



## **COMO O RELEVO EXPLICA A OCUPAÇÃO HUMANA E SUAS RELAÇÕES COM A BIODIVERSIDADE AQUÁTICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS DE EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS?**

*Diego Rodrigues Macedo<sup>1\*</sup>, Kele Firmiano<sup>2</sup>, Raphael Ligeiro<sup>3</sup>, Déborah Silva<sup>2</sup>, Wander Ribeiro<sup>2</sup>,  
Diego Castro<sup>2</sup> & Marcos Callisto<sup>2</sup>*

**Resumo** – Ecossistemas aquáticos são diretamente influenciados por impactos antrópicos oriundos do meio terrestre na região de entorno, o que torna a biota aquática um importante instrumento de monitoramento ambiental. Macroinvertebrados bentônicos são amplamente utilizados em programas de biomonitoramento de recursos hídricos, principalmente as assembleias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), grupos sensíveis às alterações antrópicas. As unidades de relevo têm importante papel na estruturação da ocupação do solo, pois podem facilitar ou dificultar a ocupação humana e suas atividades. O objetivo deste trabalho foi relacionar unidades de relevo em bacias hidrográficas com a riqueza de EPTs. Foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para avaliar as diferenças entre a riqueza de EPT nas unidades de serra, depressão e planalto, e as diferenças nas suas relações com a porcentagem de cobertura natural e sedimentos finos. Os resultados mostraram que as serras possuem maior riqueza de EPT e maior percentual de cobertura natural em relação às demais unidades. Neste sentido, é importante considerar as interações entre relevo, uso do solo e biota aquática no gerenciamento de recursos hídricos em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos.

**Palavras-Chave** – EPT, uso e ocupação do solo, sedimentação.

## **HOW THE LANDFORMS EXPLAINS ANTHROPOGENIC USES AND ITS RELATIONS WITH FRESHWATER BIODIVERSITY IN HYDROPOWER PLANTS WATERSHED?**

**Abstract** – Freshwater ecosystems are influenced by anthropogenic impacts from the surrounding terrestrial environment, which makes aquatic biota an important tool for assessing environmental health. Benthic macroinvertebrates are widely used in biomonitoring programs, and EPT assemblages have good responses to anthropogenic influences. Landform units have an important role in land use and cover development, because one unit can determine human occupation. The objective of this study is to relate landforms units on watersheds with EPT richness. We conducted variance analysis (ANOVA) to identify differences in EPT assemblages among mountain ranges, valleys and plateaus, and differences among natural cover and fine sediments in them. The results shows that mountain ranges have highest EPT richness and natural cover than the others. Thus, it is important to consider interactions among landforms, land use and cover and aquatic biota in water resource management.

**Keywords** – EPT, land use and cover, siltation.

<sup>1</sup>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística & Laboratório de Ecologia de Bentos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, rodriguesmacedo@gmail.com.

<sup>2</sup>Laboratório de Ecologia de Bentos, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, kelerocha@gmail.com, deborah.ufmg@gmail.com, ferreirawr@gmail.com, diegobioufla@gmail.com, calistom@ufmg.br

<sup>3</sup>Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, ligeirobio@gmail.com



## **INTRODUÇÃO**

Os ecossistemas aquáticos continentais são os ambientes mais ameaçados do planeta (Dudgeon *et al.*, 2006), com taxas de extinção de espécies superiores aos ambientes terrestres (Sala *et al.*, 2000). Eles são afetados diretamente pelo impacto de atividades antrópicas nos ambientes terrestres, pois essas atividades afetam os fluxos de matéria e energia, impactando diretamente os corpos d'água e influenciando toda sua dinâmica funcional (Karr, 1998).

Tratando-se da qualidade hídrica, o biomonitoramento é mais eficiente em relação às medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos. Atualmente, indicadores biológicos são utilizados no monitoramento ambiental de ecossistemas aquáticos em escala continental nos Estados Unidos (Whittier *et al.*, 2007) e na União Europeia (Hering *et al.*, 2006), sendo os macroinvertebrados bentônicos largamente aplicados devido às suas respostas aos distúrbios físicos e químicos advindos de ação antrópica (Bonada *et al.*, 2006). Entre os macroinvertebrados, as assembleias de insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são excelentes indicadores ecológicos de impactos antrópicos sobre os recursos hídricos, pois são os grupos mais sensíveis a perturbações ambientais (Bonada *et al.*, 2006).

O relevo, sendo um componente da natureza que se apresenta de modo concreto, através da geometria das formas de diferentes tamanhos e gêneses, desempenha significativo papel na identificação e no entendimento da funcionalidade dos ambientes naturais (Macedo e Bertolini, 2008). O relevo pode facilitar ou dificultar a ocupação do território (Macedo *et al.*, 2014): áreas planas e com disponibilidade hídrica são largamente utilizadas para agricultura, enquanto áreas mais declivosas são menos valorizadas e conseqüentemente menos exploradas, o que de certa maneira facilita a sua preservação e criação de unidades de conservação. Da mesma maneira, historicamente os assentamentos humanos se desenvolveram ao longo de grandes rios em detrimento de outras áreas. Além disso, tanto o relevo quanto o uso do solo influenciam na dinâmica do sedimento (Allan, 2004), neste caso impactando cursos d'água e sua biota associada devido ao assoreamento.

O objetivo deste trabalho foi identificar unidades de relevo e relacioná-las com a riqueza de famílias de EPT em quatro bacias de empreendimentos hidrelétricos no bioma cerrado, sudeste do Brasil. A nossa hipótese é que áreas caracterizadas como serras possuem menor impacto em relação ao uso do solo e produção de sedimentos, e então suportarão uma maior riqueza de organismos sensíveis às alterações antrópicas.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **Áreas de estudo**

Este estudo foi desenvolvido em trechos de riachos (1-3ª ordem) a montante dos reservatórios hidrelétricos de Nova Ponte, São Simão, Volta Grande e Três Marias. Essas bacias pertencem a dois importantes sistemas fluviais brasileiros: o Rio Paraná e o Rio São Francisco (Figura 1). A área a montante de cada reservatório foi limitada a um raio de até 35 km para a seleção dos pontos amostrais. Foram amostrados 159 trechos de riachos entre 2009 e 2012, amostrando-se durante o período de seca, uma bacia a cada ano. A definição da rede de amostragens seguiu os critérios estabelecidos pelo *US-EMAP Wadeable Stream* (Olsen e Peck, 2008), utilizando uma rede amostral espacialmente balanceada, baseada em uma Tesselação Aleatória Estratificada Generalizada (GRTS; Stevens e Olsen, 2004).



## XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS

Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável:  
desafios do conhecimento e da gestão

De 22 a 27 de novembro de 2015, Brasília – DF

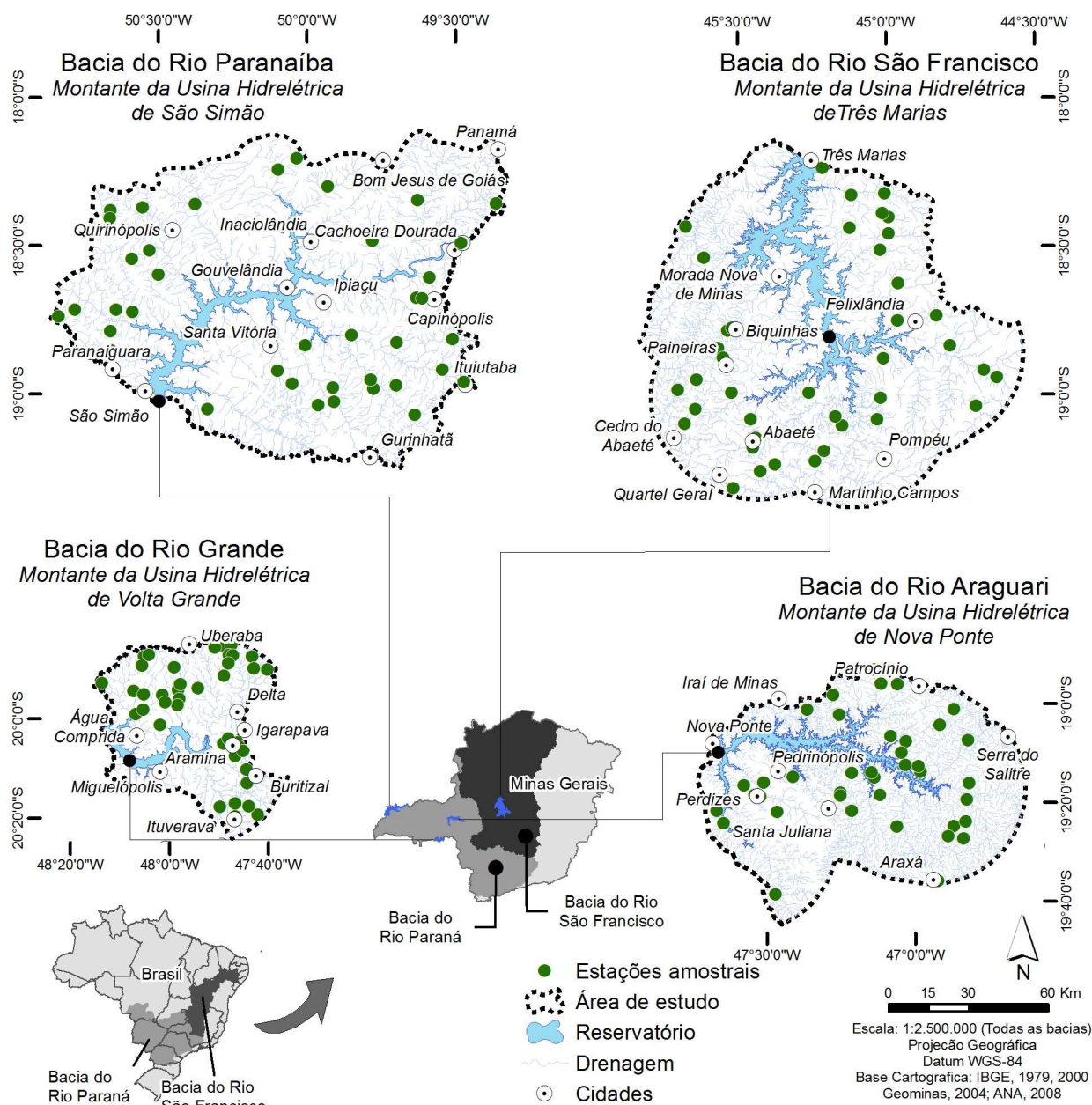


Figura 1. Localização das áreas de estudo.

### Definição das Unidades de Relevo

A metodologia utilizada para a elaboração do mapa de unidades de relevo foi baseada em Macedo e Bertolini (2008) e relaciona-se à utilização de dados do terreno e fusões coloridas em sistema de cores aditivas (*red, green, blue* – RGB) para definição de unidades de relevo homogêneas. As informações topográficas foram obtidas do modelo digital de terreno do SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*; USGS, 2005). Para construir a imagem do relevo no universo RGB foram utilizados três componentes derivadas dos dados SRTM que melhor definissem o objeto de estudo, na forma de imagens monocromáticas: hipsometria, declividade e modelo de elevação sombreado (*hillshade*). No software Spring 4.3 foi realizada uma fusão RGB com as três imagens. Após alguns testes, definiu-se a composição que melhor distinguiu as unidades de relevo: (R) para declividade; (G) para *hillshade* e (B) para hipsometria.



## **Mapeamento da cobertura do solo**

O mapeamento da cobertura do solo nas 159 sub-bacias dos trechos de riacho foi realizado através da interpretação manual de imagens de alta resolução, em conjunto com imagens multiespectrais *Landsat TM* (Macedo *et al.*, 2014). As imagens *Landsat* utilizadas foram adquiridas exatamente nos meses das coletas em campo, e as imagens de alta resolução (Google, 2014) foram utilizadas como suporte à interpretação. As imagens Google apresentam com clareza a forma e textura dos elementos, enquanto as imagens *Landsat* apresentam respostas espectrais distintas para os alvos, possibilitando acuidade para o mapeamento. Neste mapeamento foram identificadas as áreas com cobertura vegetal e as porcentagens foram mensuradas para as sub-bacias dos trechos de cada um dos 159 pontos de amostrados.

## **Levantamento de sedimentos finos**

A presença de sedimentos finos nos 159 trechos foi aferida através do levantamento das características físicas em cada riacho através de protocolos de caracterização de habitats físicos (Peck *et al.*, 2006). O comprimento de cada trecho de rio amostrado correspondeu a 40 vezes a sua largura média, tendo uma extensão mínima de 150 metros. Cada trecho foi dividido em 11 transectos igualmente espaçados, onde foram quantificados os tipos de substratos (p.ex. areia, cascalho, matacão, etc.) em 105 observações (Peck *et al.*, 2006). A partir destas observações foram calculadas as porcentagens de sedimentos menores que areia (< 2 mm) em cada um dos 159 trechos amostrados.

## **Coleta de Macroinvertebrados Bentônicos**

Em cada trecho de rio as amostragens de macroinvertebrados bentônicos foram realizadas utilizando um coletor do tipo *kick net* (30 cm de abertura, 0,09m<sup>2</sup>, 500 µm de tamanho da malha). Foram realizadas amostragens sistemáticas em um padrão de *zig-zag* ao longo dos onze transectos, totalizando 1m<sup>2</sup> de área de fundo amostrada por trecho (Peck *et al.*, 2006). As amostras foram fixadas em campo com solução de formol 10% e levadas para o laboratório. Os organismos foram triados em bandejas e identificados em microscópios estereoscópicos sob o aumento de 80x. A identificação foi realizada ao nível taxonômico de gênero, com o auxílio de chaves específicas e consulta a especialistas quando necessário (Merritt *et al.*, 2008; Mugnai *et al.*, 2010; Pérez, 1988). Para cada trecho de rio amostrado foi calculada a riqueza de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera (EPT).

## **Análise dos dados**

A riqueza de organismos EPT foi testada em relação às quatro bacias de reservatórios e entre as unidades de relevo através de análise de variância (ANOVA *One-Way*, seguida de teste *post-hoc* de Tukey). Em seguida, as diferenças entre a porcentagem de cobertura natural e a porcentagem de sedimentos finos também foram testadas em relação às unidades de relevo, também através de ANOVA. Por fim, foi utilizada regressão linear simples (RLS) e análise visual dos *scatterplots* para investigar a influência da cobertura natural e do sedimento fino sobre a riqueza dos EPTs.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Através da metodologia proposta, foi possível identificar 3 tipos principais de unidades de relevo: serras, depressões e planaltos. Dos 159 pontos, 75 se localizam em depressões, 65 em planaltos e 19 em serras (Figura 2). A maior parte da área das bacias estudadas se localiza no



Triângulo Mineiro e, em nível morfoestrutural, esta região é relativamente plana devido ao arcabouço litoestrutural formado sobretudo por basaltos e arenitos (CETEC, 1983), o que justifica a presença maior de planaltos e depressões. As unidades de serras se localizam no divisor de drenagem entre as bacias do Rio Paraná e Rio São Francisco, e localmente são conhecidas como serras do Salitre (Nova Ponte), Saudade, Palmital e Santa Rita (Três Marias).

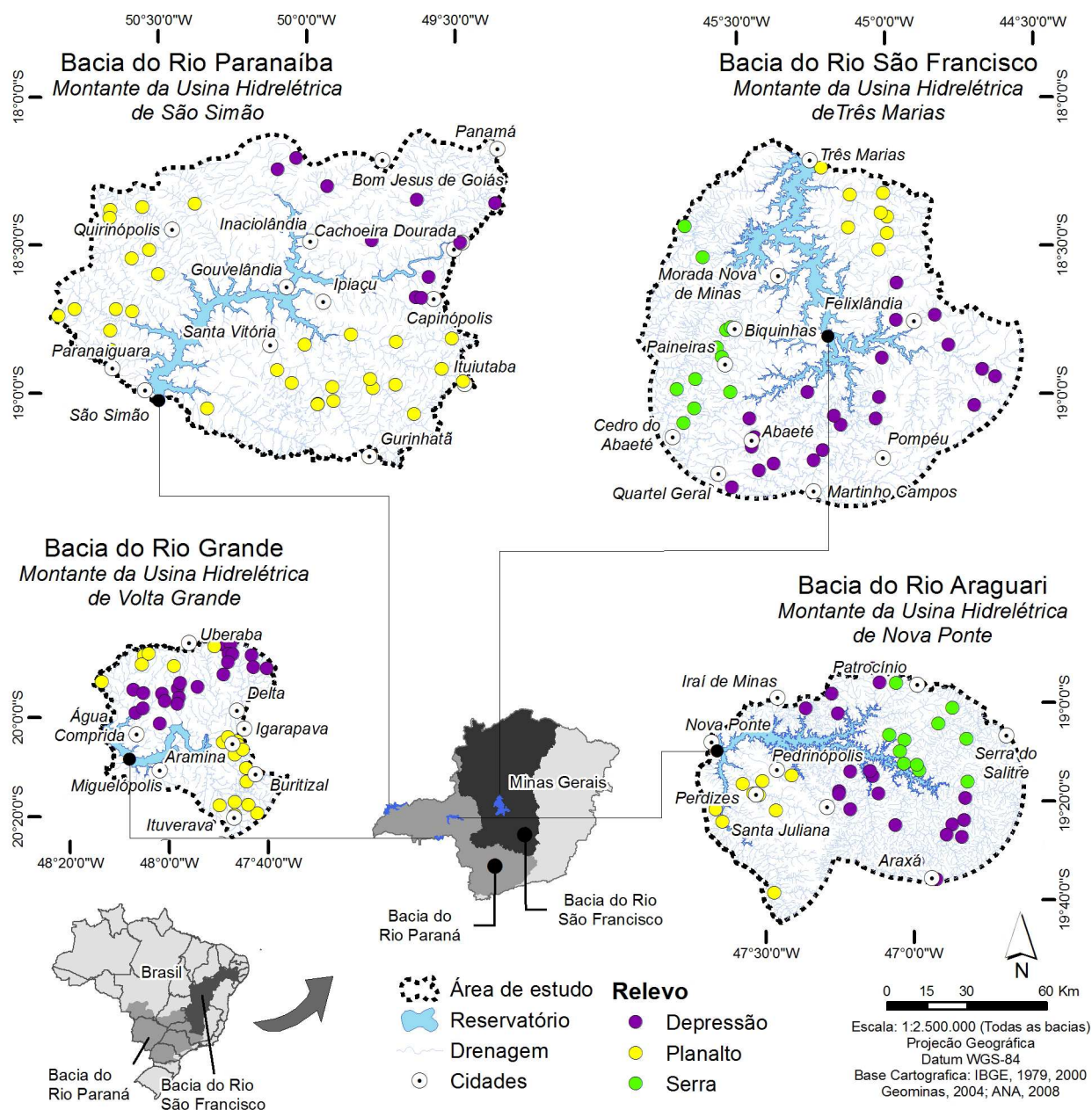


Figura 2. Localização das unidades de relevo nas quatro bacias hidrográficas estudadas.

Em relação às quatro bacias estudadas, não existiu diferença significativa entre a riqueza de EPT (Figura 3A). Porém, em relação às unidades de relevo, a riqueza de EPT foi maior nas serras em relação às depressões e planaltos (Figura 3B). Em relação à cobertura natural, nota-se que as serras apresentaram maior porcentagem (Figura 3C), entretanto, não houve diferenças significativas entre o sedimento fino, apesar de se observar uma maior tendência para a porcentagem de finos ser menor nas serras (Figura 3D).

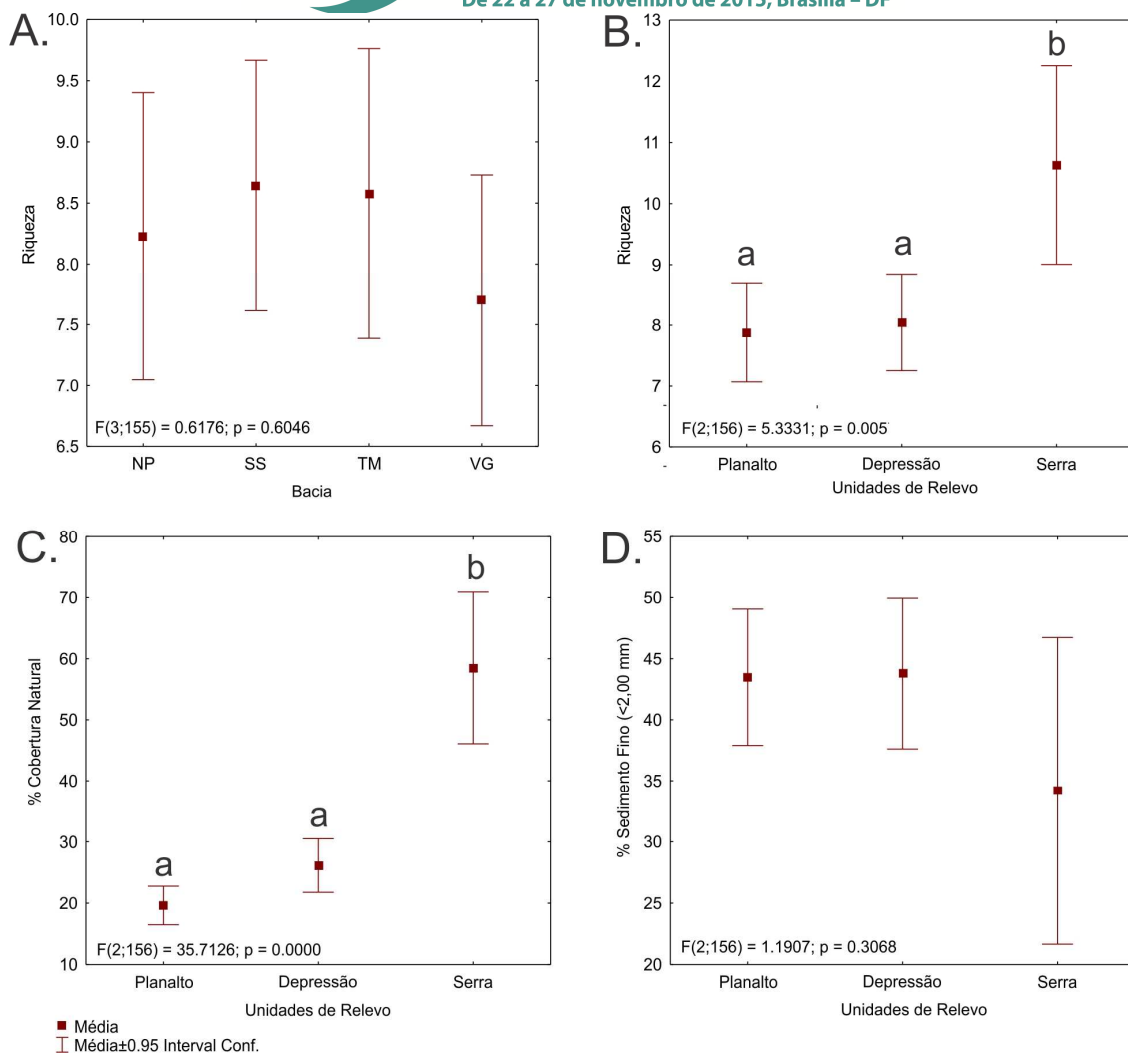


Figura 3. Valores de riqueza de famílias de EPT entre bacias (A) e entre unidades de relevo (B) e valores do percentual de cobertura natural (C) e de sedimento fino (D) entre unidades de relevo.

Estes resultados mostram que os riachos nas serras possuem uma maior riqueza de EPTs sobretudo por estarem mais preservados, pois não há diferenças estatísticas na quantidade de sedimento fino. No geral, aspectos geodinâmicos interferem na maneira como ocorre a ocupação humana (Macedo *et al.*, 2014) e, neste estudo, as áreas menos declivosas (planalto e depressões) apresentaram menor porcentagem de cobertura natural em relação às serras.

O percentual de cobertura natural apresentou correlação significativa com a riqueza de EPTs (Figura 4A) e, mesmo não apresentando diferenças entre as unidades de relevo, a porcentagem de sedimento fino também (Figura 4B). Ao analisar os *scatterplots*, é possível identificar visualmente valores limites nos quais houve maior queda na riqueza de EPTs: 50% para cobertura natural e 40% para sedimento fino. Nota-se nas que os valores médios apresentados nas serras estão abaixo deste limite para ambas variáveis (Figuras 3C e 3D).

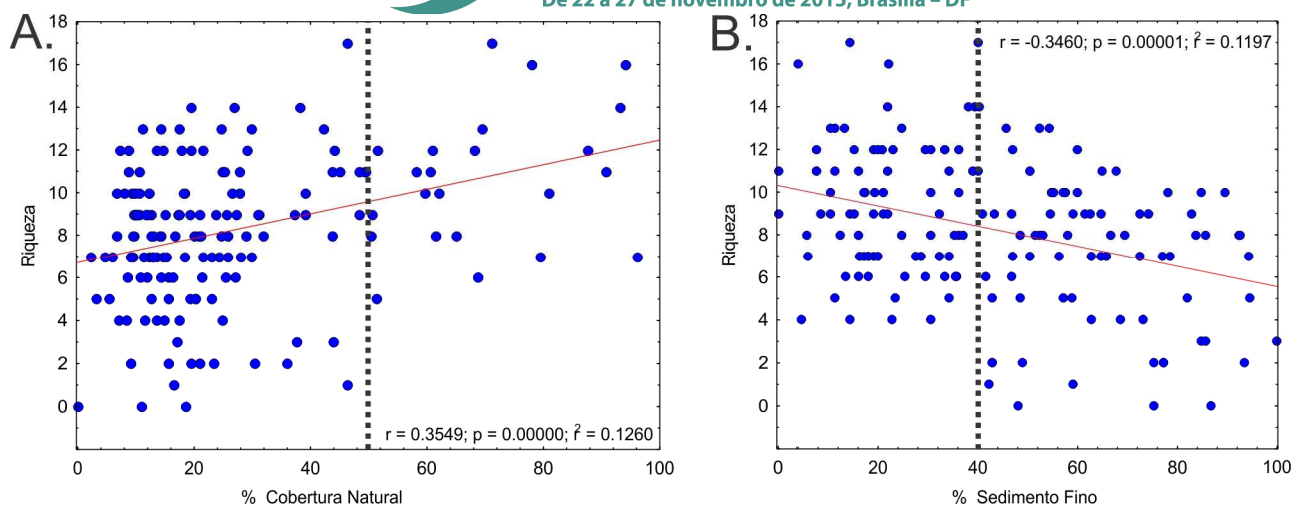


Figura 3. *Scatterplots* e regressão entre (A) % cobertura natural e riqueza de EPT e (B) % de sedimento fino e riqueza de EPT. A linha tracejada indica o limiar de impacto suportado visualmente identificado.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

De uma maneira geral, as serras são unidades de relevo que apresentaram menor nível de ocupação antrópica e, por isto, seus riachos apresentaram maior riqueza de organismos sensíveis.

As abordagens em escala de relevo e de bacia podem ajudar a desenvolver alternativas mais sustentáveis para a gestão ambiental, principalmente em relação à degradação devido às atividades antrópicas. Dessa maneira, os estudos sobre as inter-relações entre relevo e integridade biótica são importantes ferramentas para a gestão dos recursos hídricos.

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho obteve financiamento da CEMIG-Programa Peixe Vivo, P&D Aneel GT-487 CAPES, CNPq, FAPEMIG e Fulbright Brasil. Colegas da UFMG, UFLA, PUC-Minas e CEFET colaboraram no levantamento dos dados de campo. Agradecemos ao colega Carlos Bernardo Mascarenhas Alves pelo gerenciamento logístico do projeto, e aos colegas Tony Olsen, Phil Larsen, Marc Weber e Curt Seeliger (*US-EPA, Western Ecology Division*) pelo auxílio no desenho amostral e cálculo das métricas de habitats físicos.

## REFERÊNCIAS

- ALLAN, J.D. (2004). Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257–284.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51, 495–523.
- CETEC - FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS (1983). *Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais*. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC. Série de publicações técnicas/spt-010, Belo Horizonte, Brasil.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A.H.; GESSNER, M.O.; KAWABATA, Z.I.; KNOWLER, D.J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R.J.; PRIEUR-RICHARD, A.-H.; SOTO, D.; STIASSNY, M.L.J.; SULLIVAN, C.A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 81, 163–82.



GOOGLE (2014). *Google Earth*. Google, Inc, Mountain View, CA.

HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBÖCK, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566, 311–324.

KARR, J. (1998). *Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management*, in: NAIMAN, R.; BILBY, R. (Eds.), *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, New York, pp. 502–528.

MACEDO, D.R.; BERTOLINI, W.Z. (2008). Abordagem conceitual-metodológica na definição de Unidades de Paisagem (UPs) para o município de Aimorés/MG: contribuições da geomorfologia para o planejamento ambiental. *Geografias* 4, 41–53.

MACEDO, D.R.; HUGHES, R.M.; LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.R.; CASTRO, M. A.; JUNQUEIRA, N.T.; OLIVEIRA, D.R.; FIRMIANO, K.R.; KAUFMANN, P.R.; POMPEU, P.S.; CALLISTO, M. (2014). The relative influence of catchment and site variables on fish and macroinvertebrate richness in Cerrado biome streams. *Landsc. Ecol.* 29.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W.; BERG, M.B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3<sup>a</sup> ed. Kendall Hunt Publishing Company, Dubuque, IA.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.; BAPTISTA, D. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil.

OLSEN, A.R.; PECK, D.V. (2008). Survey design and extent estimates for the Wadeable Streams Assessment. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27, 822–836.

PECK, D.; HERLIHY, A.; HILL, B.; HUGHES, R.; KAUFMANN, P.; KLEMM, D.; LAZORCHAK, J.; MCCORMICK, F.; PETERSON, S.; RINGOLD, P.; MAGEE, T.; CAPPAERT, M. (2006). *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams*. EPA/620/R-06/003. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

PÉREZ, G.A.R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuático del Departamento de Antioquia*. Fondo Fen Colômbia, Universidad de Antioquia, Colciencias, Medellin, Colombia.

SALA, O.E.; CHAPIN, F.S.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L.F.; JACKSON, R.B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.M.; MOONEY, H.A.; OESTERHELD, M.; POFF, N.L.; SYKES, M.T.; WALKER, B.H.; WALKER, M.; WALL, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 80, 287, 1770–1774.

STEVENS, D.L., OLSEN, A.R. (2004). Spatially balanced sampling of natural resources. *J. Am. Stat. Assoc.* 99, 262–278.

USGS -UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (2005). Shuttle radar topography mission – SRTM. URL <http://srtm.usgs.gov> (acessado em 26.11.08).

WHITTIER, T.R.; STODDARD, J.L.; LARSEN, D.P.; HERLIHY, A.T. (2007). Selecting reference sites for stream biological assessments: best professional judgment or objective criteria. *J. North Am. Benthol. Soc.* 26, 349–360.