



Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida  
Silvestre

*Dissertação de Mestrado*

**Estimativa de riqueza de macroinvertebrados bentônicos e a relação da  
composição de comunidades com componentes de meso-habitat em  
riachos de cabeceira no cerrado**



**Déborah Regina de Oliveira e Silva**

Orientador: Prof. Dr. Marcos Callisto  
(Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG)

*Belo Horizonte, fevereiro de 2012.*

Universidade Federal de Minas Gerais  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida  
Silvestre

**Estimativa de riqueza de macroinvertebrados bentônicos e a relação da  
composição de comunidades com componentes de meso-habitat em  
riachos de cabeceira no cerrado**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Minas Gerais, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

**Déborah Regina de Oliveira e Silva**

Orientador:

Prof. Dr. Marcos Callisto

(Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG)

Belo Horizonte, fevereiro de 2012.

Financiamento:



Bolsa:



Apoio:



*Esta dissertação é  
especialmente dedicada aos  
meus pais, Zé e Margot.*

## **Agradecimentos**

Ao meu orientador Prof. Marcos Callisto, serei eternamente grata. Obrigada pelo dia em que me recebeu em seu laboratório, pelos constantes incentivos, pelas inúmeras oportunidades, por acreditar em mim e no meu trabalho.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre e a todos os professores.

Aos professores Dr. Luiz Hepp (URI-RS), Dr. Gilmar Santos (PUC-MG) e Dr. Frederico Neves (UFMG) que gentilmente aceitaram o convite de compor a banca avaliadora.

Às amigas do LEB, Ana Paula, Cíntia, Isabelinha, Josy, Letícia pelos excelentes momentos de convívio! Aos amigos que já passaram pelo laboratório a quem também devo um muito obrigada por todo o ensinamento.

Stellinha, Lu e Kele, obrigada, meninas, pela amizade e trabalho duro na triagem e identificação dos organismos!

À Xu (Ju), pela prontidão em ajudar, pela participação, pela amizade, por nunca negar uma cervejinha no cadeião. Ao Wandinho, por todo o ensinamento e paciência; obrigada também pela companhia durante o almoço! Às Bárbaras Becker e Sanchez, pelo apoio e amizade! Ao Taynan, por ter sido mais que um colega, um amigo e agora um “cumpadi”! Ao Diego Castro, pela amizade e parceria durante todo o mestrado.

Ao Diego Macedo, pelas rotas e mapas...

Ao Senhor Rapha, pelo super apoio, ajuda nas análises, pelas discussões, pelos “emails motivacionais”, amizade e pelo ‘cuidado’ comigo em Corvallis.

Obrigada, Bob e Phill, por terem me recebido com tanto carinho em Corvallis, pelos valiosos comentários, questionamentos e discussões.

Cacazinho, por ser sempre tão prestativo, por nunca deixar uma pergunta sem resposta e pelas piadas ridículas!!

Ao professor Paulo Pompeu, por me ajudar prontamente em todas as dúvidas.

À Renata (Fundep), pela presteza na parte burocrática.

Cris e Fred, funcionários da secretaria da pós, pela gentileza com que me atenderam sempre que precisei.

Às equipes envolvidas nas coletas de campo, pessoal de Lavras, CEFET e PUC-MG. Principalmente à Míriam, pela organização e planejamento da coleta.

À Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG), Programa Peixe-Vivo, pelo financiamento do projeto e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao André Fillipe, que além de irmão, também foi desenhista, tradutor e formatador nas horas vagas! Muito obrigada! A minha querida irmã Cá, por todo apoio.

Ao Lucas, obrigada por todo amor e dedicação, por acreditar no meu trabalho e estar ao meu lado, sempre me motivando!

Aos meus pais, minha fonte de inspiração! Obrigada por me incentivarem. Por estarem junto comigo na busca dos meus objetivos e sonhos. Vocês são tudo pra mim!

A DEUS por iluminar meu caminho e me dar força pra ir em frente.

A todos que de alguma forma estiveram envolvidos nesta importante etapa da minha vida, e que torceram por mim, o meu mais sincero MUITO OBRIGADA!

## Sumário

|   |    |
|---|----|
| <b>Resumo</b> .....   | 1  |
| <b>Abstract</b> .....   | 2  |
| <b>Introdução Geral</b> .....   | 3  |
| <b>Materiais e Métodos</b> .....  | 6  |
| Área de Estudo .....  | 6  |
| Amostragens em campo .....  | 8  |
| Coleta de macroinvertebrados bentônicos .....   | 10 |
| <b>Capítulo 1</b> .....   | 11 |
| <i>Estimativa de riqueza de macroinvertebrados bentônicos em riachos no cerrado mineiro: bases para conservação da biodiversidade</i> |    |
| <b>Capítulo 2</b> .....   | 26 |
| <i>Influência dos componentes do meso-habitat na variação da composição de comunidades bentônicas em riachos de cabeceira</i>         |    |
| <b>Conclusões</b> .....   | 52 |
| <b>Considerações Finais e Perspectivas Futuras</b> .....  | 53 |
| <b>Referências</b> .....  | 54 |

## **Resumo**

Riachos de cabeceira são importantes componentes de uma bacia hidrográfica e abrigam uma grande diversidade de macroinvertebrados bentônicos. O estudo da composição e estrutura destes organismos e a sua relação com o meio em que habitam fornecem importantes ferramentas para conservação da biodiversidade. O objetivo do primeiro capítulo foi avaliar o esforço amostral necessário para caracterizar a riqueza de macroinvertebrados bentônicos em escala regional e local em riachos de cabeceira do Cerrado, utilizando o estimador Jackknife de segunda ordem. Os resultados mostraram regionalmente um percentual elevado da riqueza estimada (93% para famílias e 82% para assembléias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT). Na escala local, no entanto, a mediana observada foi de 68% para famílias e 65% para EPT. Estes resultados revelam que um maior esforço amostral deve ser empregado localmente, em cada riacho, para avaliar maior percentual da riqueza total de macroinvertebrados bentônicos. O segundo capítulo teve por objetivo avaliar o quanto da distribuição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos pode ser explicado por fatores ambientais do meso-habitat (tipos de substrato e fluxo) e pela variação entre riachos, utilizando o método de partição da variação. O percentual da variação nas comunidades biológicas explicado por fatores ambientais foi maior em relação à explicação pela variação entre os riachos (32% para abundância e 23% presença-ausência da comunidade total, 30% para abundância e 24% presença-ausência das assembléias de EPT). Quanto à importância dos tipos de substratos e fluxos como componentes do meso-habitat foi observado que os tipos de fluxo explicaram mais de 60% da variação ambiental tanto para comunidade total quanto para as assembléias de EPT. Os resultados evidenciaram que a interação entre condições hidrológicas e geomorfológicas afetam as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e que seu arranjo é importante ao nível de meso-escala em riachos de cabeceira no bioma cerrado.

**Palavras-chave:** esforço amostral, Jackknife de segunda ordem, partição da variação, meso-habitat, macroinvertebrados bentônicos.



## **Abstract**

Headwater streams are important components of a watershed and harbor a high diversity of benthic macroinvertebrates. The study of composition and structure of these organisms and their relationship with the environment in which they live provides an important tool for biodiversity conservation. The aim of the first chapter was to assess regional and local scales in the sampling effort using the second order Jackknife for richness estimation. The results showed that regionally, there was a significant percentage of the estimated richness (93% for families and 82% for Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera - EPT). Locally, however, the median rate was 68% to 65% for families and EPT, respectively. A higher sampling effort should be employed to cover most of the total macroinvertebrate richness at the local scale. The second chapter aims to assess how much of the distribution of benthic macroinvertebrate community can be explained by environmental factors of meso-habitat (substrate types and flows) and the variation between streams, using the method of variance partitioning. The percentage of variation in biological communities explained by environmental factors was higher compared to the explanation given by the variation between streams (32% for abundance and 23% for presence-absence of the total community; and 30% for abundance and 24% for presence-absence of EPT assemblages). Regarding the importance of substrates and flows as meso-habitat components it was observed that flow types accounted for more than 60% of environmental variation for both the total community and for EPT assemblages. The results highlighted that the interaction between hydrological and geomorphological conditions affect benthic macroinvertebrate communities and that their arrangement is important at the meso-scale in headwater streams at cerrado.

**Key-words:** sampling effort, second order Jackknife, variance partitioning, meso-habitat, benthic macroinvertebrate.

## Introdução Geral

O cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, tendo já ocupado uma área de aproximadamente 2 milhões de km<sup>2</sup>, correspondendo a 20% do território nacional (Wantzen, 2003). Esta área, no entanto, vem sendo reduzida nas últimas décadas devido à expansão das atividades de agricultura e pastagem (Klink & Machado, 2005; Wantzen *et al.*, 2006). A constante ameaça a esse bioma associado ao elevado endemismo de espécies faz do cerrado um “hot spot” de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000).

Do ponto de vista hidrológico, as cabeceiras dos principais tributários das bacias dos rios Paraguai e São Francisco localizam-se no cerrado, além de alguns tributários da bacia Amazônica (Machado *et al.*, 2011). Um grande número de nascentes e riachos de pequeno porte faz do bioma cerrado o “berço das águas” e, dessa forma, exercem importante papel para a conservação da biota aquática (Scariot *et al.*, 2005). No entanto, a constante pressão sobre esses ecossistemas tem resultado em mudanças na composição da biota e na estrutura e funcionamento dos habitats aquáticos (Wantzen *et al.*, 2006; Machado *et al.*, 2011).

Os riachos de cabeceira são numerosos e importantes componentes de uma rede fluvial, podendo contribuir com até 80% da extensão total dos cursos d’água de uma bacia hidrográfica (Benda *et al.*, 2005; Bryant *et al.*, 2007). Dentre as diversas funções que os riachos desempenham, destacam-se o transporte de massas d’água, sedimento, nutrientes e matéria orgânica para trechos a jusante (Callisto *et al.*, 2001; Meyer & Wallace, 2001; Gomi *et al.*, 2002; Gonçalves *et al.*, 2006). Os riachos de cabeceira são capazes de abrigar

uma elevada diversidade biológica (Clarke *et al.*, 2008). Devido às suas características intrínsecas como temperatura, luminosidade, química da água, tipos de substratos e recursos alimentares, influenciam a abundância e a diversidade da biótica aquática (Meyer *et al.*, 2007).

Dentre as comunidades presentes em riachos de cabeceira, os macroinvertebrados bentônicos são importantes para o funcionamento de ecossistemas lóticos (Merritt & Cummins, 1996; Voelsz & McArthur, 2000). Desempenham importante papel na dinâmica de nutrientes, transformação da matéria orgânica e no fluxo de energia (Callisto & Esteves, 1995). Podem apresentar alterações em sua estrutura, composição e distribuição frente a alterações tais como poluição (Callisto *et al.*, 2001); sedimentação (Longing *et al.*, 2010) e modificações na estrutura do canal fluvial (Stazner & Higler, 1986). Desta forma são importantes ferramentas para avaliação de integridade biótica (Bonada *et al.*, 2006).

Estudos que descrevem a riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos em riachos de cabeceira são ainda escassos, o que torna difícil tirar conclusões a respeito dos padrões de distribuição da biodiversidade nestes ambientes (Clarke *et al.*, 2008). Comparações entre estudos nem sempre são possíveis devido às diferentes técnicas de amostragem utilizadas (Gotelli & Cowell, 2001) e desenho experimental altamente variável. Além disso, outro problema que envolve comparação de riqueza taxonômica entre diferentes locais surge quando a curva de acumulação de espécies não atinge uma assíntota, significando que o número de amostras coletadas ainda não foi suficiente para representar o conjunto de unidades taxonômicas presentes em

uma dada área ou ecossistema (Gotelli e Cowell, 2001). Clarke *et al.* (2008) também sugerem o uso de estimadores de riqueza para avaliar o quanto uma dada comunidade terá sido adequadamente amostrada. Dentro deste contexto é apresentada no Capítulo 1 desta dissertação a importância do esforço amostral e da estimativa da riqueza em riachos de cabeceira no Cerrado com enfoque na conservação da biodiversidade.

A escala na qual a estrutura e a composição das comunidades é avaliada é, também, extremamente relevante para estudos de biodiversidade (Clarke, 2010). Estudos em meso-escala são de fundamental importância para o entendimento da distribuição de organismos aquáticos (Beisel *et al.*, 2000) e são ainda escassos na literatura (Principe *et al.*, 2007). No capítulo 2 é avaliado quanto da distribuição de comunidades bentônicas pode ser explicado por fatores ambientais, propostos aqui pelos componentes do meso-habitat (tipos de substrato e fluxos) e pela variação entre riachos, utilizando o método de partição da variação (Legendre, 1993).

## **Materiais e Métodos**

### Área de Estudo

O estudo foi conduzido em 40 riachos pertencentes à bacia de drenagem do reservatório de Três Marias em Minas Gerais. A região de Três Marias é caracterizada pelo bioma cerrado, possui clima tropical úmido e temperado de altitude, com insolação média anual de 2.400 horas e evapotranspiração média anual de 1.000 mm (ANA, 2004), com invernos secos e verões chuvosos. Com relação às precipitações, a média anual varia de 1200 a 2000 mm (ANA, 2004). O reservatório de Três Marias situa-se no trecho alto da bacia do rio São Francisco e seus principais afluentes são os rios Borrachudo, Boi, Paraopeba e Indaiá. Possui área de 1050 km<sup>2</sup> (em sua cota máxima), estendendo por vários municípios, entre os quais Felixlândia, Pompeu e Abaeté, no estado de Minas Gerais (Figura 1).

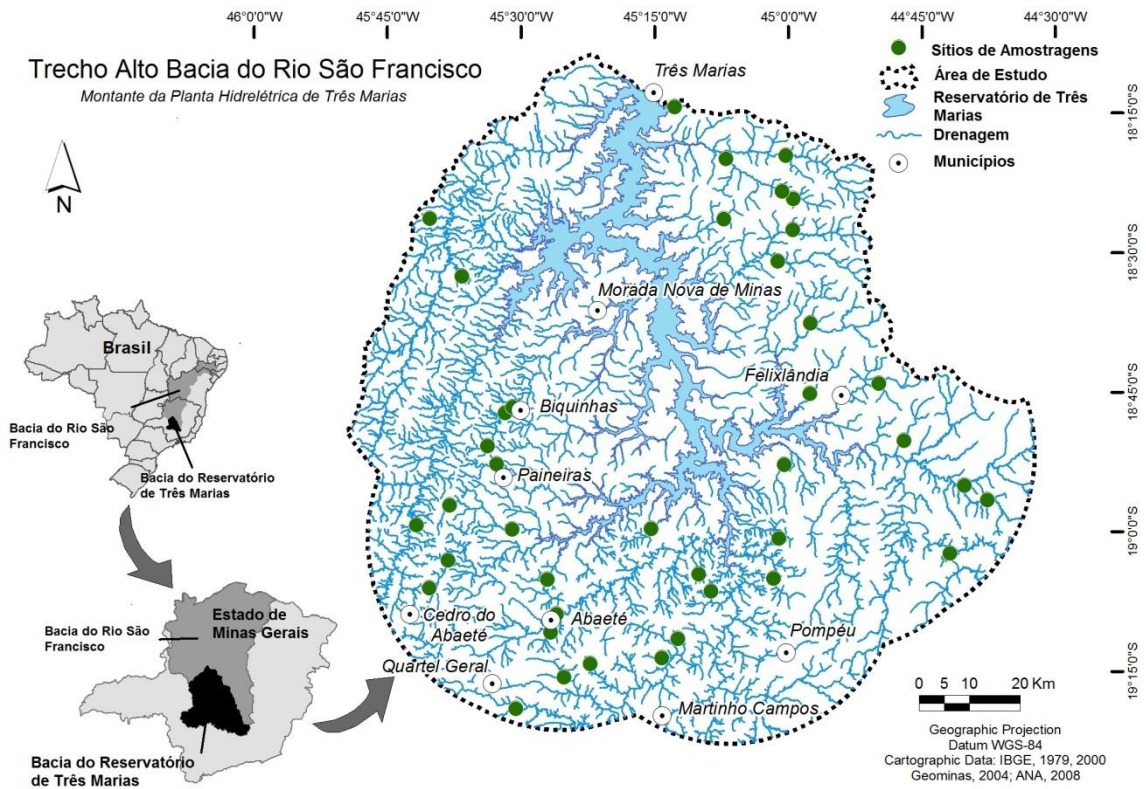


Figura 1: Rede amostral dos riachos a montante do reservatório de Três Marias, bacia do Rio São Francisco, setembro de 2010. Os círculos representam os pontos amostrados.

Os 40 riachos selecionados foram definidos conforme metodologia proposta pelo US-EMAP West Wadeable Stream (Olsen & Peck, 2008). Após ordenação da malha hidrográfica segundo método de Strahler (1957) foi realizado um sorteio balanceado de pontos em riachos de 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> ordem a uma distância mínima de 1 km entre eles. A amostragem foi realizada apenas em riachos considerados “wadeable”, ou seja, capazes de serem atravessados por um adulto mediano com a lâmina d’água até a altura do peito (Kauffman, 1999). Tomando por referência o reservatório de Três Marias, foram sorteados pontos amostrais distantes até 35 Km dos limites do reservatório. Cumpridos estes pré-requisitos, foram sorteados para amostragem 40 pontos nos riachos tributários do reservatório de Três Marias. Outros 40 pontos reservas foram

sorteados para eventuais substituições dos pontos principais em caso de impossibilidade de acesso para amostragens.

### Amostragens em campo

Uma campanha de coletas intensivas foi realizada durante 20 dias no mês de setembro de 2010, período de seca, em que variações no fluxo são relativamente menores e a abundância de macroinvertebrados é maior devido à exposição de habitats e microhabitats (Melo & Froehlich, 2001), e a uma maior estabilidade do leito. Em cada tributário a amostragem foi realizada em um trecho proporcional à largura do riacho. A extensão deste trecho foi estabelecida através da fórmula: média da largura do riacho x 40, de tal forma que o comprimento do trecho do riacho a ser amostrado foi de no mínimo 150 metros. Em cada trecho foram estabelecidas 11 transectos transversais (perpendiculares ao trecho do riacho) demarcados de “A” a “K”, onde foram realizadas medidas do habitat físico e coleta de macroinvertebrados bentônicos (Figura 2).

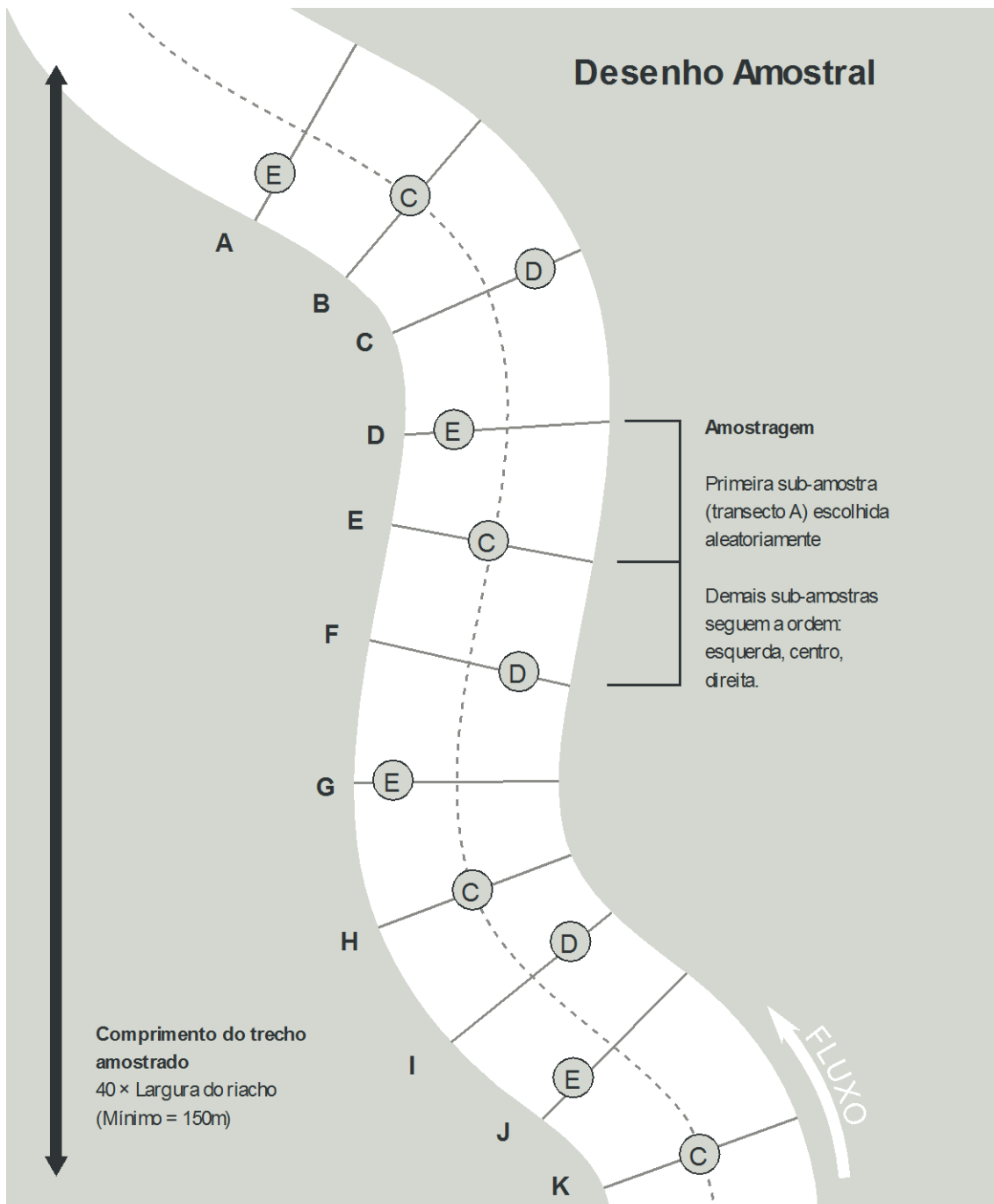


Figura 2: Representação esquemática de definição do trecho amostral. Figura adaptada do manual Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams, Peck *et al.* (2006).



## Coleta de macroinvertebrados bentônicos

Em cada um dos 11 transectos, demarcados de “A” a “K”, foi realizada uma amostragem das comunidades de macroinvertebrados bentônicos, totalizando 11 sub-amostras por riachos e 440 sub-amostras no total. Ao longo dos transectos em cada riacho, o local escolhido para a amostragem foi definido entre “esquerda”, “centro” ou “direita” aleatoriamente no ponto “A” e subsequentemente nos pontos seguintes conforme a ordem acima (Figura 2). Um coletor do tipo “kick-net” (30 cm de abertura, 500 µm de malha, área de 0,09 m<sup>2</sup>) foi utilizado na coleta dos organismos bentônicos. Cada amostra foi colocada em um saco plástico e fixada com 50ml de formol tamponado. As amostras foram levadas ao laboratório de Ecologia de Bentos/UFMG, onde foram lavadas sobre peneira de 500 µm de malha. A triagem foi realizada em bandejas sobre caixa de luz e os invertebrados identificados em microscópio estereoscópico (32x) com o auxílio de chaves de identificação (Pérez, 1988; Merritt & Cummins, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006; Mugnai *et al.*, 2010). A identificação foi realizada até o nível de gênero para os invertebrados das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) sendo os demais organismos identificados até o nível de família, exceto de Bivalvia, Hydracarina, Hirudinea, Nematoda, Collembola, e Oligochaeta.

# 1

## **Estimativa da riqueza de macroinvertebrados bentônicos em riachos no cerrado mineiro: bases para conservação da biodiversidade**



## **Abstract**

Species richness is a simple and intuitive concept for characterizing community diversity. However it's difficult to know how many different species (or taxonomic units) exist in a given area due to the impossibility of measuring all the total number of species (total richness). Utilizing richness estimators and the species accumulation curve is possible to obtain an estimation of the number of taxa expected in a set of samples and the minimum necessary to characterize the community. Thus, this study aimed to assess regional and local scales in the sampling effort carried out in 40 streams in the cerrado biome. We evaluate the second order Jackknife for richness estimation of macroinvertebrates inhabiting multiple substrates with 11 sub-samples per stream. The results showed that regionally there was a significant percentage of the estimated richness: 93% for the whole community and 82% for the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera genera (EPT) assemblages. On a local scale, however, the median rate was 68% (min = 47%, max = 100%) for total community, and 65% (min = 37%, max = 100%) for the EPT assemblages. Locally, a higher sampling effort should be employed to cover most of the total macroinvertebrate richness. Thus, the study showed the importance of considering the sampling effort at two scales (local and regional), providing support to decision makers based on the taxonomic richness and the establishment of conservation strategies for aquatic biodiversity.

**Key-words:** richness, second-order Jackknife, species accumulation curve, benthic macroinvertebrates.

## Introdução

A contagem do número de diferentes indivíduos em uma determinada área, através da riqueza taxonômica, é uma maneira simples e intuitiva de caracterização da diversidade de comunidades biológicas (Gotelli & Colwell, 2001). A riqueza de espécies é influenciada por variações naturais no ambiente e por distúrbios de origem antrópica (Rosenberg & Resh, 1993). É uma métrica amplamente utilizada em estudos de biodiversidade (Wilsey *et al.*, 2005), uma importante ferramenta para gestão de áreas protegidas (Melo, 2008), e um conceito fundamental em ecologia de comunidades.

Considerando que o número de espécies em uma dada comunidade é limitado, a riqueza total de espécies poderia teoricamente ser determinada para qualquer comunidade (Walther & Morand, 1998). No entanto, a realização de um censo ou um inventário completo requer esforços extraordinários, muitas vezes inviáveis por limitações taxonômicas incluindo espécies ainda não descritas (Chao, 2005). Além disso, o aumento no número de amostras necessário para obter uma estimativa real (ou próxima disso) de uma comunidade pode também resultar em aumento dos custos necessários para obtenção dos dados em campo (Bartsh *et al.*, 1998).

Curvas de acumulação de espécies (ou curvas do coletor) são formas simples de avaliar como a riqueza de espécies varia de acordo com o esforço amostral, onde o número de *taxa* geralmente cresce assintoticamente com o aumento no número de amostras (Cao *et al.*, 2001; Santos, 2003). Quando a curva atinge a estabilização e não é observado incremento na riqueza com o aumento do esforço amostral, todas as espécies terão sido amostradas

(Santos, 2003). Assim, essas curvas permitem estimar o número esperado de espécies em um conjunto de amostras e estimar o mínimo necessário de amostras para caracterização de uma comunidade (Bartsh *et al.*, 1998; Bady *et al.*, 2005).

Stout & Vandermeer (1975), comparando riachos em diferentes latitudes, sugeriram que riachos tropicais abrigam maior riqueza de espécies de insetos aquáticos em relação a riachos temperados. No entanto devido ao pequeno tamanho das amostras coletadas, a riqueza observada nos trópicos era sub-estimada. Além do mais, devido à constante captura de *taxa* raros, nem sempre é possível observar uma estabilização na curva de acumulação de espécies de macroinvertebrados bentônicos em riachos tropicais (Schneck & Melo, 2010).

Sendo assim, a impossibilidade de mensurar toda a riqueza local torna necessário o uso de estimadores de riqueza para preencher as lacunas deixadas por inventários incompletos (Walther & Morand, 1998). Dentre as formas de se obter estimativas da riqueza, os estimadores não paramétricos são amplamente utilizados (Gotteli & Colwell, 2010). Estes estimadores utilizam informações do número de espécies raras, mas que não foram detectadas nas amostras coletadas para aproximar ao número de espécies presentes (Gotteli & Colwell, 2010). Diversos modelos não paramétricos disponíveis na literatura foram testados e comparados para diversas comunidades biológicas e seu uso indicado em algumas situações (Walther & Morand, 1998, com parasitas; Hellmann & Fowler, 1999, com comunidades de plantas lenhosas; Melo & Froehlich, 2001, com invertebrados aquáticos; Hughes *et al.*, 2002, com peixes; Ricetti & Bonaldo, 2008 com aranhas).

Melo & Froehlich (2001), avaliando o desempenho de 13 estimadores de riqueza para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em riachos tropicais, concluíram que o modelo mais adequado a critérios pré-estabelecidos é o estimador Jackknife de segunda ordem. Além disso, sugeriram o seu uso em futuros estudos de diversidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos.

O presente estudo teve por objetivo avaliar o esforço amostral necessário para caracterizar a riqueza de macroinvertebrados bentônicos em escala local e regional em riachos de cabeceira do Cerrado.

## **Materiais e Métodos**

O trabalho foi conduzido em 40 riachos pertencentes à bacia hidrográfica do reservatório de Três Marias. Em cada riacho, um trecho de aproximadamente 150 metros foi definido e 11 sub-amostras eqüidistantes de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas (Olsen & Peck, 2008). As sub-amostras foram obtidas aleatoriamente em múltiplos habitats. Foi utilizado um amostrador do tipo “kick-net” (30 cm de abertura, 500 µm de malha, área de 0,09 m<sup>2</sup>) para coleta dos organismos. As amostras foram fixadas e levadas ao laboratório de Ecologia de Bentos/UFMG. No laboratório as amostras foram lavadas sobre peneira de 500 µm de malha. A triagem foi realizada em bandejas sobre caixa de luz e os invertebrados identificados em microscópio estereoscópico (32x) com o auxílio de chaves de identificação (Pérez, 1988; Merritt & Cummins, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006; Mugnai *et al.*, 2010). A identificação foi realizada até o nível de gênero para as

ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) sendo os demais organismos identificados até o nível de família, exceto Bivalvia, Hydracarina, Hirudinea, Nematoda, Collembola e Oligochaeta.

### Análise de dados

Para avaliar o esforço amostral em escala regional (número de riachos na bacia) e escala local (número de sub-amostras por riacho) foi utilizado o estimador não-paramétrico Jackknife de segunda ordem (Burnham & Overton, 1978, Colwell & Coddington, 1994). Este estimador baseia-se na ocorrência de espécies raras e no número de amostras para estimar o total de espécies em uma comunidade (Santos, 2003).

Para a análise em escala regional foi gerada uma curva de acumulação de espécies com a riqueza total observada em cada um dos 40 riachos amostrados. Essa curva foi plotada como percentual da riqueza estimada pelo Jackknife de segunda ordem. Assim, foi obtida uma curva para a comunidade total e outra para as assembléias de gêneros de EPT. Foram feitas simulações com 10 repetições para 10, 20 e 30 riachos e os valores mínimo, mediano e máximo da riqueza observada em relação à estimada foram destacados para a comunidade total (famílias) e gêneros de EPT.

Para a análise em escala local foi gerada uma curva para cada um dos 40 riachos, considerando a riqueza observada em cada uma das 11 sub-amostras coletadas. Foram destacados os valores mínimo, mediano e máximo entre as 40 curvas resultantes desta análise tanto para a comunidade total quanto para as assembléias de gêneros de EPT.

Os dados foram obtidos a partir da média de 1.000 aleatorizações dos valores de riqueza de macroinvertebrados bentônicos por riacho e por transectos. Estas análises foram realizadas utilizando o software estatístico EstimateS 8.0 (Cowell, 2006).

Tanto localmente quanto regionalmente foram construídas curvas com os dados gerados para a riqueza observada e a estimada. Graficamente, estes dados foram plotados como percentuais da riqueza estimada pelo programa Statistica 7.0.

## **Resultados**

No total foram identificados 72.113 organismos divididos em 80 *taxa* nos 40 riachos na bacia do reservatório de Três Marias, MG. Destes, 14.842 organismos pertenceram às famílias de EPT, identificados em 65 gêneros.

Na escala regional a estimativa de riqueza foi de 86 *taxa* de macroinvertebrados para a comunidade total. Pelos dos 80 *taxa* observados foi possível alcançar 93% da riqueza estimada. As curvas apresentaram um perfil que tende à estabilização. Foram coletados 65 gêneros de EPT, representando 82% da riqueza estimada de 79 gêneros (Figura 1).



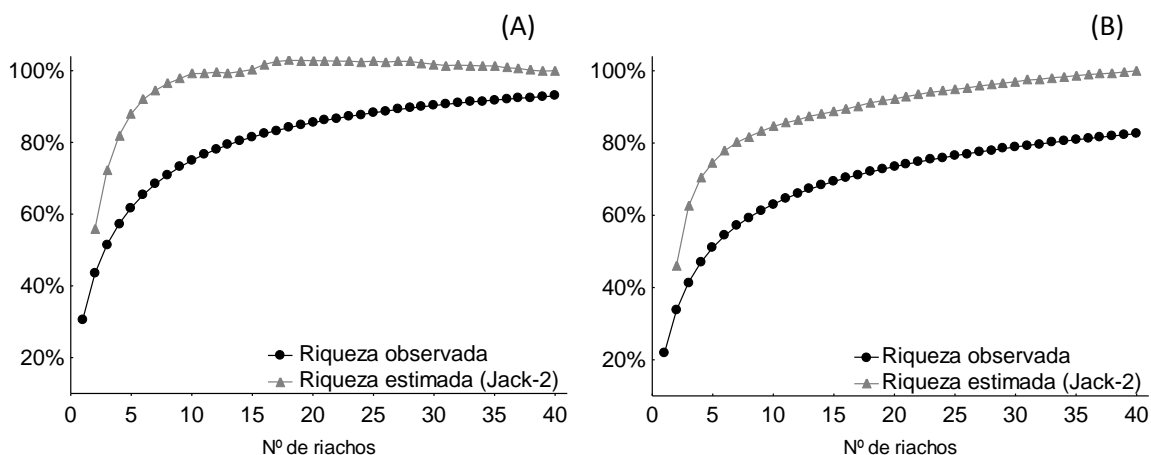


Figura 1: Riquezas observadas e estimadas em 40 riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG), em setembro de 2010. Valores representados em porcentagens relativas da riqueza estimada. (A) Famílias e (B) Gêneros de EPT.

O valor mediano da riqueza observada em relação à estimada para resolução taxonômica ao nível de famílias foi de 78% quando considerados 10 riachos (mínimo = 65%, máximo = 89%), 81,5% para 20 riachos (mínimo = 70%, máximo = 95%), e 90% para 30 riachos (mínimo = 80%, máximo = 99%).

Para a resolução taxonômica de gêneros de EPT o valor mediano da riqueza estimada em relação à observada foi de 77,5% quando considerados 10 riachos amostrados (mínimo = 60%, máximo = 93%), 82,5% para 20 riachos (mínimo = 74%, máximo = 91%) e 81.5% para 30 riachos amostrados (mínimo = 75%, máximo = 92%) (Tabela 1).

Tabela 1 Porcentagem do valor mínimo, mediano e máximo da riqueza observada e relação à estimada obtida quando considerada a amostragem em 10, 20 e 30 riachos sorteados, para a resolução ao nível de famílias e gêneros de EPT.

| Nº de Riachos | Famílias |         |        | EPT    |         |        |
|---------------|----------|---------|--------|--------|---------|--------|
|               | Mínimo   | Mediano | Máximo | Mínimo | Mediano | Máximo |
| 10            | 65       | 78      | 89     | 60     | 77.5    | 93     |
| 20            | 70       | 81.5    | 95     | 74     | 82.5    | 91     |
| 30            | 80       | 90      | 99     | 75     | 81.5    | 92     |

Para a escala local, a mediana da riqueza observada correspondeu a 68% da riqueza total estimada. O valor mínimo encontrado correspondeu a 47% da riqueza estimada e o valor máximo chegou a 100%. Nesta mesma escala, considerando as assembléias de gêneros de EPT o valor da mediana para a riqueza observada correspondeu a 64% da riqueza estimada. Os valores mínimo e máximo foram de 36% e 100% respectivamente em relação à riqueza estimada (Figura 2).

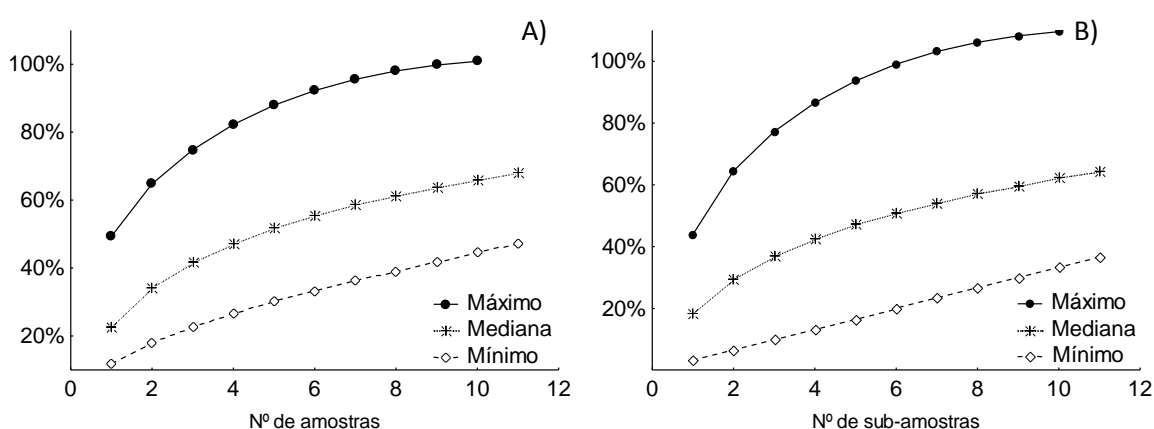


Figura 2: Porcentagens dos valores mínimo, mediano e máximo das riquezas observadas em relação ao total estimado em 11 sub-amostras em 40 riachos tributários do reservatório de Três Marias, MG, em setembro de 2010. (A) Famílias e (B) Gêneros de EPT.

## Discussão

As estimativas de riqueza calculadas para o número de riachos amostrados contemplou boa parte da riqueza estimada. Para o nível taxonômico de famílias é possível observar uma tendência à estabilização das curvas com a amostragem em 40 riachos (93% da riqueza estimada). De forma semelhante, a curva observada para riqueza de gêneros EPT foi capaz de amostrar mais de 80% da riqueza estimada. Bartsh *et al.* (1998) concluíram que o número de trechos necessários para a amostragem da comunidade de

macroinvertebrados bentônicos em trechos do rio Mississippi depende do objetivo do estudo e podem variar entre 18 e 40 trechos. Hughes *et al.* (2011), também trabalhando em rios de grandes dimensões, encontraram de 11 a 16 trechos de rio para uma amostragem de 75-95% da riqueza estimada em 20 trechos, no entanto, ponderaram que a riqueza destes organismos em 20 trechos foi sub-estimada. Considerando as diferentes metodologias empregadas nos trabalhos disponíveis na literatura internacional e, principalmente, o fato do presente estudo ter sido conduzido em riachos de cabeceira onde a diversidade e presença de *taxa* raros são maiores (Ligeiro *et al.*, 2010), um maior número de riachos é esperado para contemplar a riqueza total de macroinvertebrados bentônicos. No entanto, a simulação feita com um menor número de riachos mostrou que para a resolução de famílias da comunidade total, em 20 riachos é possível contemplar um valor expressivo de aproximadamente 80% da riqueza estimada. Para gêneros de EPT, amostrando em 20 ou 30 riachos os valores pouco variaram (mediana = 82,5% e 81,5%, respectivamente) em relação ao valor obtido com 40 riachos (83% da riqueza estimada).

Quanto à estimativa de riqueza em escala local foi observado em ambos os níveis taxonômicos uma alta variação nos percentuais da riqueza observada em relação à estimada (37% - 100% para EPT e 47% - 100% para famílias). Esta variação observada pode ser atribuída em parte ao método de amostragem (múltiplos habitats) (Stout & Vandermeer, 1975). Muitas espécies raras ocupam diferentes habitats, o que resulta em curvas de acumulação que dificilmente atingirão uma assíntota (Melo & Froehlich, 2001). No entanto, de acordo com Gerth & Herlihy (2006), o método de coleta em múltiplos habitats é

preferível quando o objetivo do estudo é obter uma lista mais abrangente de *taxa* visando a conservação de biodiversidade.

A mediana observada tanto para famílias quanto para gêneros de EPT (65% e 68%, respectivamente) revelou que a amostragem da riqueza esteve abaixo do estimado. Bady *et al.* (2005) também observaram que com 10 amostras apenas 50% da riqueza estimada era representada. Li *et al.* (2001) estudando riachos de cabeceira no estado do Oregon nos Estados Unidos também notaram um constante incremento na riqueza com a adição de novos *taxa* mesmo após 50 amostras.

De acordo com Hughes *et al.* (2011), um esforço amostral maior do que 11 amostras é necessário para estimar a riqueza real de *taxa* de macroinvertebrados bentônicos. No entanto, amostras pequenas podem ser suficientes para estimar a diversidade através de índices (Magurran, 2004; Schneck & Melo, 2010). Hughes & Herlihy (2007) em um estudo ecológico para a parametrização de índice de integridade biótica (IBI) com peixes observaram que, localmente, o esforço necessário para obtenção de resultados confiáveis era menor do que o estimado. Conforme Larsen & Herlihy (1998) é esperado que em 11 sub-amostras haja um número de indivíduos suficiente para caracterização da composição e abundância de uma comunidade biológica.

Estes resultados evidenciaram o quanto é importante considerar o esforço amostral despendido tanto localmente, quanto regionalmente. Assim, foi possível evidenciar como as curvas de acumulação de espécies e os estimadores de riqueza são importantes ferramentas para adequação do esforço amostral, fornecendo subsídios para fundamentar tomadas de decisões

baseadas na riqueza taxonômica e no estabelecimento de estratégias para conservação da biodiversidade.

## Referências

- Bady, P., Doledec, S., Fesl, C., Gayraud, S., Bacchi, M. & Scholl, F., 2005. Use of invertebrate traits for biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50, 159 - 173.
- Bartsch, L. A., Richardson, W. B. & Naimo, T. J., 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size, and cost. *Environmental Monitoring and Assessment*, 52, 425 - 439.
- Burnham, K. P. & Overton, W. S., 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biotropica*, 30, 625 – 633.
- Cao, Y., Larsen, D. P. & Hughes, R. M., 2001. Evaluating sampling sufficiency in fish assemblage surveys: a similarity-based approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1782 - 1793.
- Chao, A. 2005. Species estimation and applications. Pages 7907–7916 in N. Balakrishnan, C. B. Read, and B. Vidakovic, editors. *Encyclopedia of statistical sciences*. Second edition, volume 12. Wiley, New York, New York, USA.
- Colwell, R. K., 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>.
- Colwell, R. K., & Coddington, A. J., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 345, 101 – 118.
- Costa, C., Ide, S. & Simonka, C. E., 2006. *Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação*. Holos Editora. Ribeirão Preto, SP. 249p.

- Fernández, H. R. & Domínguez, E., 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Gerth, W. J. & Herlihy, A. T., 2006. Effect of sampling different habitat types in regional macroinvertebrate bioassessment surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 501 - 512.
- Gotelli, N. & Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379 - 391.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell., 2010. Estimating species richness. pp. 39-54 in: *Biological Diversity: Frontiers In Measurement And Assessment*. A. E. Magurran and B. J. McGill (eds.). Oxford University Press, Oxford. 345 pp.
- Hellmann, J. J. & G. W. Fowler., 1999. Bias, precision and accuracy of four measures of species richness. *Ecological Applications*, 9, 824 - 834.
- Hughes R. M., Herlihy A. T., Gerth W. J. & Pan Y., 2011. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. *Environmental Monitoring & Assessment*. DOI 10.1007/s10661-011-2181-9.
- Hughes, R. M. & A. T. Herlihy., 2007. Electrofishing distance needed to estimate consistent IBI scores in raftable Oregon rivers. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136, 135 - 141.
- Hughes R.M., Kaufmann P.R., Herlihy A.T., Intelmann S.S., Corbett S.C., Arbogast M.C. & Hjort R.C., 2002. Electrofishing distance needed to estimate fish species richness in raftable Oregon Rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 22, 1229 - 1240.
- Larsen D. P., Herlihy A. T., 1998. The dilemma of sampling streams for macroinvertebrate richness. *Journal of the North American Benthological Society*, 17, 359 - 366.

- 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.
- Ligeiro, R., Melo, A. S. & Callisto, M., 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55, 424 - 435.
- Magurran A. E., 2004. *Measuring Biological Diversity*, Second Edition, Blackwell Science Ltd, Oxford, 260 p.
- Melo A. S. & Froehlich C. G., 2001. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*, 46, 711- 721.
- Melo, A. S., 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8, 21 - 27.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, 862p.
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F., 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Technical Books, 176p.
- Olsen, A. R. & Peck, D. V., 2008. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 822 - 836.
- Pérez, G.R., 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Colombia, Bogotá*. Editorial Presencia Ltda. 217p.
- Ricetti, J. & Bonaldo, A. B., 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 98, 88 - 99.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic*



macroinvertebrates. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York.

Santos, A. J., 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In: Cullen, L., Jr.; Rudran, R. & Volladares-Padua, C. (eds). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba, UFPR. p.19-41.

Schneck, F. & Melo, A. S., 2010. Reliable sample sizes for estimating similarity among macroinvertebrate assemblages in tropical streams. *Annals of Limnologie – International Journal of Limnologie*, 46, 93 - 100.

Stout J. & Vandermeer J., 1975. Comparison of species richness for stream-inhabiting insects in tropical and midlatitude streams. *America Naturalist*, 109, 263 - 280.

Walther, B. A. & Morand, S. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116, 395 - 405.

Wilsey, B. J., Chalcraft, D. R., Bowles, C. M. & Willig, M. R., 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology*, 8, 1178 - 1184.

# 2

## **Influência dos componentes do meso-habitat na variação da composição de comunidades bentônicas em riachos de cabeceira**



## **Abstract**

Studies at the meso-scale level are fundamental for understanding the distribution of aquatic organisms. These studies cover a level of detail between the scales of micro-habitats (organic and inorganic substrates) and habitats (characterized by "riffles" and "pools"). The meso-habitat components include variables such as substrate composition and hydraulic conditions of the river channel and are recognized as critical to structuring benthic macroinvertebrate communities. The objective of this study was to determine how much of the variation in the composition of benthic macroinvertebrate communities is explained by the variation among streams and/or environmental factors, the latter represented by components of the meso-habitat types (water flow and types substrates). Field sampling was carried out during September, 2010 at 12 headwater streams of the Três Marias reservoir. At each stream, eleven equidistant cross-sectional transects were established where benthic macroinvertebrate samples were collected using a kick-net sampler. The areas where the benthic samples were collected had their predominant substrate classified into: silt and clay, sand, gravel, cobbles, boulders or leaf packs; and its water flow into: pool, slow glide, fast glide, riffle, or rapid. To assess the relative importance of environmental components and the proper streams, we used the method of variance partitioning. The percentage of variation in biological communities explained by environmental factors was higher compared to the explanation given by the variation between streams (32% for abundance and 23% for presence and absence of total community and 30% for abundance and 24% for presence or absence of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages-EPT). These results show the importance of environmental factors in explaining the variation of benthic community. Regarding the relative importance of the meso-habitat we observed that flow types accounted for more than 60% of environmental variation for both the whole community and for EPT assemblages in relation to the substrate types. This shows the importance of flow types in discriminate macroinvertebrate communities providing a characterization of the physical habitat for biota.

**Key-words:** benthic macroinvertebrates, meso-habitats, variance partitioning, substrate, flow.

## Introdução

Os métodos utilizados para avaliação da integridade física do habitat variam em uma escala espacial, de micro-habitat (alguns centímetros) até maiores escalas como bacias hidrográficas (vários quilômetros) (Frissel *et al.*, 1986). Estudos em meso-escala são de fundamental importância para o entendimento da distribuição de organismos aquáticos (Beisel *et al.*, 2000). Tais estudos abrangem um nível de detalhamento entre as escalas de micro-habitats (substratos orgânicos e inorgânicos) e habitats (caracterizado por “riffles” e “pools”) (Armitage *et al.*, 1995; Armitage & Pardo, 1995; Kemp *et al.*, 2000).

Meso-habitats são definidos subjetivamente como unidades do habitat aparentemente uniformes e visualmente distintas (Armitage *et al.*, 1995; Armitage & Pardo, 1995). A avaliação do meso-habitat inclui variáveis como a composição do substrato (Minshall & Minshall, 1977) e as condições hidráulicas do canal do rio (Statzner *et al.*, 1988).

As unidades que compõem o meso-habitat são definidas como partes integrantes de um fluxo relativamente homogêneo e de um substrato característico, promovidas pelas interações entre a hidrologia e a geomorfologia (Príncipe *et al.*, 2007) e distintas por comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Kemp *et al.*, 2000).

O substrato é um dos principais componentes do habitat físico sendo importante elemento na caracterização de comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Buss *et al.*, 2004). Estes, por sua vez, exibem preferências específicas quanto ao tipo do substrato presente no leito dos riachos (Minshall,

1984; Duan *et al.*, 2008). Dentre as características dos substratos que mais influenciam as comunidades bentônicas estão o tamanho das partículas, heterogeneidade, compactação e estabilidade do canal (Verdonschot, 2001).

Os tipos de fluxo são resultados de diferenças na superfície da água ocasionados por variações espaciais nas condições hidráulicas (Reid & Thoms, 2008), podendo ser distinguidos visualmente. Avaliações visuais da distribuição destes tipos de fluxo fornecem um meio de avaliar a heterogeneidade dos habitats. A eficácia desta abordagem é baseada na noção de que diferentes tipos de fluxo representam um conjunto distinto de condições hidráulicas relevantes para a biota aquática.

Macroinvertebrados bentônicos são frequentemente utilizados como ferramenta na avaliação da integridade biótica de riachos (Rosenberg & Resh, 1993, Bonada *et al.*, 2006). Os diferentes taxa de organismos bentônicos exibem preferências quanto a recursos tróficos, habitats e qualidade de água (Longing *et al.*, 2010). Respondem a modificações no canal fluvial (Statzner & Higler, 1986), poluição (Callisto *et al.*, 2001) e sedimentação (Longing *et al.*, 2010), através de alterações na sua estrutura e distribuição. Conseqüentemente, as associações entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e as diferentes unidades de habitats que compõem o leito de rios são essenciais no sentido de serem usadas como ferramentas preditivas para avaliação da pressão humana sobre ecossistemas aquáticos (Principe *et al.*, 2007).

Para implementação e melhoramento de programas de monitoramento com foco na restauração e proteção de corpos d'água continentais é preciso

entender em que medida os fatores ambientais influenciam as assembléias de macroinvertebrados bentônicos em diferentes escalas espaciais (Beisel *et al.*, 2000). Segundo Armitage & Cannan (1998), ainda são necessários estudos que levem em conta as escalas espaciais menores que avaliem a distribuição de organismos bentônicos em riachos. Tais estudos ainda são escassos (Principe *et al.*, 2007), mas de fundamental importância na construção de conhecimentos para avaliações mais robustas, considerando aspectos hidráulicos como estruturadores de assembléias bentônicas em riachos de cabeceira.

O entendimento das influências destas unidades de habitat e as comunidades que as compõem fornecem um método alternativo de avaliar ecossistemas lóticos com aplicações na avaliação da integridade biótica e medidas de conservação e restauração de corpos hídricos (Armitage & Pardo, 1995). O objetivo deste estudo foi determinar o quanto da variação na composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos é explicado pela variação entre riachos e/ou por fatores ambientais ao nível de mesoescala.

## **Materiais e Métodos**

Foram amostrados 12 riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG) em setembro de 2010. O entorno destes tributários apresentaram condições boas a moderadamente alteradas por atividades agrícolas e pastoris, não sendo observadas grandes evidências de alterações antrópicas no leito, margens e zona ripária. Em cada riacho um trecho de

aproximadamente 150 metros foi estabelecido e 11 sub-amostras de comunidades bentônicas foram coletadas (Peck *et al.*, 2006). As amostras foram coletadas com um amostrador do tipo “kick-net” (30 cm de abertura, 500µm de malha, área de 0,09 m<sup>2</sup>). As amostras foram fixadas com 50 ml de formol tamponado e encaminhadas para o laboratório de Ecologia de Bentos/UFMG. No laboratório, as amostras foram lavadas sobre peneira de 500µm de malha. A triagem foi realizada em bandejas sobre caixa de luz e os invertebrados identificados em microscópio estereoscópico (32x) com o auxílio de chaves de identificação (Pérez, 1988; Merritt & Cummins, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Costa *et al.*, 2006; Mugnai *et al.*, 2010). A identificação foi realizada até o nível de gêneros para as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) sendo os demais organismos identificados até família, exceto Bivalvia, Hydracarina, Hirudinea, Nematoda, Collembola e Oligochaeta.

#### Mensuração de meso-habitat

Nos locais onde as sub-amostras de macroinvertebrados bentônicos foram coletadas foram mensuradas as características do meso-hábitat (tipos de substratos e fluxos). O substrato predominante foi classificado em fino (composto por silte e argila), areia, cascalho, seixo, bloco e folhiço. O tipo de fluxo foi classificado em piscinas, fluxo suave lento, fluxo suave rápido, corredeira e rápido (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1: Descrição dos substratos amostrados nos riachos de Três Marias em setembro de 2010. Adaptado do manual Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams, Peck *et al.* (2006).

| Tipos de substratos | Descrição                               |
|---------------------|---|
| Fino                | Composto por partículas de silte+argila |
| Areia               | >0,06 a 2 mm                            |
| Cascalho            | >2 a 64 mm                              |
| Seixo               | >64 a 250 mm                            |
| Bloco               | Acima de 250 mm                         |
| Folhoso             | Bancos de folha no leito do riacho      |

Tabela 2: Descrição dos tipos de fluxo amostrados nos riachos de Três Marias em setembro de 2010. Adaptado do manual Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams, Peck *et al.* (2006). Velocidade média de cada tipo de fluxo obtido através de medições em campo.

| Tipos de Fluxo               | Descrição  | Velocidade média (m/s)     |
|------------------------------|--|----------------------------|
| Piscina                      | Água parada, baixa velocidade, superfície lisa, geralmente profunda.   | 0,0                        |
| Fluxo suave (lento e rápido) | Água com movimento lento, superfície suave e regular. Baixa turbulência.   | lento: 0,01<br>rápido: 0,2 |
| Corredeira                   | Água em movimento, com pequenas ondulações - ondas que não quebram, tensão superficial regular. Pequena turbulência. | 0,4                        |
| Rápido                       | Água em movimento rápido e turbulento, "água branca", ondas quebrando.   | 0,7                        |



## Análise de dados

A partição da variação permite decompor a variação encontrada para uma determinada variável resposta (por exemplo, composição de comunidades) em função das variáveis dos componentes ambientais e de componentes espaciais, este último construído a partir de coordenadas geográficas dos sites (Legendre, 1993; Legendre *et al.*, 2005). Dado o montante da variação que pode ser compartilhado entre estas duas variáveis (ambiental e espacial) a análise de partição da variação consegue extrair essa fração do conjunto das variáveis explanatórias (Borcard *et al.*, 1992). Assim, é possível obter: a) fração da variação explicada unicamente pelo fator ambiental; b) fração compartilhada entre os fatores ambiental e espacial; c) fração da variação explicada unicamente pelo fator espacial; e d) fração da variação que permanece não explicada. Estas etapas são simplificadas pela figura 1.

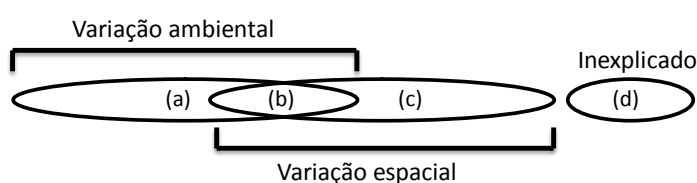


Figura 1 Partição da variação de uma matriz biológica mostrando as frações explicadas por fatores (a) puramente ambientais, (b) fração compartilhada entre as variáveis explicatórias (c) fração explicada puramente pelo fator espacial e (d) fração inexplicada.(Figura adaptada de Borcard *et al.*, 1992).

Para o presente estudo, as variáveis ambientais capazes de determinar variações nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram representadas pelos componentes do meso-habitat (tipos de substrato e fluxo). O componente espacial foi representado pela variação entre os riachos e

tratado como uma variável categórica. De forma semelhante, os fatores ambientais foram representados por classes de variáveis formadas pelos tipos de substratos e fluxos mensurados em campo. Para realizar a análise os fatores (riachos e ambiental) foram transformados em variáveis “dummy” (categóricas) (Brown, 2011) de acordo com Costa & Melo (2008), Borcard *et al.* (1992) e Legendre *et al.* (2005).

Para responder a questão proposta neste estudo foi avaliada a composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em dois níveis: (a) abundância relativa e (b) presença-ausência. Ambos os tipos de dados foram analisados em dois níveis de resolução taxonômica: (a) comunidade total, aqui referida por famílias de todos os grupos encontrados; e (b) assembléias de gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), resultando em quatro análises distintas.

Os resultados destas quatro análises foram obtidos através da técnica de partição da variação, onde o total explicado da variação foi obtido através de análises de redundância (pRDA- “partial RDA”) (Rao, 1973). Antes de rodar as análises os dados biológicos de abundância sofreram transformação de “Hellinger” (Legendre & Gallagher, 2001), sendo tratados como abundâncias relativas. Esta transformação fornece dados acurados e não tendenciosos para as estimativas da partição da variação pela pRDA (Peres-Neto *et al.*, 2006).

As etapas de obtenção dos percentuais de variação de cada variável foram obtidas através de: (1) soma de todos os autovalores da pRDA da matriz biológica limitada pela matriz ambiental (substrato e tipos de fluxos); (2) soma de todos os autovalores da pRDA da matriz biológica limitada pela matriz

'riachos'; (3) soma de todos os autovalores da pRDA da matriz biológica limitada pela matriz ambiental sem o efeito dos riachos (covariáveis); e (4) soma de todos os autovalores da pRDA da matriz biológica limitados pela variável 'riachos' e sem o efeito das variáveis ambientais (covariáveis).

A partir da soma de todos os autovalores obtidos pela análise de correspondência (CA) da matriz biológica (total da variação) é possível chegar aos percentuais de variação de cada fator (Borcard *et al.*, 1992):

$$\frac{\sum \text{autovalores de cada RDA} \times 100}{\sum \text{autovalores da CA biológica}} = \% \text{ da variação}$$

Dessa forma, o total explicado da variação na comunidade pelas variáveis foi obtido através da soma dos passos 1 e 4 ou 2 e 3. Este total foi fracionado em: variação devido apenas aos fatores ambientais variação compartilhada entre o fator riachos e ambiental (passos 1-3 ou passos 2-4), variação apenas devido ao fator riachos (passo 4) e fração não explicada por nenhuma das variáveis avaliadas (100 – variação da CA) (Borcard *et al.*, 1992).

Feito isso, de forma semelhante, uma segunda partição foi conduzida apenas com as variáveis ambientais. Este procedimento permitiu a partição da variação ambiental em: (i) fração explicada puramente pelas variáveis dos tipos de substratos; (ii) a fração da variação explicada puramente pelas variáveis dos tipos de fluxos e (iii) a fração da variação compartilhada entre ambos.

Nas duas partições realizadas as frações da variação foram interpretadas a partir do R<sup>2</sup> ajustado. Dada a influência do número de variáveis e do tamanho da amostra nas análises, o R<sup>2</sup> ajustado fornece estimativas das frações das variações não tendenciosas (Péres-Neto *et al.*, 2006). As análises foram todas realizadas no programa estatístico "R" (R Development Core

Team, 2006), através de funções do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2011) e “dummy” (Brown, 2011).

## **Resultados**

Nos 12 riachos selecionados foi coletado um total de 23.333 organismos distribuídos em 65 *taxa*. Destes, 8.496 indivíduos representaram 65 gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT).

O total da variação (resultado conjunto dos fatores ambientais e do riacho) explicado pelas pRDA's para composição das comunidades totais através da abundância relativa dos organismos foi de 32% e para presença-ausência destes indivíduos o valor encontrado foi de 23%. Valores semelhantes foram encontrados quando considerada apenas as assembléias compostas por gêneros de EPT: 30% para abundância relativa e 24% para presença-ausência dos indivíduos (Tabela 3, Figura 2).

Do total explicado, o fator ambiental foi responsável por explicar 20% da variação na abundância relativa das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e 13% quando considerada a presença-ausência dos grupos de invertebrados. Valores menores foram obtidos quando avaliada a composição das assembléias de EPT tanto para abundância relativa (17%) quanto para presença-ausência destes organismos (14%). A fração explicada puramente pelos riachos obteve valores inferiores em relação aos explicados pelo fator ambiental: 11% e 8% foram os percentuais totais explicados, respectivamente, pela abundância relativa e presença-ausência tanto para as comunidades totais quanto para assembléias compostas por gêneros de EPT.

Riachos e fatores ambientais compartilham entre si baixos percentuais de explicação da variação das comunidades. Para as comunidades totais e para a assembléia composta apenas por gêneros de EPT, o percentual de explicação foi de aproximadamente 2% tanto para abundância relativa quanto para presença-ausência dos organismos. O percentual não explicado, ou residual, foi elevado em todas as quatro análises: 68% e 77% para, respectivamente, abundância relativa e presença-ausência dos organismos nas comunidades totais; e 70% e 76% para os valores correspondentes para gêneros de EPT.

Tabela 3: Resultados da partição da variação pela RDA nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG), em setembro de 2010. A tabela mostra os valores do R<sup>2</sup> ajustado e o percentual (%) observado na variação entre os riachos [riachos], na fração copartilhada [Riachos+Ambiental] e na fração puramente ambiental [ambiental].

| Fatores         | Abundância            |      | Presença-Ausência     |      | Abundância            |      | Presença-Ausência     |      |
|-----------------|-----------------------|------|-----------------------|------|-----------------------|------|-----------------------|------|
|                 | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    |
| [Riachos]       | 0,038                 | 10,8 | 0,436                 | 7,8  | 0,08                  | 11,3 | 0,399                 | 8,1  |
| [Riachos+Amb.]  | 0,006                 | 1,6  | 0,139                 | 2,5  | 0,015                 | 2,1  | 0,092                 | 1,9  |
| [Ambiental]     | 0,069                 | 19,7 | 0,708                 | 12,7 | 0,118                 | 16,5 | 0,712                 | 14,4 |
| [Não explicado] | 0,236                 | 67,8 | 4,29                  | 77   | 0,501                 | 70,2 | 3,756                 | 75,7 |
| Variância total | 0,34745               |      | 5,573                 |      | 0,71398               |      | 49,597                |      |

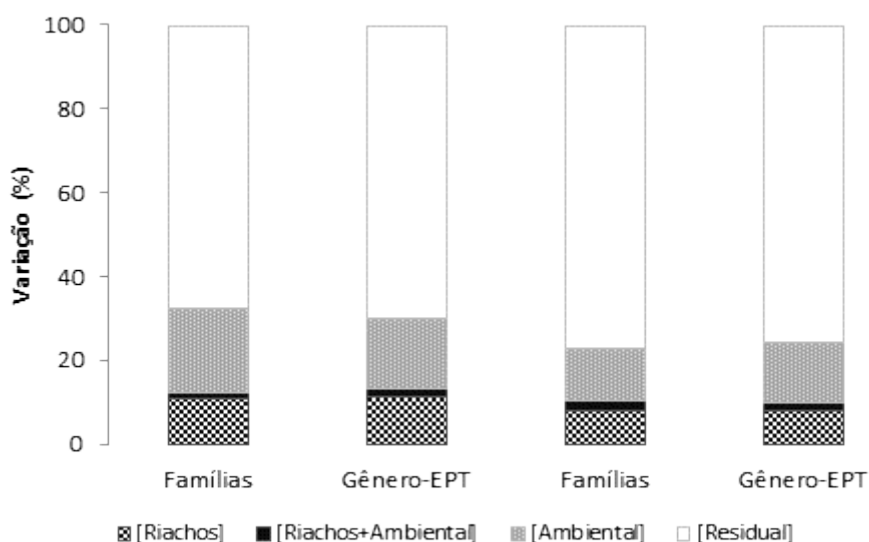


Figura 2: Porcentagem (%) da variação dos fatores [Riachos] e [Ambiental] para explicação da composição da matriz biológica através da (a) abundância e (b) presença-ausência dos indivíduos aos níveis de famílias e gêneros de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) amostrados nos riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG), em setembro de 2010. [Residual] indica a fração não explicada por nenhum dos fatores. [Ambiental] representa a fração da variação dada apenas pelos fatores ambientais substrato e fluxo. [Riachos+Ambiental] mostra a variação compartilhada pelos fatores riachos e ambiental. [Riachos] representa a explicação dada puramente pela variação entre os riachos. Em (a) abundância e (b) presença-ausência dos organismos.

A segunda partição, realizada com o intuito de avaliar separadamente os efeitos do tipo de substrato e do tipo de fluxo dentro da variação ambiental, é mostrada na Tabela 4 e Figura 3 através de frações expressas em porcentagem da fração ambiental. Foi possível notar que as variáveis do tipo de fluxo foram responsáveis por explicar a maior parte da variação ambiental total em todas as quatro análises (abundância e presença-ausência da comunidade total e das assembléias de EPT).

O fator tipos de fluxos foi responsável por explicar 61% da variação na abundância e 48% da variação na presença-ausência dos organismos,

considerando a comunidade total. Tipos de substratos foram responsáveis por explicar 22% da variação na abundância das comunidades bentônicas e 31% da variação na presença-ausência dos organismos. Para as assembleias de EPT o percentual explicado pelos tipos de fluxos para abundância dos organismos foi de 68% enquanto a presença-ausência destes indivíduos teve 61% de explicação. Ainda para gêneros de EPT, tipos de substratos explicaram 14% da variação na abundância relativa e 21% na presença-ausência dos organismos.

Percentuais da explicação compartilhados entre os tipos de fluxos e substratos para a abundância e presença-ausência das comunidades totais foram de 17% e 21%, respectivamente. Da mesma forma, para as assembleias de gêneros de EPT o valor correspondente foi de 18% tanto para abundância quanto para presença-ausência dos indivíduos.

Tabela 4: Resultados obtidos através da segunda partição de variação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG) em setembro de 2010. A tabela mostra os valores do R<sup>2</sup> ajustado e o percentual da variação em relação à variação ambiental para os fatores tipos de substratos [Substratos] e tipos de fluxo [Fluxo], além da fração compartilhada entre ambos [Substrato+Fluxo].

| Fatores           | Famílias              |      |                       |      | EPT                   |      |                       |      |
|-------------------|-----------------------|------|-----------------------|------|-----------------------|------|-----------------------|------|
|                   | Abundância            |      | Presença-Ausência     |      | Abundância            |      | Presença-Ausência     |      |
|                   | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    | R <sup>2</sup> Ajust. | %    |
| [Substrato]       | 0,015                 | 22,1 | 0,216                 | 30,5 | 0,017                 | 14,2 | 0,15                  | 21,1 |
| [Fluxo]           | 0,042                 | 60,8 | 0,341                 | 48,1 | 0,08                  | 67,6 | 0,43                  | 60,5 |
| [Substrato+Fluxo] | 0,012                 | 17,1 | 0,151                 | 21,4 | 0,021                 | 18,2 | 0,131                 | 18,4 |

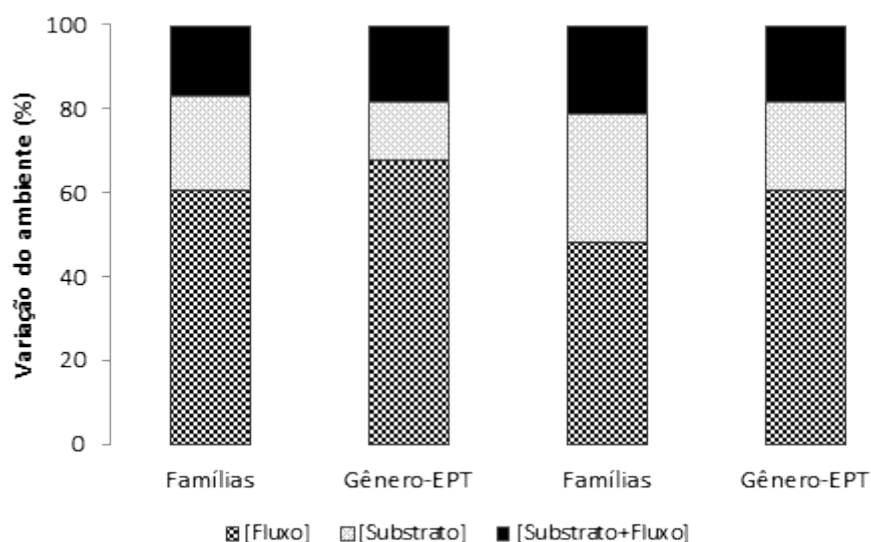


Figura 3: Frações da segunda partição da variação na comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos riachos tributários do reservatório de Três Marias (MG) em setembro de 2010, considerando apenas o grupo das variáveis ambientais. Frações da variação puramente ambiental expressas em porcentagem (%) do total. [Fluxo] e [Substrato] representam as frações da variação explicada puramente pelo fluxo e substrato respectivamente. [Substrato+Fluxo] representa a variação compartilhada por estes dois fatores. Em (a) abundância e (b) presença-ausência dos organismos.

## Discussão

As análises realizadas permitiram avaliar o percentual da variação explicado pelos riachos e o explicado pelos fatores ambientais. Em um segundo momento, foi possível também distinguir o quanto da variação ambiental foi devido ao fator tipos de substrato e ao fator tipos de fluxo, além dos percentuais compartilhados entre ambos os fatores.

Considerando apenas a influência dos componentes do meso-habitat na variação total das comunidades bentônicas, juntamente com o fator espacial representado categoricamente pelos riachos foi possível observar um total explicado variando entre 23% e 32% entre as 4 análises realizadas. O total



explicado é representativo se considerarmos o pequeno número de fatores ambientais potencialmente explanatórios (apenas os tipos de substrato e fluxo).

O percentual da variação nas comunidades biológicas explicado pelos fatores ambientais foi maior em relação à explicação dada pela variação entre os riachos. Estes resultados confirmam aqueles obtidos em estudos anteriores que mostraram a importância do fator ambiental ao nível do habitat para explicação na variação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em rios (Jiang *et al.*, 2010), riachos (Johnson *et al.*, 2004), e lagos (Johnson & Goedkoop, 2002; Johnson *et al.*, 2004).

Além disso, foi possível obter uma estimativa da variação dentro e entre os riachos. Podemos afirmar que as comunidades pertencentes às mesmas unidades de habitat em diferentes riachos são mais semelhantes entre si do que comunidades pertencentes a unidades de habitat em um mesmo riacho. Costa & Melo (2008) obtiveram resultados semelhantes ao analisar particularmente 4 micro-habitats específicos em três riachos. Apesar da explicação do fator ambiental sobre a variação entre os riachos ter sido proporcionalmente semelhante, Costa & Melo (2008) obtiveram um total da variação (riachos+ambiental) superior aos apresentados aqui. Deve-se considerar, no entanto, diferenças no desenho amostral, uma vez que para o presente estudo foi utilizada uma maior combinação de fatores (tipos de fluxos e substratos) e, portanto, gerando maior ruído entre as amostras.

Os percentuais das frações compartilhadas foram baixos (~2% nas 4 análises realizadas) entre os fatores ambientais e os riachos. Isso pode ser atribuído ao baixo efeito estruturador dos riachos em relação aos descritores

ambientais neste estudo (Borcard *et al.*, 1992). Isso também mostra como riachos e fatores ambientais atuam isoladamente sobre a comunidade bentônica.

Quanto ao percentual não explicado, este pode ser atribuído a uma série de variáveis ambientais potencialmente explicatórias que não foram incluídas na análise propositalmente para que apenas o efeito do substrato e do fluxo como variáveis ambientais pudessem ser analisados. No entanto, Mykrä *et al.* (2007), observaram a importância de variáveis como a profundidade, tamanho dos substratos, componentes químicos da água e características da vegetação ripária na estruturação da comunidade de macroinvertebrados. Tamanho do substrato e largura do canal foram os fatores que mais contribuíram na explicação da distribuição das comunidades de macroinvertebrados em um estudo feito por Jiang *et al.* (2010). Estes autores também sugerem o uso de variáveis como características da vegetação ripária, perifíton, química da água, interações bióticas (p.ex., predação), e distúrbios em estudos futuros.

Percentuais da variação explicados pela abundância relativa dos organismos foram maiores em relação à presença-ausência dos indivíduos. Isto pode ser atribuído ao fato de dados de abundância conterem além do sinal da presença-ausência, também informação da variação no tamanho das comunidades quando considerada sua presença (Beisner *et al.*, 2006). Resultados semelhantes foram observados em outros estudos realizados com comunidades de peixes (Sály *et al.*, 2011), pássaros (Cushman & McGarigal, 2004) e peixes, zooplâncton, bactéria e fitoplâncton (Beisner *et al.*, 2006), onde

frações da explicação atribuída à abundância dos organismos foram maiores em relação à sua presença-ausência.

Quanto à importância relativa dos componentes do meso-habitat observou-se que tipos de fluxo explicaram em três das quatro análises (abundância de famílias e abundância e presença-ausência de EPT) mais de 60% da variação total da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. De acordo com Newson & Newson (2000), tipos de fluxo são representativos das condições hidráulicas dentro das unidades de meso-escala no leito do rio, permitindo o seu uso como uma unidade padrão para estudos ecológicos. Duan *et al.* (2008), estudando tipos de fluxos e a distribuição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos concluíram que os tipos de fluxos observados são capazes de discriminar as comunidades de macroinvertebrados e fornecem uma caracterização do habitat físico, relevante portanto, para a biota. Estas afirmativas corroboram os resultados aqui apresentados, onde foi observada a importância do fluxo na explicação da variação nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

A resposta das assembléias de gêneros de EPT foi ainda mais sensível aos fatores dos tipos de fluxos (68% e 61% para abundância e presença-ausência, respectivamente). Patuschová *et al.* (2008), estudando apenas as assembléias de EPT, concluíram que os tipos de fluxo foram a variável mais importante em relação à distribuição das assembléias de EPT, de forma semelhante ao que foi observado neste estudo.

O percentual da explicação dos tipos de substrato foi menor, mas não menos importante para a variação nas comunidades de macroinvertebrados.

Dentro da variação ambiental, estudos indicaram a importância do substrato como preditor de comunidades de macroinvertebrados bentônicos em diferentes ecossistemas (Rempel *et al.*, 2000; Johnson & Goedkoop, 2002; Johnson *et al.*, 2004; Mykrä *et al.*, 2006; Jiang *et al.*, 2010;) através de estudos semelhantes de partição da variação. Minshall (1984) havia descrito a importância do substrato como o primeiro fator a influenciar a abundância e distribuição de insetos aquáticos. No entanto ele ponderou a necessidade de investigar a interação dos substratos com outros fatores abióticos, como por exemplo, os componentes hidráulicos no leito de rios.

De fato, os componentes do meso-habitat estão diretamente correlacionados entre si. De acordo com Rempel *et al.* (2000), a relação causal entre estes componentes (tipo de substrato e fluxo) e o potencial de ambos influenciarem as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, dificulta na determinação da influência individual de cada um na biota.

Por fim, este estudo indica o quanto fatores ambientais em escala de meso-habitats são importantes preditores da composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos de tal forma que a maior parte da variação nas comunidades pôde ser explicada por fatores locais. O efeito espacial, representado pela variação entre os riachos, no entanto, também contribuiu para o aumento da explicação da variação nas comunidades bentônicas. Sály *et al.* (2011) observaram o quanto a adição do fator espacial aumentou a explicação nas comunidades de peixes em relação a outros estudos. Assim, os dados aqui obtidos corroboram estes autores e ampliam a utilização desta abordagem em ecologia de comunidades aquáticas.

Este trabalho evidenciou ainda o quanto os componentes do meso-habitat, tipos de substrato e tipos de fluxo, são importantes na caracterização da estrutura de comunidades bentônicas. Os resultados evidenciam que a interação entre condições hidrológicas e geomorfológicas afetam as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e que seu arranjo é importante ao nível de meso-escala (Principe *et al.*, 2007).

## Referências

- Allan, J. D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257 - 284.
- Armitage, P. D., & Pardo, I., 1995. Impact assessment of regulation at the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitats. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10, 147-158.
- Armitage, P. D., Brown, A., & Pardo, I., 1995. Temporal constancy of faunal assemblages in 'mesohabitats' - application to management? *Archiv für Hydrobiologie*, 133, 367-387.
- Armitage, P., & Cannan, C., 1998. Nested multi-scale surveys in lotic systems: Tools for management. *Advances in River Bottom Ecology*, 293-314.
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J. C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422/423, 163-171.
- Beisner, B. E., Peres-Neto, P. R., Lindström, E. S., Barnett, A., & Longhi, M. L., 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bacteria to fish. *Ecology*, 87, 2985-2991.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P., 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology*, 73, 1045-1055.
- Brown, C., 2011. *Dummies: Create dummy/indicator variables flexibly and efficiently*. R package version 1.5.4. <http://CRAN.R-project.org/package=>
- Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L., & Egler, M., 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring

macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* , 518, 179-188.

Callisto, M., Moretti, M., & Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 71-82.

Costa, C., Ide, S., & Simonka, C. E., 2006. Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação. Holos Editora. Ribeirão Preto, SP. 249p.

Costa, S. S., & Melo, A. S., 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598, 131-138.

Cushman, S. A., & McGarigal, K., 2004. Patterns in the species–environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos*, 105, 117-124.

Davies, N. M., Norris, R. H., & Thoms, M. C., 2000. Prediction and assessment of local stream habitat features using large-scale catchment characteristics. *Freshwater Biology*, 45, 343-369.

Duan, X., Wang, Z., & Tian, S., 2008. Effect of streambed substrate on macroinvertebrate biodiversity. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China* , 2, 122-128.

Fernández, H. R., & Domínguez, E., 2001. Guia para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282p.

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, 199-214.

Gualdoni, C. M., Boccolini, M. F., Oberto, A. M., Principe, R. E., Raffaini, G. B., & Corigliano, M. C., 2009. Potential habitats versus functional habitats in a lowland braided river (Córdoba, Argentina). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 45, 69-78.

- Jiang, X. M., Xiong, J., Qiu, J. W., & Wu, J. M., 2010. Structure of Macroinvertebrate Communities in Relation to Environmental Variables in a Subtropical Asian River System. *International Review of Hydrobiology* , 95, 42-57.
- Johnson, R. K., & Goedkoop, W., 2002. Littoral macroinvertebrate communities: spatial scale and ecological relationships. *Freshwater Biology*, 47, 1840-1854.
- Johnson, R. K., Goedkoop, W., & Sandin, L., 2004. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology* , 49, 1179-1194.
- Kemp, J. L., Harper, D. M., & Crosa, G. A., 2000. The habitat-scale ecohydraulics of rivers. *Ecological Engineering*, 16, 17-29.
- Legendre, P., & Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271-280.
- Legendre, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659-1673.
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R., 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75, 435-450.
- Longing, S. D., Voshell, J. R., Dolloff, C. A., & Roghair, C. N., 2010. Relationships of sedimentation and benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams using systematic longitudinal sampling at the reach scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 517-530.
- Maddock, I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* , 41, 373-391.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, 862p.



- Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationships. Pages 358–400 in V. H. Resh and D. M. Rosenberg (eds.), *The ecology of aquatic insects*. Prager, New York.
- Minshall, G., & Minshall, J. N., 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a rocky mountain (U.S.A.) stream. *Hydrobiologia*, 55, 231-249.
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F., 2010. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books, 176p.
- Mykrä, H., Heino, J. & Muotka, T., 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 149-159.
- Newson, M., & Newson, C., 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography*, 24, 195-217.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, and H. Wagner. 2011. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pastuchová, Z., Lehotský, M., & Grešková, A., 2008. Influence of morphohydraulic habitat structure on invertebrate communities (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera). *Biologia*, 63, 720-729.
- Peck, D. V., Herlihy, A. T., Hill, B. H., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Klemm, D.J., Lazorchak, J. M., McCormick, F. H., Peterson, S. A., Ringold, P. L., Magee, T. & Cappaert, M. R., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program - Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams*. EPA 600/R-06/003, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.

- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87, 2614–2625.
- Pérez, G.R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Colombia, Bogotá. Editorial Presencia Ltda. 217p.
- Principe, R. E., Raffaini, G. B., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M., & Corigliano, M. C., 2007. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 37, 323-336.
- R Development Core Team, 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <http://www.R-project.org/>.
- Rao, C. R., 1973. Linear statistical inference and its applications. Second edition. Wiley, New York, New York, USA.
- Reid, M. A., & Thoms, M. C., 2008. Surface flow types, near-bed hydraulics and the distribution of stream macroinvertebrates. *Biogeosciences*, 5, 1043-1055.
- 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. *Freshwater Biology* , 45, 57-73.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H., 1993. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman & Hall, London. 504 p.
- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P., & Erős, T., 2011. The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human-modified landscape. *Ecology of Freshwater Fish* , 20, 251-262.
- Statzner, B., & Higler, B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16, 127-139.

- Statzner, B., Gore, J. A., & Resh, V. H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 307-360.
- Verdonschot, P. F., 2001. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia* , 158, 249-262.

## Conclusões

- 1- A estimativa do esforço amostral em escalas regional e local evidenciou que o número de 40 riachos é adequado para estimar a riqueza de invertebrados em uma bacia. No entanto, 11 amostras por riacho não o foi, indicando que um maior esforço amostral por riacho é necessário para caracterizar a riqueza taxonômica em escala local.
- 2- Fatores ambientais em escala de meso-habitat são importantes preditores da composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos quando avaliados diferentes trechos de riachos.
- 3- Dentro da explicação ambiental, os tipos de fluxo foram também responsáveis por explicar a maior parte da variação nas comunidades, sendo, portanto, um componente importante na caracterização do hábitat físico para comunidades bentônicas.

## **Considerações Finais e Perspectivas Futuras**

Considerando os diversos aspectos que influenciam a amostragem de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, futuros estudos devem buscar avaliar:

- 1- Quais os fatores responsáveis pela grande variação no perfil das curvas de acumulação de espécie obtido a partir do número de sub-amostras por riacho?
- 2- Qual o esforço mínimo necessário em termos de número de sub-amostras para caracterização da diversidade bentônica em riachos de cabeceira no Cerrado.

Buscando entender e explicar como os fatores ambientais e espaciais agem na variação de comunidades de macroinvertebrados bentônicos sugere-se considerar:

- 1- O efeito do componente espacial, através de coordenadas geográficas, na explicação da variação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos;
- 2- Outros fatores ambientais potencialmente explanatórios da variação em comunidades de macroinvertebrados bentônicos em escalas menores tais como componentes químicos da água, características da vegetação ripária e, em escalas maiores, uso do solo nas áreas de entorno.

## Referências

- ANA, 2004. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do São Francisco. Resumo Executivo.
- Beisel, J. N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J. C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422/423, 163-171.
- Benda L., Hassan M. A., Church M. & May C. L., 2005. Geomorphology of steep-land headwaters: the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association*, 41, 835-851.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. & Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Bryant M. D., Gomi T. & Piccolo J. J., 2007. Structures linking physical and biological processes in headwater streams of the Maybeso Watershed, southeast Alaska. *Forest Science*, 53, 371-383.
- Callisto, M. & Esteves, F. A., 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de bauxita – Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 1, 335-348.
- Callisto, M., Moretti, M. & Goulart, M., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6, 7-82.
- Clarke, A., Mac Nally, R., Bond, N. & Lake, P. S., 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology*, 53, 1707-1721.
- Clarke, A., R. Mac Nally, N. R. Bond, and P. S. Lake., 2010. Conserving macroinvertebrate diversity in headwater streams: the importance of knowing the relative contributions of  $\alpha$  and  $\beta$  diversity. *Diversity and Distributions* 16, 725-736

- Costa, C., Ide, S., & Simonka, C. E., 2006. Insetos Imaturos - Metamorfose e Identificação. Holos Editora. Ribeirão Preto, SP. 249p.
- Fernández, H. R., & Domínguez, E., 2001. Guia para la determinación de los artrópodos bentônicos sudamericanos. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Gomi T., Sidle R. C. & Richardson J. S., 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *BioScience*, 52, 905-916.
- Gonçalves Jr, J. F.; Graça, M. A. S. & Callisto, M., 2006. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 344-355.
- Gotelli, N. & Colwell, R. K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E. G., Seeliger, C., & Peck, D. V., 1999. Quantifying physical habitat in wadeable streams. EPA/620/R-99/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Klink, C. A. & Machado, R. B., 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19, 707-713.
- Legendre, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659-1673.
- Longing, S. D., Voshell, J. R., Dolloff, C. A. & Roghair, C. N., 2010. Relationships of sedimentation and benthic macroinvertebrate assemblages in headwater streams using systematic longitudinal sampling at the reach scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 161, 517-530.
- Machado, N. G.; Venticinque, E. M. & Penha, J., 2011. Effect of environmental quality and mesohabitat structure on a Biotic Integrity Index based on fish assemblages of cerrado streams from Rio Cuiabá basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71, 577-586.

- Melo, A. S., & Froehlich, C. G., 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, 20, 1-16.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America* (3rd ed.). Kendall/Hunt, Dubuque, 862p.
- Meyer J. L. & Wallace J. B., 2001. Lost linkages in lotic ecology: rediscovering small streams. In *Ecology: Achievement and Challenge*. ed. M Press, N Huntly, S Levin, pp. 295–317. Boston: Blackwell Sci.
- Meyer J. L., Strayer D. L., Wallace J. B., Eggert S. L., Helfman G. S. & Leonard N. E., 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, 86-103.
- Mugnai, R.; Nessimian, J. L. & Baptista, D. F., 2010. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Technical Books, 176p.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Olsen, A. R., & Peck, D. V., 2008. Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 822-836.
- Peck, D. V., Herlihy, A. T., Hill, B. H., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Klemm, D.J., Lazorchak, J. M., McCormick, F. H., Peterson, S. A., Ringold, P. L., Magee, T. & Cappaert, M. R., 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program - Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for Wadeable Streams*. EPA 600/R-06/003, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC.



- Pérez, G.R., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia, Colombia, Bogotá. Editorial Presencia Ltda. 217p.
- Principe, R. E., Raffaini, G. B., Gualdoni, C. M., Oberto, A. M., & Corigliano, M. C., 2007. Do hydraulic units define macroinvertebrate assemblages in mountain streams of central Argentina? *37*, 323-336.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H., 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London. 504 p.
- Scariot, A.; Sousa-Silva, J. C.; Felfili, J. M., 2005. *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Statzner, B. & Higler, B., 1986. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, *16*, 127-139.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of American Geophysical Union*, *38*, 913-920.
- Voelz N. J. & McArthur J. V., 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity & Conservation*, *9*, 1543-1570.
- Wantzen K. M., 2003. Cerrado streams - characteristics of a threatened freshwater ecosystem type on the tertiary shields of South America. *Amazoniana* *17*, 485-502.
- Wantzen, K. M.; Siqueira, A.; Nunes Da Cunha, C. & Sá, M. F. P., 2006. Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, *16*, 713-732.