., Baptista D. F., Nessimian J. L. and Egler M., 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia.*, 518, 179-188.
- Buss D.F., Baptista D.F. and Nessimian J.L., 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cadernos de Saúde Pública.*, 19, 465-473.
- Buss D. F., Baptista D. F., Silveira M. P., Nessimian J. L. and Dorvillé L. F., 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia.*, 481, 125-136.
- Carvalho E.M., e Uieda V.S., 2004. Colonização por Macroinvertebrados Bentônicos em Substrato Artificial e Natural em um Riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia.*, 21, 287-294.
- Connolly N.M., Crossland M. R. and Pearson R. G., 2004. Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 23, 251–270.
- Cortezzi S. S., Bispo P. da C., Paciencia G. de P., e Leite R. C., 2009. Influencia da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região do cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. *Iheringia, Sér. Zool.*, 99, 36-43.
- Couceiro S. R. M., Hamada N., Luz S. L. B., Forsberg B. R. and Pimentel T. P., 2007. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in

- urban stream in Manaus, Amazonas, Brazil. *Hydrobiologia.*, 575, 271-284.
- Colwell R. K., 2000. Estatistical estimation of species richness and shared species from samples (EstimateS). [6.0b1]. Ref Type: Computer Program.
- Connell J. H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science California*, 199, 1302-1310.
- Covich A. P., Palmer M. A., Crowl T. A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *Bioscience*, 49, 119-140.
- Cramer M.J., Willig M.R., 2005. Habitat heterogeneity, species diversity and null models. *Oikos.*, 108, 209-218.
- Crisci-bispo V. L., Bispo P. C. and Froehlich C. G., 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic rainforest streams, Southeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, 24, 312-318.
- Crisci-bispo V. L., Bispo P. C. and Froehlich C. G., 2004. Triplectides larvae in empty cases of Nectopsyche (Trichoptera, Leptoceridae) at Parque Estadual Intervales, São Paulo State, Brazil. *Rev. Bras. entomol.*, 48, 133-134.
- Death R. G. and Zimmermann E. M., 2005. Interaction between disturbance and primary productivity in determining stream invertebrate diversity. *OIKOS.*, 111, 392-402.
- DeLong M, D. and Brusven M. A., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environ. Manage.*, 22, 445-457.
- Dodds W. K., 2002. Aquatic chemistry controlling nutrient cycling: redox and O₂. In: Dodds, W. K. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic Press, 183-202.
- Dufrêne M. and Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecologicals Monographs.*, 67., 345-366.
- Ferreira-Peruquetti P. e De marco P. Jr., 2002. Efeito da alteração ambiental sobre comunidades de Odonata em riachos de Mata Atlântica de Minas Gerais, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 19, 317-327.
- Ferreira-Peruquetti P. e Fonseca-Gessner A. A., 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e Monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Rev. Bras. Zool.*, 20, 219-224.

- Fidellis L. F., Nessimian J. L. e Hamada N., 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. *Acta Amazon.*, 31, 127 – 134.
- Flint Jr O. S., Holzenthal R. W. and Harris S.C., 1999. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera), Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio, 239 p.
- Fritzons E., Hindi E. C., Mantovani L. E. e Rizzi N. E., 2003. As alterações da qualidade de água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. *Eng. Sanit. Ambient.*, 8, 239 -248.
- Galdean N., Callisto M. and Barbosa F. A. R., 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil)., *Rev. Brasil. Biol.*, 61, 239-248.
- Goulart M. D. C. e Callisto M., 2003. Bioindicadores de qualidade da água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da Faculdade de Pára de Minas-FAPAM.*,1, 1-9.
- Holzenthal R. W., Blahnik R. J., Prather A. L. and Kjer K. M., 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa.*, 1668, 639-698.
- Holzenthal R.W., and 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., Hamilton S. W., 1988. New species and records of Costa Rican *Polycentropus* (Trichoptera: Polycentropodidae). *J. New York Entomol. Soc.*, 96, 332-344.
- Huryn A. D. and Harris S. C., 2000. High species richness of caddisflies (Trichoptera) from a riparian wetland in maine. *Northeast. Nat.*, 7, 189-204.
- Karr J. R. and Dudley D. R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.*, 5, 55-68.
- Karr J.R., 1998. Rivers as sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. *In: R.J. Naiman and R.E. Bilby, editors. River Ecology and Management, Lessons from the Pacific Coastal Ecosystem.* Springer, NY. 502-528.
- Karr, J. R. and Schosser, I. J., 1978. Water resources and the land water interface. *Science.*, 201, 229-234.
- Kasangaki A., Chapman L.J. and Balirwa J., 2007. Land use and ecology of benthic macroinvertebrates assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. *Freshwat. Biol.*, 1-17.

- Lammert M., and Allan J. D., 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrate. *Environmental Management.*, 23, 257-270.
- Lima W. P., e Zakia M. J. B., 2001. Hidrobiologia de matas ciliares. *In: Rodrigues R. R. e Leitão Filho H. F. (eds.), Matas ciliares: conservação e recuperação*, Editora Universidade de São Paulo, São Paulo, 33-44.
- Lorion C. M. and Kennedy B. P., 2009. Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrate in neotropical headwater streams. *Freshwat. Biol.*, 54, 165-180.
- Marchant R., 1989. Changes in the benthic invertebrate communities of the Thomson River, southeastern Australia, after dam construction, *Reg. Rivers.*, 4, 71-89.
- Martins-Silva M. J., Engel D. W., Rocha F. M. da., e Araújo J., 2008. Imaturos de Trichoptera na Bacia do Rio Paranã, GO, com novos registros de gênero. *Neotropical Entomology.*, 37, 735-738.
- Merritt, R. W. and Cummins, K. W., 1984. An introduction to the aquatic insects of North America, Kendall/Hunts, Dubuque, Iowa, 311p.
- Nessimian J. L., Venticinque E. M., Zuanon J. De-Marco-Jr P. Gordo M. Fidellis L. Batista J. D. and Juen, L., 2008. Land use, habitat integrity and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia.*, 614, 117-131.
- O'connor N. A., 1991. The effects of habitat complexity on the macroinvertebrate colonizing wood surfaces in lowland stream. *Oecologia.*, 75, 132-140.
- Oliveira L.G., 2006. Trichoptera. *In: Costa C., Ide S. e Simonka C. E. Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto, Ed. Holos, 249p.
- Oliveira L.G. and Froehlich C.G., 1997. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a southeastern Brazilian mountain stream, *Acta Limnol. Brasil.*, 9, 139-148.
- Pather A. L., 2003. Revision of the neotropical Caddisfly *Phylloicus* (Trichoptera: Calamoceatidae). *Zootaxa.*, 275,1-214.
- Pes A. M. O., Hamada N. e Nessimian J. L., 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta), da Amazônia Central, Brasil. *Rev. Bras. entomol.*, 49, 181-204.
- Pes A.M.O., Hamada N. and Soares C. C., 2008. Description of the last-instar larva and pupa and the bionomics of *Smicridea* (*Smicridea*) *truncata* Flint (Trichoptera: Hydropsychidae) in Central Amazonia, Brazil. *Zootaxa.*, 1732, 54-60.

- Resh V. H., Brown A., Covich A. P., Gurtz M. E., Li H. W., Minshall G. W., Reice S. R., Sheldon A. L., Wallace J. B. and Wismar, R. C., 1988. The role of the disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7, 433-455.
- Righi-Cavallaro K. O., Spies M. R. and Siegloch A. E., 2010. Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Biota Neotrop.*, 10, 253-260.
- Rios S. L. and Bailey R. C., 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia.*, 553, 153-160.
- Robinson C.T. and Minshall G.W., 1998. Macroinvertebrate communities, secondary production, and life history patterns in two adjacent streams in Idaho, USA. *Arch Hydrobiologia.*, 142, 257-281.
- Rosenberg D. M. and Resh V. H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M. and Resh, V. H. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman e Hall, New York, 1 – 9.
- Sandin L. and Johnson R. K., 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. *Landscape Ecol.*, 19, 501-514.
- Santos A. J., 2006. Estimativas de riqueza em espécies. In: Cullen L. Jr., Rudran R. and Valladares-Padua C. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2ª ed., UFPR, Curitiba, 652p.
- Sode A. and Wiberg-Larsen P., 1993. Dispersal of adult Trichoptera at e Danish forest brook. *Freshwater biology.*, 30, 439-446.
- Strahler H. N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions* 33: 913-920.
- Sullivan S. M. P., Watzin M.C. and Hession W.C., 2004. Understanding stream geomorphic state in relation to ecological integrity: evidence using habitat assessments and macroinvertebrates. *Environ. Manage.*, 34, 669-683.
- Ter Braak C. J. F. 1995. Ordination. In: Jongman R. H. G., Ter Braak C. J. F. and Van Tongeren O. F. R. (eds.), *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge, Cambridge University, 91-173.
- Tews J., Brose U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann M. C., Schwager, M., and Jeltsch F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structure. *Journal of Biogeography.*, 31, 79-92.

- Townsend C. R., Scarsbrook M. R. and Doledec S., 1997. The intermediate disturbance hypothesis, refugia and biodiversity in streams. *Limnol. Oceanogr.*, 42, 938-949.
- Tullos D. D. and Neumann M., 2006. A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic activities en the watershed on benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Model.*, 96, 209-220.
- Tundisi J. G. e Tundisi T. M., 2008. Limnologia. Oficina de Textos, São Paulo, 631p.
- Utz, R.M., Hilderbrand, R.H., Boward, D.M., 2009. Identifying regional differences in threshold responses of aquatic invertebrates to land cover gradients. *Ecol. Indic.*, 9, 556–567.
- Valentin J.L.. 2000. Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos, Rio de Janeiro, Interciência, 117 p.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell, J. R. and Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137.
- Voelz N.J. and Mcarthur V., 2000. An exploration of factors infuencing lotic insetc species richness. *Biodivers. Conserv.*, 9, 1543-1570.
- Voelz N.J. and Ward J.V., 1991. Biotic responses along the recovery gradient of a regulated stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48:2477-2490.
- Wiggins G. B. and Mackay R. J., 1978. Some relationships between systematics and trophic ecology in Nearctic aquatic insects, with special reference to Trichoptera. *Ecology.*, 59, 1211-1220.
- Wiggins G. B., 1996a. Trichoptera families. *In*: R. W. Merritt and K.W. Cummins (editors). An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt, Dubuque,Iowa. 309–349.
- Wiggins G.B., 1996. Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera), Canada – Toronto: University of Toronto Press Incorporated, 457 p.
- Zar J.H., 1999. Biostatistical analysis, 4th ed. N.J., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 630p.

