



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MONTES CLAROS
- DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL -
Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO:

**EFEITO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DA HETEROGENEIDADE
ESPACIAL SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG.**

Renan de Souza Rezende

Montes Claros – 2009



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MONTES CLAROS
- DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL -
Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO:

**EFEITO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DA HETEROGENEIDADE
ESPACIAL SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG.**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, para a obtenção do título de mestre em Biologia.

Renan de Souza Rezende

Orientador:

Prof. Dr. Anderson Medeiros dos Santos
(Dept. de Biologia Geral, UNIMONTES)

Co-orientador:

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
(Departamento de Biologia Geral, UNB)

Montes Claros – 2009

Renan de Souza Rezende

EFEITO DA QUALIDADE AMBIENTAL E DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG.

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Montes Claros, como pré-requisito do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, para a obtenção do título de mestre em Biologia.

Aprovada em _____ de _____ de _____

Prof. Dr. Anderson Medeiros dos Santos (Orientador)
Universidade Estadual de Montes Claros

Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (Co-orientador)
Universidade de Brasília

Prof. Dr. Maurício Lopes de Faria (Banca Examinadora – Interno)
Universidade Estadual de Montes Claros

Prof. Dr. Leandro Gonçalves Oliveira (Banca Examinadora – Externo)
Universidade Federal de Goiás

Financiamento:



Apoio:



Aos meus pais e familiares,
por todo afeto, compreensão
e força dadas a mim no
decorrer desta jornada.

“O único lugar onde o êxito chega
antes do trabalho é no dicionário”.

Vidal Sassoon

Agradecimentos.

Inicialmente agradeço a Deus, pois sem a saúde e força que ele tem me dado seria impossível chegar até aqui. Toda honra e glória seja dada a ele.

Ao Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (UFMG), pela oportunidade de trabalhar e aprender desde o ano de 2005, obrigado pela paciência, confiança, apoio e orientação nestes anos de convivência. Sou muito grato pelo crescimento que me proporcionou durante todo este tempo no âmbito pessoal, profissional e científico, pelo caráter que demonstra e pelas inúmeras “Broncas” e grandes idéias que muito contribuiu na minha formação.

Ao Prof. Dr. Anderson M. Santos, pela orientação durante o mestrado, por ter me acompanhado em todas as idas ao “campo”. Obrigado pelo grande conhecimento que adquiri em limnologia e estatística.

A vocês, obrigado pela orientação e compromisso assumidos com este trabalho.

O meu muito obrigado também aos demais professores e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Montes Claros – UNIMONTES, pela “luz” sobre diversas questões biológicas, as quais muito estimularam meu pensamento crítico.

Ao Júnior, Dinho, Lucas, Laudineia, Kênya, Chiquinha, Welha, Fernanda e Carol, que foram companheiros nas aventuras e coletas na bacia do rio Pandeiros, assim como a Helen e Walter (IEF), que mostraram toda a área e nos acompanharam em algumas coletas. Atolamos algumas vezes, mas no final deu tudo certo.

Aos três laboratórios que abrigaram minha peregrinação para a realização deste estudo. Ao Prof. Dr. Marcos Callisto que abriu as portas pra mim no Lab. de Ecologia de Bentos (LEB/UFMG) no ano de 2007 e me ajudou durante o mestrado. A galera de BH, Jú, Wander, Josi, Adriana, Cintia (Valeu pela força na biomassa), Diego (Obrigado pelos dados de uso e ocupação do solo), Lurdemar, Ana Paula, Pablo, Rafael e Marcelo. Valeu pela amizade e companheirismo, aprendi muito com vocês. A galera do Lab. de Limnologia e Macrófitas Aquáticas (UNIMONTES), Kênya, Chiquinha, Welha, Fernanda, Carol e ao Prof Dr. Anderson, por terem me recebido muito bem. Ao Prof Dr. Magno Augusto obrigado por ter aberto as portas do Laboratório de Zoologia (UNIMONTES) para a triagem das amostras. E a galerinha do grupo das aves, morcegos e invertebrados também do Laboratório de Zoologia (UNIMONTES).

Ao CNPq, pelo apoio financeiro por meio do Edital Universal MCT/CNPq/CT-Hidro – N° 044/2006 que possibilitou a execução deste projeto. Ao Instituto Estadual de Floresta de Minas Gerais (IEF), pelo apoio logístico para o reconhecimento das áreas e da coleta.

A Cássia, meu muito obrigado pelo carinho e atenção. Aos companheiros e conterrâneos, Luiz Eduardo e Aline. Também a Luiz Falcão e a Laura que me receberam muito bem em Montes Claros. E demais colegas de Mestrado, Leila, Karla e Fernanda. Obrigado a todos.

E por fim aos meus pais Lúcia e Pedro, pelo apoio incondicional, pelos conselhos dados durante toda a vida, por mostrarem por quais caminhos devo andar, pelo amor e carinho dados a mim. Aos meus avós paternos Eugênia e José Pinto e aos meus avós maternos Maria e Argentino por toda a ajuda que me deram, assim como os demais familiares.

A todos vocês meu MUITO OBRIGADO!!!!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	10
CAPÍTULO 1.....	11
INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG NA HETEROGENEIDADE ESPACIAL DE TRECHO DE RIO E SUAS CONSEQUÊNCIAS SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.	
R. S. Rezende, A. M. Santos, J. F. Gonçalves Jr. & D. R. Macedo	
CAPÍTULO 2.....	48
AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO PANDEIROS UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE ÁGUA.	
R. S. Rezende, A. M. Santos & J. F. Gonçalves Jr.	
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	65
ANEXOS	67

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação aborda aspectos relacionados à comunidade de macroinvertebrados bentônicos da bacia hidrográfica do rio Pandeiros. Este documento foi subdividido em Capítulos 1 e 2, Considerações finais, Perspectivas Futuras e Anexos por último.

O primeiro capítulo, intitulado “**Influência do uso e ocupação do solo da bacia do rio Pandeiros-MG na heterogeneidade espacial de trecho de rio e suas consequências sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.**”, buscou apresentar os efeitos do uso e ocupação de solo sobre a heterogeneidade espacial (obtidas a partir de métricas abióticas) e as conseqüências da alteração do meio físico sobre a estrutura da comunidade bentônica. Para aferir a heterogeneidade espacial, foram avaliadas métricas como a cobertura da mata ciliar, inclinação da margem, sedimento (matéria orgânica, frações granulométricas), parâmetros físico-químicos da água e o protocolo de avaliação rápida em trecho de rio, e sua importância para a densidade, biomassa e riqueza taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do rio Pandeiros-MG. Assim, foi possível construir um texto científico que busca acrescentar informação sobre a influência da estrutura do habitat físico sobre a comunidade bentônica e também uma informação útil para avaliar uma substituição da vegetação nativa na região. Visando a publicação, este manuscrito será submetido a uma revista de impacto internacional.

No segundo capítulo que tem por nome “**Avaliação ambiental da bacia do rio Pandeiros-MG utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água**” é um trabalho de divulgação. Neste texto foram discutidos os dados gerais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Pandeiros-MG, através da aplicação de um diagnóstico ambiental por meio do índice BMWP-CETEC e um protocolo de avaliação. Esta informação é importante principalmente para os órgãos gestores, na avaliação dos locais alterados e também na elaboração e execução de estratégias para unidades de conservação. Este capítulo foi submetido para revista Biota - MG, de alcance estadual e encontra-se no prelo para publicação.

CAPÍTULO 1.

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA HETEROGENEIDADE
ESPACIAL DE TRECHO DE RIO E SUAS CONSEQUÊNCIAS SOBRE A
COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA BACIA
DO RIO PANDEIROS-MG.**

R. S. Rezende, A. M. Santos, J. F. Jr. Gonçalves & D. R. Macedo.

INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA HETEROGENEIDADE ESPACIAL DE TRECHO DE RIO E SUAS CONSEQUÊNCIAS SOBRE A COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG.

R. S. Rezende, A. M. Santos, J. F. Jr. Gonçalves & D. R. Macedo.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos do uso do solo sobre a heterogeneidade de trecho de rio e, consecutivamente, sobre a comunidade bentônica, através da estrutura física de trecho de rio ao longo da bacia do rio Pandeiros. As coletas foram realizadas a cada três meses durante um ano, em 20 trechos de rio. Porcentagens do uso do solo foram obtidas a partir de imagens de satélite. Os parâmetros abióticos avaliados foram dossel da mata ciliar, declividade da margem, sedimento (matéria orgânica e frações granulométricas), parâmetros físico-químicos da água e protocolo de avaliação rápida. Estes parâmetros foram utilizados em uma PCA, separando os locais em dois grupos. O grupo “um” se correlacionou a maior cobertura da mata ciliar, preservação ambiental e frações granulométricas maiores, apresentando alta heterogeneidade espacial. O grupo “dois” se correlacionou a frações granulométricas menores, alta condutividade, alcalinidade e temperatura, assumindo características homogêneas. Para análise da comunidade bentônica três réplicas do sedimento foram coletadas. Os macroinvertebrados amostrados foram identificados até o nível de família, e posteriormente calculados sua biomassa. Vegetações abertas como campo limpo, campo cerrado e floresta estacional decidual, apresentaram maiores percentagens no grupo mais homogêneo, evidenciando que o uso do solo pode influenciar a heterogeneidade de trecho de rio na bacia do rio Pandeiros. A maior riqueza e densidade foram observadas no grupo “um”. Não houve diferença na biomassa dos organismos entre os grupos. Estes resultados indicam uma influência positiva da heterogeneidade de habitat sobre os macroinvertebrados. A análise de espécie indicadora confirmou ainda que o grupo “um” apresenta habitat com maior especificidade. Isso demonstra que a heterogeneidade espacial foi responsável pela elevada biodiversidade da comunidade bentônica nos trechos de rio na bacia do Rio Pandeiros.

Palavras-chave: sedimento, bacia hidrográfica, rios, variáveis ambiental, macroinvertebrados bentônicos.

ABSTRACT

This study aimed to assess the effect on the land use and occupation by the spatial heterogeneity in river reaches and, consecutively, by the benthic macroinvertebrates community, through the physical structure in river reaches along the Pandeiros river watershed. The sampling was performed every three months a year, among 20 river reach. Percentages of soil use and occupation of the sub-basins drainage in each sampling points was obtained from satellite pictures. The abiotic parameters evaluated were the riparian vegetation coverage, margin slope, sediment (organic matter and granulometric fractions), water physical and chemical parameters and rapid evaluation protocol of rivers reach. These parameters were used in a Principal Components Analysis (PCA), separating the sample sites into two distinct groups. The first group was correlated with greater riparian vegetation coverage, higher environmental preservation and larger granulometric fractions, showing high spatial heterogeneity. The second group was correlated with the smaller granulometrics fractions, higher conductivity, alkalinity and temperature, showing homogeneous characteristics. For the benthic community analysis three sediment replicates were sampling. The samples were identified at family level and then measured their biomass. Open vegetation as *clean field*, *cerrado field*, and deciduous seasonal Forest, showed higher percentages in the group more homogeneous, showing that land use can influence the heterogeneity in river reaches on Pandeiros river watershed. The highest richness and density were observed in group "one". There was no difference in the organisms' biomass between the groups. These results indicated a positive influence of the habitat heterogeneity on the macroinvertebrates. The indicator species analysis confirmed that the group "one" shows greater specificity habitats than those related to the group "two". This demonstrates that the spatial heterogeneity was responsible for the high biodiversity of the benthic community in Pandeiros river watershed.

Key words: Sediment, Watershed, river, environmental variable, benthic macroinvertebrates

INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat, invasão de espécies exóticas, retirada da vegetação marginal, lançamentos de efluentes sem tratamento e o assoreamento do leito de rios, são alguns exemplo de impactos frequente sofrido pelos sistemas aquáticos continentais, e que tem levado à deterioração da qualidade da água (Tundisi, 2003; Dudgeon *et al.*, 2006). Atualmente estudos que também consideram variáveis espaciais de forma integrada têm se destacado para o melhor entendimento dos sistemas lóticos e dos impactos recebidos pelos mesmos (Allan, 2007). Fatores que atuam em grande escala, como o clima, geologia e topografia, influenciam e modificam escalas intermediárias (como por exemplo, os trechos de rios), que criam e mantêm as condições do habitat em escalas menores (como por exemplo, microhabitats) (Snelder & Biggs, 2002). Uma visão integrada deste sistema, como em nível de bacia hidrográfica, possibilita o reconhecimento de padrões emergentes e a identificação dos fatores que estruturam os ecossistemas em diferentes escalas (Tiegs *et al.*, 2009). Cresce então, a necessidade de trabalhos que utilizem a bacia hidrográfica como unidade de estudo, pois esta é um sistema conectado, determinante para a estrutura do habitat físico (Magnusson, 2001).

A bacia hidrográfica é uma das principais unidades da paisagem, seus limites são estabelecidos topograficamente pelos pontos de maior altitude, que definem os divisores de água entre bacias adjacentes (Magnusson, 2001). Dentro de uma bacia hidrográfica observa-se um sistema interligado que pode contemplar diferentes atividades antrópicas, (como por exemplo, extrativismo, agricultura, indústria e cidades) e formações vegetais nativas. Conhecer a ocupação do solo pelo homem ou pelas categorias vegetais naturais que o reveste é fundamental para a avaliação de um sistema lótico (Nessimian *et al.*, 2008). Além disso, existe a necessidade de compreender as mudanças no uso da terra, a fim de prever impactos associados a estas alterações na saúde física, química e biológica do ecossistema (Gardiner *et al.*, 2009). Usos distintos do solo, mesmo que naturais, podem gerar diferentes mudanças físicas no habitat (Booth *et al.*, 2004), causando mudanças de diversidade, devido a modificação na estrutura da biota, afetando diretamente o funcionamento do ecossistema (Compin & Ce're'ghino, 2003). Assim, fica demonstrado a importância de estudos que avaliem a utilização do solo e sua consequência sobre a estrutura física do habitat.

A estrutura do habitat físico pode ser avaliada aferindo sua heterogeneidade espacial (Brown, 2003). Um dos conceitos de heterogeneidade espacial refere-se à distribuição de dado recurso em um determinado ambiente (Minshall & Robinson, 1998). A maioria dos ambientes lóticos são naturalmente heterogêneos, principalmente devido à geomorfologia na qual eles estão inseridos, podendo modificar características importantes da estrutura física do habitat (Soldner *et al.*, 2004). Estudos sobre a heterogeneidade espacial levam em consideração dois aspectos da estrutura do habitat: o material de que é feito e a sua diversidade (Beisel *et al.*, 1998). Harper *et al.* (1997), assumem que os substratos minerais do leito (seixos, cascalhos e pedras), o material procedente das plantas e a vegetação marginal são três dos principais fatores relacionados à heterogeneidade e capazes de maximizar a biodiversidade em sistemas aquáticos lóticos. Alguns parâmetros físico-químicos da água (por exemplo, oxigênio dissolvido, condutividade, alcalinidade e temperatura) podem influenciar as formas de vida aquática, pois causam mudanças ambientais e consequentes alterações na composição das comunidades (Allan, 2007).

A variação longitudinal e os diversos usos de solo dos sistemas lóticos podem, ao modificarem fisicamente o ambiente, afetar a heterogeneidade espacial do habitat, promovendo uma substituição de espécies, modificando a estrutura e composição das comunidades (Vannote *et al.*, 1980). Trabalhos com macroinvertebrados bentônicos demonstram uma relação de efeito positivo (Dudley *et al.*, 1986; Flecker & Allan, 1984), ausente (Downes & Jordan, 1993; Erman & Erman, 1984) ou negativo (Brown, 2007) entre a heterogeneidade espacial de habitat e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (riqueza, abundância relativa e densidade) em sistemas temperados. No entanto, poucos estudos relacionados à comunidade de macroinvertebrados bentônicos e os efeitos da heterogeneidade espacial foram realizados em regiões tropicais (Boyero & Bailey, 2001; Costa & Melo, 2008), principalmente relacionando diversos aspectos da estrutura física do meio.

Diante dos fatos expostos algumas premissas foram elaboradas para nortear este estudo: 1- devido a significativas mudanças na percentagem de uso e ocupação do solo espera-se elevada alteração na estrutura física do meio, e consequentemente, em sua heterogeneidade espacial; 2- a heterogeneidade espacial de trechos de rio é importante na estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, onde trechos com alta complexidade espacial tendem a apresentar maior número de nichos (habitat, trófico e interações biológicas); 3- o aumento no número dos nichos diminui os efeitos da

predação e competição sobre grupos isolados da comunidade, diminuindo a exclusão dos *taxa* no ambiente e proporcionando um provável aumento da densidade e biomassa dos macroinvertebrados bentônicos. A partir disso, foi elaborada a seguinte hipótese: *Nos trechos que apresentarem significativamente maiores áreas compostas de vegetação densa e de elevada complexidade, será observada elevada heterogeneidade espacial e, portanto, maior riqueza, densidade e biomassa na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, se comparada às áreas com maior percentagem de vegetação rasteira.* Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar os efeitos do uso e ocupação de solo sobre a heterogeneidade espacial de trecho de rio e, consecutivamente, sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, através da estrutura física de trecho de rio ao longo da bacia do rio Pandeiros.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado na bacia do Rio Pandeiros, localizada nos Municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho, todos pertencentes ao estado de Minas Gerais. Estes municípios estão situados na região do Médio São Francisco, no lado esquerdo do Rio São Francisco da Microrregião de Januária e Macrorregião Norte de Minas. Bonito de Minas possui área de 3.911,42 km², altitude média de 600 metros, com uma população de 3.902 habitantes. Cônego Marinho possui área de 1.640,20 km², altitude média de 640 metros, com uma população de 6.279 habitantes. O município de Januária possui área de 6.670,41 km², altitude média de 455,59 metros, com uma população de 64.985 habitantes (Figura 1).

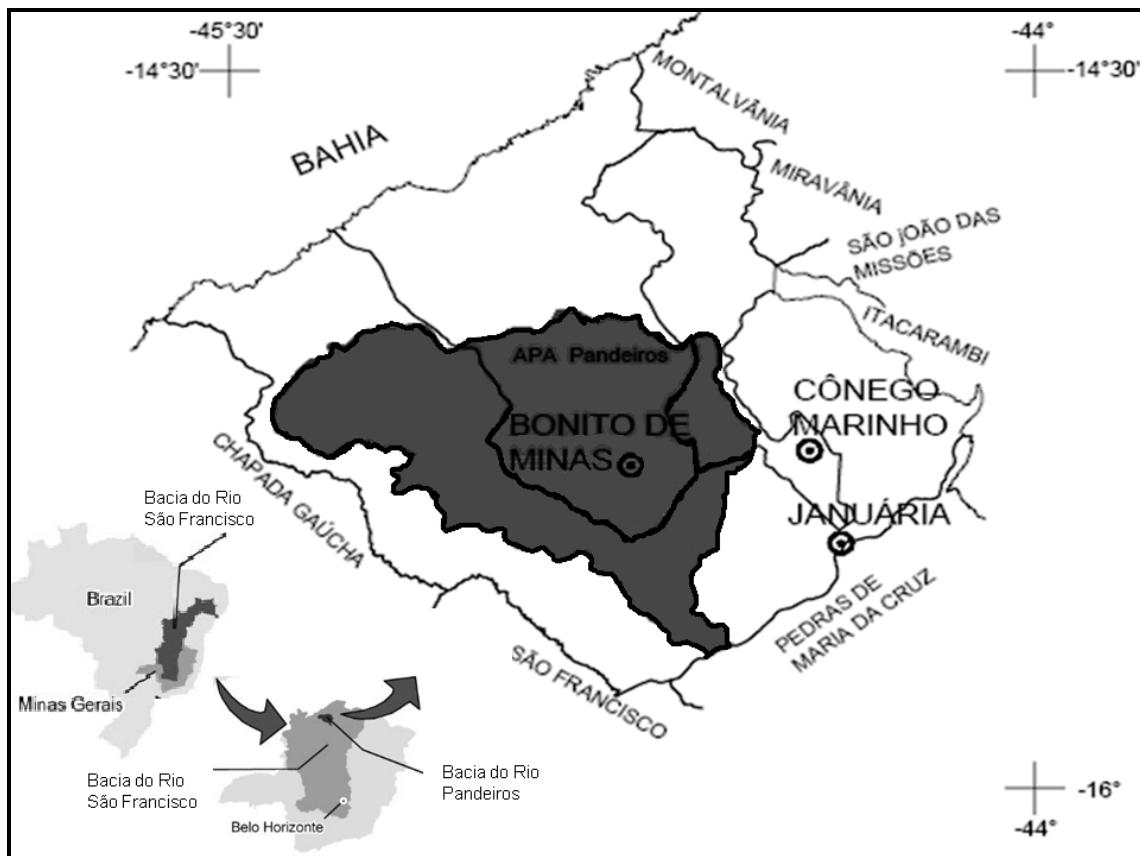


Figura 1: Imagem da Bacia do Rio Pandeiros e sua localização em relação ao Brasil, Estado de Minas Gerais e os Municípios que a compreende. (modificado de Fonseca *et al.*, 2008).

Nestes municípios localiza-se a Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros (APA-Pandeiros). Esta possui uma área de 380.000 ha., com as tipologias florestais predominantes de Cerrado, Floresta Estacional Decidual e Semi-decidual e em menor proporção Veredas. O clima predominante é o semi-árido, com temperatura variando entre 18 e 35°C (Ab' Saber, 1977). O solo predominante é o latossolo vermelho com textura arenosa e areias quartizosas (Coutinho, 1978).

O Rio Pandeiros possui em seu curso aproximadamente 145 km de extensão, e seus afluentes pela margem esquerda são os rios Pindaibal, São Pedro, Alegre e Mandins, enquanto os da margem direita são os rios Catolé, Borrachudo, Macaúbas e São Domingos. O volume de água médio na estiagem é de 8 m³/s, enquanto o volume no período de chuva é de 24 m³/s (Fonseca *et al.*, 2008).

Foi construída em 1957 pela CEMIG na bacia do rio Pandeiros, uma usina hidrelétrica com três turbinas, para geração local de energia, seus respectivos equipamentos e alojamentos. Hoje, a energia gerada integra o sistema nacional,

funciona com capacidade reduzida que utiliza apenas uma turbina, devido à diminuição da oferta hídrica da região. Suas instalações foram adaptadas para receber um posto do Instituto Estadual de Florestas – IEF e um Hotel. A partir da jusante do Reservatório PCH - Pequenas Centrais Hidroelétricas, estão as três cachoeiras do ribeirão Pandeiros, que segue seu curso até atingir o pântano, e em seguida, percorre 1,5 km mais adiante, até desaguar no rio São Francisco (Fonseca *et al.*, 2008).

Os pontos de coleta corresponderam a 20 trechos de rios, sendo 11 no rio Pandeiros e 9 em seus principais afluentes, avaliados nos meses de fevereiro, maio, setembro e novembro de 2008. Os pontos amostrais compreendem a trechos de rios de primeira à quinta ordem, segundo o sistema descrito e proposto por Frissell *et al.*, (1986) (Tabela 1; Figuras 2 e 3).

Tabela 1: Código, nome e localização geográfica (UTM) dos pontos de amostragem na bacia do rio Pandeiros.

Pontos	Rios	Localização Geográfica – UTM
P1	Rio Pandeiros – T1	23 L 487078 8321388
P2	Rio São Pedro	23 L 485084 8317123
P3	Rio Salobro	23 L 490766 8313432
P4	Rio Panelas	23 L 505376 8312902
P5	Rio São Domingos	23 L 498526 8312719
P6	Rio Pandeiros – T2	23 L 498679 8310507
P7	Rio Catolé	23 L 519132 8309678
P8	Rio Pindaíbal	23 L 505963 8299244
P9	Rio Alegre	23 L 515210 8291122
P10	Rio Pandeiros – T3	23 L 519165 8292960
P11	Rio Pandeiros – T4	23 L 522615 8291137
P12	Rio Pandeiros – T5	23 L 522679 8291483
P13	Rio Borrachudo	23 L 522734 8294876
P14	Rio Macaúba	23 L 527480 8288900
P15	Rio Pandeiros – T6	23 L 526443 8284887
P16	Rio Pandeiros – T7	23 L 526523 8284205
P17	Rio Pandeiros – T8	23 L 531023 8274679
P18	Rio Pandeiros – T9	23 L 539212 8267918
P19	Rio Pandeiros – T10	23 L 538754 8267922
P20	Rio Pandeiros – T11	23 L 541841 8266150

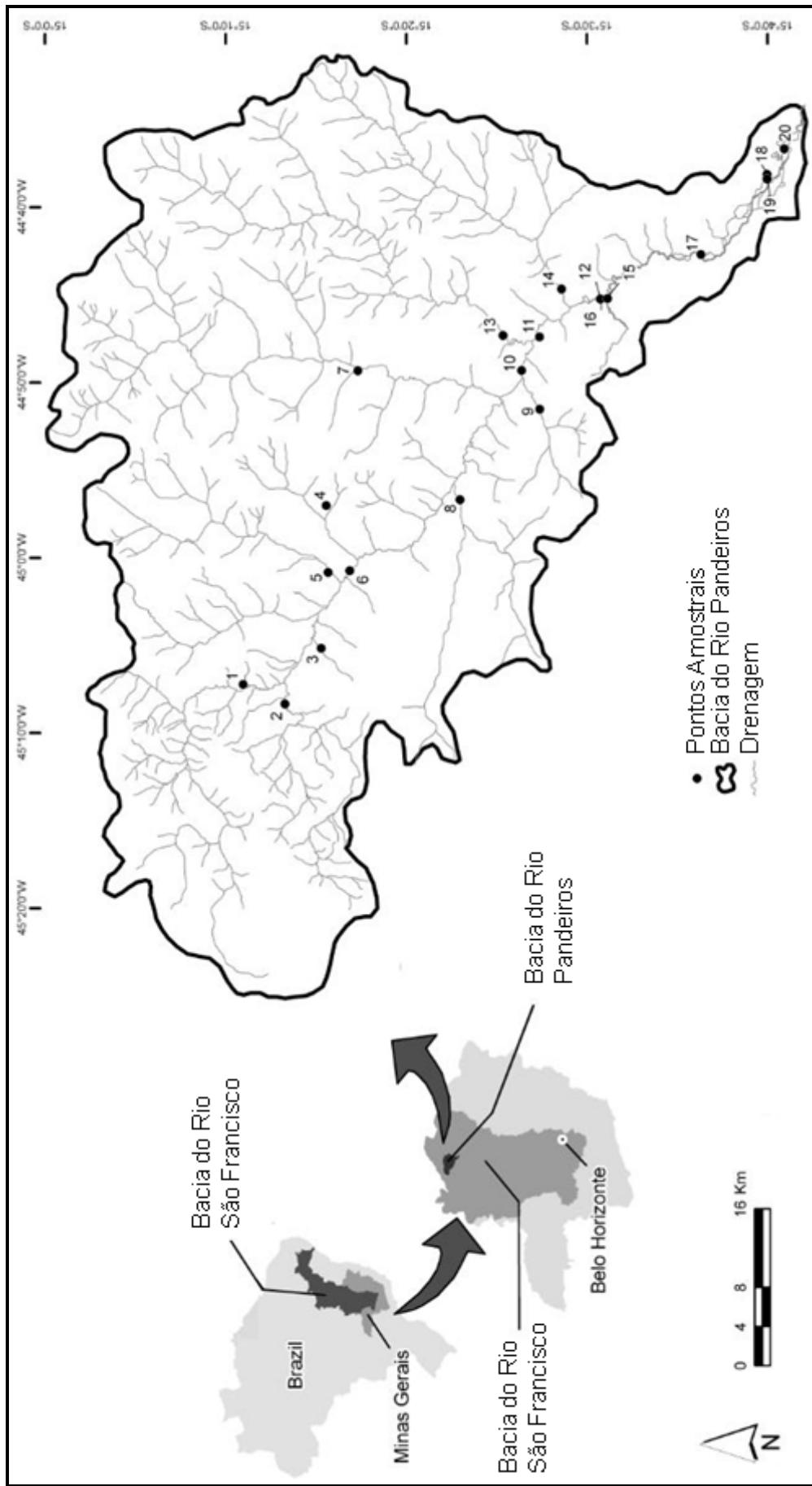


Figura 2: Imagem dos pontos amostrais na drenagem da Bacia do Rio Pandeiros e sua localização em relação ao Brasil e Estado de Minas Gerais.



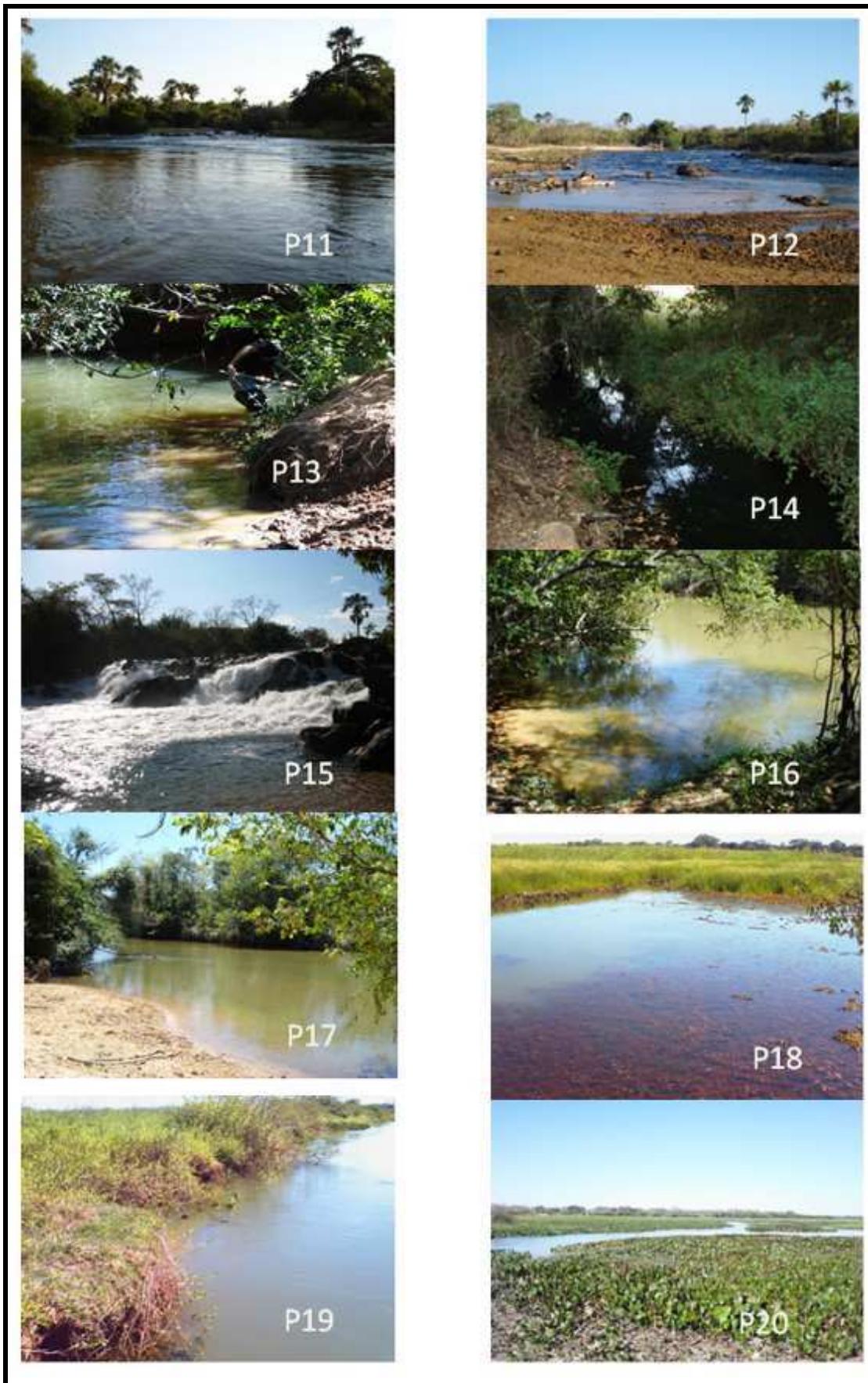


Figura 3: Fotos dos pontos de coleta na Bacia do Rio Pandeiros. (Fotos: Renan Rezende).

Cobertura do solo na bacia do rio Pandeiros-MG

As classes de uso e coberturas do solo mapeadas que influenciaram os pontos de coleta na bacia do rio Pandeiros foram: campo limpo, campo cerrados, cerrados, veredas, floresta estacional semidecidual, floresta estacional decidual, agropecuário e urbano.

O que se procura definir com o termo Cerrado não é apenas um tipo de vegetação, mas um conjunto de tipos fisionomicamente distribuídos dentro de um gradiente de solo (Goodland, 1970). Esta formação é definida como uma vegetação xeromorfa, preferencialmente de clima estacional, em que há mais ou menos seis meses secos no período de inverno. Segundo Eiten (1993), sua vegetação é subdividida em cerrado *sensu lato* e cerrado *sensu stricto*. O cerrado *sensu lato* corresponde apenas às formações que, de forma geral, apresentam árvores retorcidas, não muito altas, em meio a um extenso "capinzal" rasteiro de solos pobres, como as formações vegetais de campo limpo, campo sujo, campo cerrado. O cerrado *sensu stricto*, abrange, todas as formações do cerrado, desde as campestres até os cerradões, incluindo os campos, sendo que os cerradões correspondem a um tipo de floresta esclerófila localizados comumente nos solos mais ricos em mineral e material orgânico.

As veredas são formações vegetais hidrófilas, que geralmente apresentam-se enfileiradas, ou em grupos de *Mauritia flexuosa* (buriti), cercadas por faixa graminosa e subarbustiva, comum na região do alto curso do ribeirão Pandeiros.

A Floresta Estacional Semidecidual é caracterizada por uma vegetação que apresenta grande perda de folha na estação seca, podendo variar de 20 a 50 % da cobertura total. Os remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual são normalmente encontrados na área marginal dos leitos dos rios, como um prolongamento das Matas Ciliares, e em alguns trechos formam fragmentos florísticos maiores, preservados e diversificados na bacia do rio Pandeiros.

A Floresta Estacional Decidual é composta por árvores de geralmente 15 a 30 m de altura, muitas das quais são madeira de lei. Dispõe apenas da umidade proporcionada pelas chuvas, e devido à influência da longa estiagem fica totalmente desfolhada e acinzentada nos meses de seca (julho a agosto). Embora da sua composição florística participem algumas espécies típicas da Caatinga, a maioria não pertence às formações do semi-árido.

A bacia do rio Pandeiros é caracterizada pela sua baixa densidade demográfica, sendo que em 2004 a população total de 8.164 pessoas vivendo em pequenas comunidades rurais ao longo de 3.930 km². Este é um aspecto positivo do ponto de vista ambiental, principalmente por se tratar de uma importante sub-bacia do São Francisco.

A agricultura, principalmente de mandioca, milho, arroz e feijão, e a pecuária extensiva em pequenas áreas de pastagens estão associadas principalmente às culturas familiares nas várzeas dos cursos d'água. (Fonseca *et al.*, 2008).

Procedimentos

Os usos e ocupações do solo na bacia do rio Pandeiros foram estudados através das porcentagens das respectivas coberturas de cada sub-bacia. As informações foram obtidas a partir de imagens do satélite Landsat 5, que subsidiaram o trabalho de Carvalho *et. al.*, (2006), sobre a flora de Minas Gerais. O resultado deste mapeamento foi analisado na escala de sub-bacias de drenagem de cada ponto amostrado neste estudo, segundo metodologia proposta por Morley & Karr (2002) (Figura 4).



Figura 4: Área para cálculo da porcentagem do uso e ocupação do solo em escala de sub-bacia de drenagem (cinza claro) dos pontos amostrados (circulo) neste estudo. Modificado de Morley & Karr (2002).

Para avaliação das condições ambientais dos ecossistemas utilizou-se um “Protocolo de Avaliação Rápida das Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas” (Callisto *et al.*, 2002). O protocolo avaliou um conjunto de parâmetros em categorias descritas e pontuadas de 0 a 5. O valor final do protocolo de avaliação é obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro independentemente. As pontuações finais refletem o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos de bacias estudados, em que de 0 a 40 pontos representam trechos impactados; 41 a 60 pontos representam trechos alterados; e acima de 61 pontos, trechos naturais.

Amostras de sedimento, em trechos com profundidade maior que 50 cm, foram coletadas com uma draga de Petersen, que possui uma área amostral de 375,0 cm², e para as áreas com profundidades menores, utilizou-se um coletor do tipo “Surber”, com área amostral de 1.024 cm² e malha de 0, 250 mm (Pérez, 1988). Em cada estação amostral retiraram-se quatro amostras de sedimento, das quais três foram utilizadas para a análise das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e foram amostradas utilizando os coletores anteriormente citados (Surber e Draga) e uma para a determinação dos teores de matéria orgânica e composição granulométrica dos sedimentos.

As amostras foram lavadas sobre peneiras de 0,50 mm, triadas com auxílio de estereomicroscópio e os invertebrados aquáticos identificados segundo Merritt & Cummins (1996). Com base no inventário das comunidades de macroinvertebrados bentônicos calculou-se a riqueza taxonômica e a densidade. Para medir a biomassa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, as amostras foram colocadas em estufa a 60 °C por 72 horas, tempo necessário para que o peso se estabilize. A diferença do peso úmido para o peso seco da amostra corresponde ao valor da biomassa dos macroinvertebrados bentônicos.

Determinou-se a composição granulométrica dos sedimentos segundo metodologia de Suguio (1973). Após secagem do sedimento por 48 horas em estufa (temperatura constante de 60 °C) o material foi macerado para separação dos aglomerados e posteriormente separado em frações de 100g. Estas porções foram submetidas a uma série de peneiras com malha de 4.00, 1.00, 0.50, 0.250, 0.125 e 0.063 mm (gravimetria) por 30 minutos. As frações retidas em cada peneira foram pesadas individualmente para a determinação das proporções de cada tipo de sedimento nas amostras, sendo: cascalho (4.00 mm), areia muito grossa (1.00 mm), areia grossa (0.50

mm), areia média (0.250 mm), areia fina (0.125 mm), areia muito fina (0.063 mm) e silte + argila (menor que 0.063 mm). Em campo também se aferiu, com o auxílio de um paquímetro, medidas de altura, largura e espessura de dez pedras coletadas aleatoriamente em cada ponto amostral. A partir destes dados foi determinado o volume deste material. Este procedimento foi realizado para melhor representação e caracterização da composição granulométrica do ambiente em questão, uma vez que estas não poderiam ser analisadas junto ao material submetido ao processo de granulometria.

Para obter os valores de matéria orgânica do sedimento, após secagem a temperatura constante de 60°C, foram retiradas duas alíquotas de 0,3 g do sedimento para cada estação amostral. Em seguida estas amostras foram maceradas e queimadas em mufla por quatro horas, a 550°C, todos os recipientes nos quais as amostras foram acondicionadas foram previamente expostos a temperatura de 550°C por uma hora, a fim de se evitar interferência destes no peso final das amostras. O teor de matéria orgânica foi então calculado pela diferença entre o peso inicial da amostra e o peso após a incineração (Suguio, 1973).

Com auxílio de um multianalisador (YSI Incorporated, mod. 85) obteve-se *in situ* os seguintes parâmetros da coluna d'água: temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. A determinação da alcalinidade total foi feita pelo método de Gram de acordo com Carmouze (1994), com titulação de ácido sulfúrico 0,01 N.

A abertura de dossel foi quantificada através de fotografias tiradas sobre um tripé com 1,5 m de altura. Para obtenção das fotos hemisféricas foi utilizada câmera digital (Canon) acoplada a uma lente olho de peixe, modelo FCE9. A lente foi nivelada paralela ao solo e a câmera posicionada superiormente para o norte, com auxílio de bússola, a uma distância de 5 m a partir da margem de cada ponto amostral. Para a análise das fotos foi utilizado o software Gap Light Analyzer 2.0, que aferiu a porcentagem de abertura do dossel. Apenas uma foto por ponto de coleta foi utilizada neste estudo (Garcia *et al.*, 2007).

A declividade da margem foi determinada utilizando-se trenas e nível, a partir da relação entre a distância horizontal (DH), que correspondeu sempre a 5 m em direção a mata ciliar, e a altura (distância vertical = DV), medida a cada metro. Em seguida este procedimento foi repetido no início, meio e fim do trecho de rio. O valor da declividade das margens foi obtido através da equação da reta (aferição a cada metro), que leva em consideração a variância dos pontos em relação a esta reta (Hudson, 1981).

Uma Análise de Componentes Principais (Principal Components Analysis – PCA), baseada na covariância da matriz foi utilizada para avaliar a relação entre as variáveis abióticas estudadas e os pontos de coleta. Os valores observados para as variáveis abióticas foram postos em mesma escala após transformação ($\log_{10} X+1$) para realização da análise. A significância dos eixos foi medida segundo modelo de Broken-Stick (Legendre & Legendre, 1998). As variáveis biológicas foram avaliadas quanto a sua normalidade, utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov, e transformadas sempre que necessário ($\log_{10} X+1$). Em seguida as variáveis foram comparadas entre os agrupamentos através de uma ANOVA (One-way) (Zar, 1996). As porcentagens de uso e ocupação de solo das sub-bacias de drenagem também forma comparados entre os agrupamentos através de uma ANOVA (One-way). Foi realizada uma análise de espécies indicadoras (Indicator Species Analysis), proposta por Dufrêne & Legendre (1997), para determinar quais organismos bentônicos foram característicos em cada grupo identificado na PCA. Esta análise usa a freqüência e densidade dos organismos nos grupos previamente definidos, e produz um valor de indicação variando de 0 (não-indicador) a 100 (perfeito indicador). A significância foi testada utilizando o teste “Monte Carlo” com 1000 permutações, sendo considerado o $P < 0,05$. Apenas resultados que apresentaram valor significativo de indicação foram relatados.

RESULTADOS

Uso e ocupação do solo na bacia do rio Pandeiros-MG

A bacia do rio Pandeiros apresentou uma grande porcentagem de solo recoberta por vegetação natural (Tabela 2). A maioria dos pontos amostrais apresentou, em média, mais de 65% de área ocupada por vegetação nativa, somando todas as variações deste tipo de cobertura. De todas estas tipologias naturais, o cerrado foi a vegetação dominante, ocupando cerca de 48 % da área. A agropecuária mostrou-se presente ao longo de toda a bacia, representando em média 31% do uso do solo. As áreas urbanas, apesar da baixa porcentagem observada, estão presentes dentro da bacia de drenagem dos pontos estudados em toda a metade final da bacia.

Tabela 2: Porcentagem dos usos e ocupações do solo, separados nas classes campo limpo (Campo L.), campos cerrados (Campo C.), cerrado, vereda, floresta estacional semidecidual (F.E.S.) e floresta estacional decidual (F.E.D.), área urbana e agropecuária ao longo dos pontos amostrais na bacia do rio Pandeiros.

Ponto	Campo L.	Cerrado	Vereda	Urbano	Campo C.	F.E.S.	F.E.D.	Agropec.
P1	7.721	56.606	1.185	0.000	1.559	2.133	0.000	30.796
P2	10.153	45.919	7.839	0.000	1.639	2.990	0.000	31.460
P3	9.466	44.139	0.000	0.000	0.000	0.936	0.000	45.459
P4	4.809	38.517	5.144	0.000	0.754	0.000	0.000	50.776
P5	10.457	53.622	7.684	0.000	2.912	0.133	0.018	25.175
P6	9.562	48.521	4.169	0.000	2.107	1.597	0.003	34.040
P7	11.187	63.298	5.996	0.000	5.206	0.176	0.003	14.133
P8	6.274	26.243	4.189	0.000	0.682	0.395	0.041	62.176
P9	10.480	22.358	3.687	0.000	2.995	0.151	0.252	60.077
P10	9.421	48.010	4.628	0.000	2.666	0.997	0.017	34.261
P11	10.215	50.394	4.362	0.022	3.706	0.818	0.055	30.427
P12	10.185	50.666	4.326	0.022	3.712	0.810	0.057	30.221
P13	13.205	59.300	3.516	0.013	8.492	0.080	0.226	15.168
P14	11.422	59.066	4.530	0.000	17.380	0.059	0.453	7.089
P15	8.306	53.866	4.333	0.019	5.319	0.724	0.103	27.330
P16	10.290	51.965	4.283	0.019	5.349	0.720	0.198	27.176
P17	10.289	51.945	4.163	0.019	5.634	0.726	0.539	26.685
P18	10.247	51.580	4.080	0.018	5.865	0.835	0.731	26.644
P19	10.316	51.460	4.059	0.018	6.000	0.832	0.792	26.522
P20	10.194	51.274	4.049	0.018	6.158	0.888	0.829	26.589
Média	9.710	48.938	4.311	0.008	4.407	0.800	0.216	31.610
Desvio Padrão	1.816	10.070	1.734	0.010	3.787	0.741	0.289	13.912

Heterogeneidade espacial de trecho de rio

A Análise de Componentes Principais foi baseada nas variáveis ambientais dos pontos amostrais (Figura 5; Tabelas 3 e 4), separou os vinte pontos estudados em dois grupos distintos (Figura 5 e 6). A variância total das métricas ambientais estudadas foi de 31,40 sendo que o primeiro e o segundo eixos explicaram 47,52 % e 17,16 % da variância, respectivamente. Os autovalores tanto do primeiro (15,10) quanto do segundo eixos (5,45) foram significativos depois de comparados com o modelo de Broken-stick (6,43 e 4,56; primeiro e segundo eixo respectivamente). O “score” do eixo um (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 110,12$; $p = 0,00001$) foi significativamente diferente entre os agrupamentos, ao contrário do eixo dois (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 0,00241$; $p = 0,96138$).

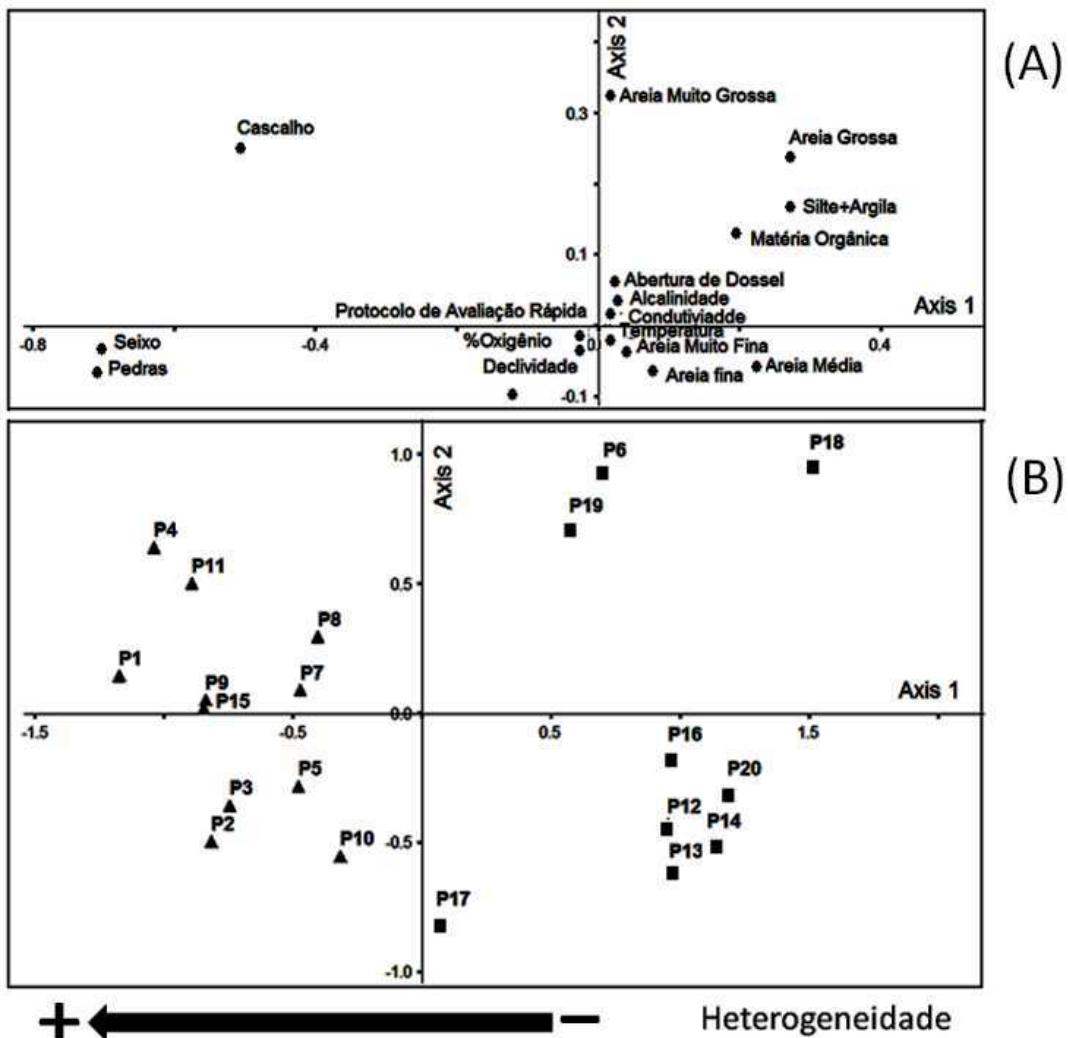


Figura 5: Representação gráfica dos grupos “um” (triângulo) e “dois” (quadrado) formados a partir da Análise de Componentes Principais (PCA) entre os fatores ambientais (A) nos pontos amostrais (B).

O primeiro grupo, de maior heterogeneidade espacial, foi representado pelos pontos P1, P2, P3, P4, P5, P7, P8, P9, P10, P11 e P15, localizados negativamente ao eixo um, apresentou relação com frações granulométricas maiores (cascalhos, seixos e pedras), alta declividade nas margens, oxigênio dissolvido e protocolo de avaliação rápida. Os pontos P6, P12, P13, P14, P16, P17, P18, P19 e P20 formam o segundo grupo, que apresentou menor heterogeneidade espacial e localizou-se positivamente ao eixo um e correlacionados com elevados valores de temperatura, condutividade, alcalinidade, abertura de dossel, assim como as frações granulométricas menores (silte+argila, areia muito fina, areia fina areia média, areia grossa e areia muito grossa).

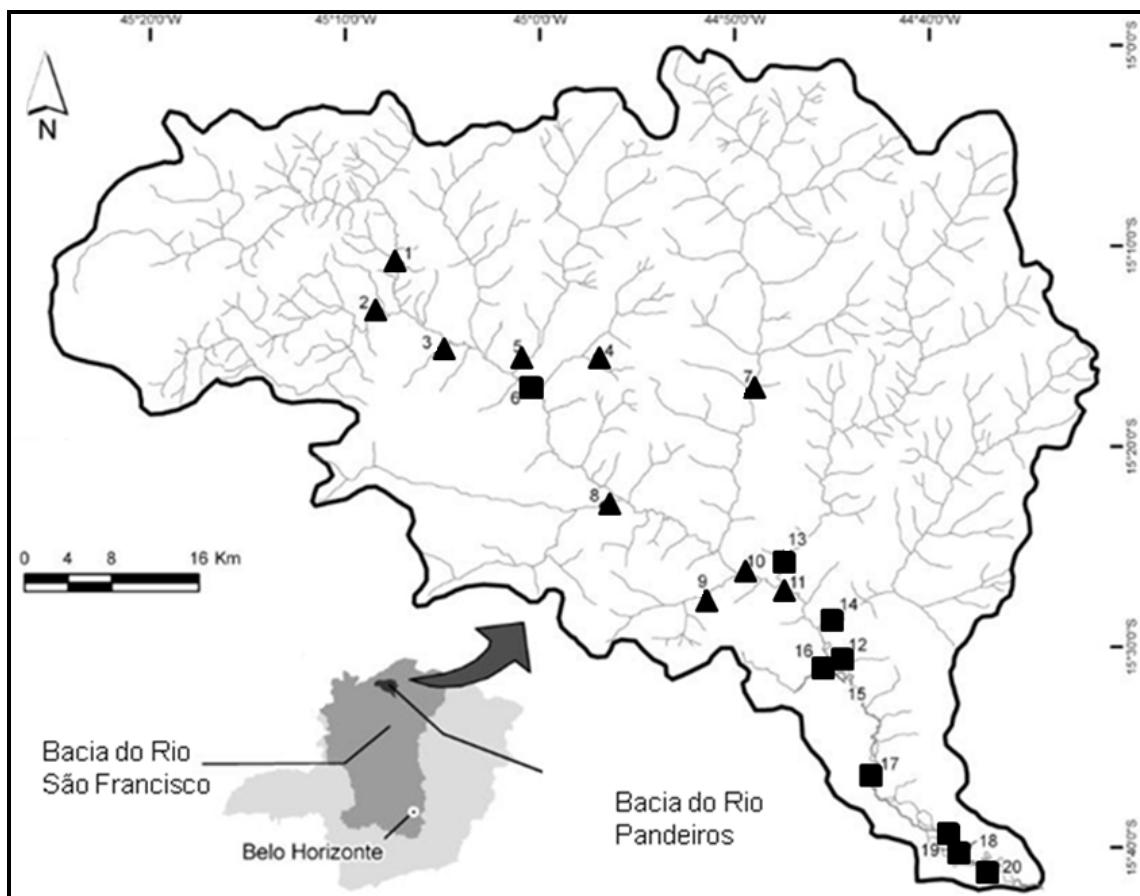


Figura 6: Distribuição dos grupos “um” (triângulo) e “dois” (quadrado), ao longo da bacia do rio Pandeiros-MG.

Influência do uso e ocupação do solo sobre a heterogeneidade espacial

Quando comparadas a percentagem das coberturas de solo nas sub-bacias de drenagem dos pontos estudados, observou-se que, cerrado (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 1,9014$; $p = 0,18482$), veredas (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 0,16946$; $p = 0,68546$), floresta estacional semidecidual (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 0,15004$; $p = 0,70304$) e agropecuária (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 4,2291$; $p = 0,05453$) não foram significativamente diferentes entre os agrupamentos. Entretanto, as percentagens de campo limpo (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 5,1762$; $p = 0,03536$), campo cerrado (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 8,7875$; $p = 0,00830$), floresta estacional decidual (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 14,908$; $p = 0,00114$) e urbano (ANOVA; $F_{(1, 18)} = 7,3837$; $p = 0,01412$), foram significativamente maiores no segundo agrupamento, que compreende os trechos de rio com maior homogeneidade espacial.

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão de porcentagem oxigênio dissolvido na água ($O_2/\%$ St), condutividade, temperatura da água (temp. °C), alcalinidade (MicroEq/l), porcentagem de abertura do dossel (% A.D.), valores médios do protocolo de avaliação rápida (P.A.R.) e declividade do terreno (metros), em trecho de rio na bacia do rio Pandeiros.

Pontos	$O_2(\% St)$	Condutividade	Temp.°C	Alcalinidade	% A.D.	P.A.R.	Declividade
P1	73.33 ± 24.82	65.28 ± 5.02	24.13 ± 1.21	394.90 ± 253.61	68.04	92	0.33 ± 0.15
P2	79.90 ± 4.35	181.63 ± 17.14	23.13 ± 0.95	756.53 ± 513.93	5.28	90	0.26 ± 0.05
P3	63.38 ± 20.91	64.08 ± 0.61	26.78 ± 0.10	236.15 ± 184.30	33.35	94	0.17 ± 0.04
P4	73.43 ± 13.39	93.25 ± 57.37	21.40 ± 2.04	204.24 ± 295.62	9.48	92	0.07 ± 0.07
P5	69.63 ± 18.50	41.63 ± 22.74	22.53 ± 2.41	179.48 ± 136.57	21.14	80	0.21 ± 0.07
P6	66.45 ± 25.23	76.00 ± 7.29	25.03 ± 1.01	458.03 ± 206.43	16.13	60	0.21 ± 0.07
P7	67.38 ± 26.64	37.75 ± 49.62	21.85 ± 1.87	734.22 ± 915.14	90.45	86	0.11 ± 0.01
P8	39.58 ± 26.88	27.05 ± 19.50	24.83 ± 1.58	164.29 ± 295.20	54.64	90	0.07 ± 0.07
P9	40.33 ± 3.90	28.30 ± 37.81	23.28 ± 1.94	130.19 ± 186.11	54.86	80	0.38 ± 0.07
P10	71.93 ± 24.86	60.13 ± 1.89	23.70 ± 1.44	468.55 ± 196.75	16.13	94	0.21 ± 0.02
P11	73.48 ± 23.10	60.17 ± 1.88	23.30 ± 1.41	373.76 ± 214.67	92.85	94	0.04 ± 0.13
P12	73.48 ± 25.31	60.13 ± 2.63	23.25 ± 1.67	493.83 ± 156.01	22.46	90	0.16 ± 0.07
P13	48.90 ± 30.26	77.27 ± 17.81	19.80 ± 2.21	526.20 ± 361.75	85.67	60	0.18 ± 0.05
P14	33.99 ± 24.87	277.43 ± 5.55	21.80 ± 1.51	2590.33 ± 1340.11	37.99	90	0.15 ± 0.06
P15	70.35 ± 29.13	104.73 ± 5.16	25.58 ± 0.07	1178.18 ± 219.20	85.38	86	0.13 ± 0.01
P16	81.48 ± 15.23	70.50 ± 3.84	25.05 ± 2.37	1323.58 ± 1679.62	15.57	90	0.37 ± 0.05
P17	71.13 ± 23.87	71.76 ± 2.12	25.93 ± 2.36	485.58 ± 119.64	14.14	86	0.32 ± 0.06
P18	47.95 ± 40.55	81.53 ± 10.81	29.08 ± 5.90	510.35 ± 272.98	100	46	0.06 ± 0.03
P19	71.10 ± 24.25	69.95 ± 4.70	24.98 ± 1.94	604.93 ± 284.47	100	70	0.09 ± 0.06
P20	44.56 ± 27.84	71.38 ± 4.87	26.15 ± 2.20	1298.33 ± 1226.16	100	65	0.09 ± 0.08

Tabela 4. Valores médios e desvio padrão dos parâmetros avaliados do sedimento em trecho de rio na bacia do rio Pandeiros. Frações granulométricas, silte + argila (S+A), areia muito fina (A.M.F.), areia fina (A.F.), areia média (A.M.), areia grossa (A.G.), areia muito grossa (A.M.G.), areia grossa (A.G.) cascalho (C.) seixos (S.), metro cúbico de pedras (P./m³), metro cúbico de pedras (P./m³) e porcentagem de matéria orgânica (% M.O.).

Pontos	S+A	A.M.F.	A.F.	A.M.	A.G	A.M.G.	C.	S.	P./m ³	%	M.O.
P1	0.59 ± 0.55	16.26 ± 6.70	5.84 ± 11.24	1.93 ± 1.68	0.19 ± 0.12	0.78 ± 0.18	9.94 ± 2.55	64.48 ± 15.50	0.07 ± 0.03	2.28 ± 0.71	
P2	0.82 ± 0.89	32.04 ± 17.73	11.65 ± 11.57	4.30 ± 3.52	1.30 ± 1.46	1.73 ± 1.62	13.56 ± 21.06	34.60 ± 25.46	0.08 ± 0.05	1.47 ± 0.99	
P3	0.57 ± 0.65	39.88 ± 30.97	28.37 ± 14.68	25.62 ± 20.77	4.89 ± 7.90	0.66 ± 0.44	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0 ± 0	0.50 ± 0.41	
P4	1.21 ± 2.06	37.40 ± 17.32	8.37 ± 7.48	6.51 ± 9.36	0.79 ± 1.09	1.26 ± 1.28	3.55 ± 4.99	40.90 ± 15.54	0.09 ± 0.052	1.59 ± 0.99	
P5	1.00 ± 1.25	43.39 ± 32.37	9.01 ± 7.34	1.86 ± 1.51	0.71 ± 1.08	0.22 ± 0.31	2.18 ± 2.92	41.64 ± 28.49	0.12 ± 0.09	0.80 ± 0.93	
P6	1.37 ± 1.36	76.70 ± 32.30	15.04 ± 29.36	6.45 ± 7.43	0.29 ± 0.22	0.16 ± 0.22	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0 ± 0	2.56 ± 3.07	
P7	0.35 ± 0.36	20.05 ± 18.86	8.66 ± 8.65	2.58 ± 2.21	1.29 ± 1.54	3.96 ± 3.86	24.97 ± 12.38	38.14 ± 18.10	0.09 ± 0.065	1.01 ± 0.53	
P8	1.18 ± 1.22	63.30 ± 16.94	28.17 ± 5.91	4.79 ± 7.09	1.28 ± 1.61	0.68 ± 1.21	0.00 ± 0.52	0.00 ± 14.18	0 ± 0	2.06 ± 0.69	
P9	1.19 ± 2.02	25.88 ± 28.10	8.67 ± 9.73	3.46 ± 3.60	4.07 ± 4.70	4.26 ± 5.62	14.40 ± 14.33	38.07 ± 16.82	0 ± 0	2.42 ± 1.51	
P10	0.52 ± 1.00	56.33 ± 42.83	6.76 ± 7.50	8.74 ± 9.76	1.14 ± 1.22	0.76 ± 1.10	0.37 ± 0.50	24.87 ± 33.62	0.09 ± 0.03	1.73 ± 0.97	
P11	1.18 ± 0.39	42.96 ± 25.70	8.89 ± 9.67	1.61 ± 1.40	0.39 ± 0.46	0.88 ± 1.31	5.55 ± 5.71	38.55 ± 31.12	0.1 ± 0.005	1.29 ± 0.48	
P12	1.38 ± 0.89	52.38 ± 26.04	4.89 ± 3.89	9.11 ± 14.08	3.96 ± 6.84	3.84 ± 6.25	7.01 ± 8.23	17.43 ± 19.21	0.08 ± 0.032	0.97 ± 0.51	
P13	0.43 ± 0.34	35.42 ± 13.19	21.53 ± 7.59	7.06 ± 5.64	0.66 ± 0.26	0.63 ± 0.38	3.01 ± 2.08	31.27 ± 19.00	0.09 ± 0.054	1.41 ± 0.40	
P14	4.12 ± 4.01	60.78 ± 39.49	5.36 ± 1.81	5.00 ± 4.91	6.31 ± 6.66	7.87 ± 12.61	10.57 ± 11.95	0.00 ± 0.00	0 ± 0	1.52 ± 0.57	
P15	2.26 ± 0.38	47.10 ± 9.08	8.58 ± 4.44	2.04 ± 1.90	1.87 ± 0.13	1.81 ± 0.03	0.88 ± 1.75	35.46 ± 8.79	0.09 ± 0.067	1.03 ± 0.03	
P16	1.42 ± 1.61	51.90 ± 38.05	29.58 ± 32.21	12.19 ± 11.78	1.69 ± 2.99	1.66 ± 3.09	1.57 ± 3.15	0.00 ± 0.00	0 ± 0	2.08 ± 1.77	
P17	1.89 ± 1.91	66.60 ± 38.80	8.33 ± 9.63	11.65 ± 14.79	0.23 ± 0.24	0.02 ± 0.03	0.00 ± 0.00	11.28 ± 22.57	0 ± 0	1.48 ± 0.85	
P18	15.26 ± 17.63	23.01 ± 15.62	10.40 ± 5.09	20.94 ± 8.87	22.92 ± 17.87	7.47 ± 6.38	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0 ± 0	31.47 ± 3.86	
P19	1.71 ± 1.06	83.94 ± 21.02	2.02 ± 1.76	1.69 ± 1.80	1.79 ± 1.99	2.48 ± 2.88	6.37 ± 12.73	0.00 ± 0.00	0 ± 0	2.69 ± 0.91	
P20	2.27 ± 1.84	55.86 ± 42.40	15.55 ± 23.71	25.45 ± 33.46	0.64 ± 0.79	0.24 ± 0.47	0.00 ± 0.00	0.00 ± 0.00	0 ± 0	1.05 ± 0.76	

Influência da heterogeneidade espacial de trecho de rio sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Ao analisar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, observou-se que a riqueza (ANOVA; $F_{(1, 232)} = 83,182$; $p = 0,0001$) e densidade foram significativamente diferentes entre os grupos (ANOVA; $F_{(1, 232)} = 26,793$; $p = 0,00001$), apresentando os maiores valores no primeiro grupo (Figura 6, A e B). A biomassa da comunidade bentônica (ANOVA; $F_{(1, 1471)} = 0,63396$; $p = 0,42603$) não foi significativamente diferente entre os grupos (Figura 6 C).

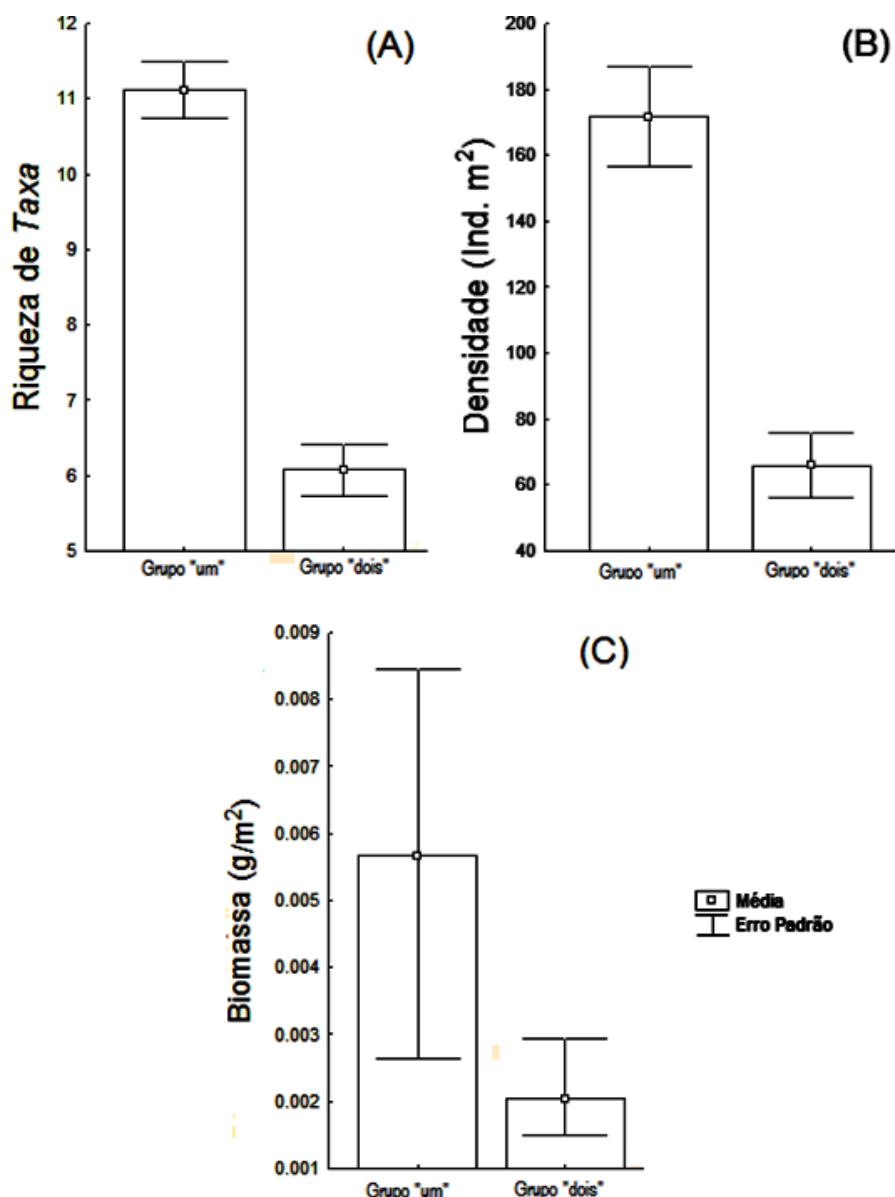


Figura 6: Riqueza média (A), Densidade média (B) e Biomassa média (C) da comunidade de macroinvertebrados aquáticos dos grupos “um” e “dois” na bacia do rio Pandeiros-MG.

A análise de espécies indicadoras (Tabela 5), usando os agrupamentos obtidos pela PCA, mostrou que a maioria dos organismos indicadores foi referente ao grupo “um”, de maior heterogeneidade espacial, apresentando apenas um *taxon* indicador do grupo “dois”, de menor heterogeneidade espacial. No grupo “um” foram observados treze *taxa* nas ordens Diptera (Empididae e Tipulidae), Plecoptera (Perlidae), Ephemeroptera (Leptophlebiidae, Leptohyphidae e Baetidae), Trichoptera (Hydropsychidae), Coleoptera (Hydroptilidae e Elmidae), Heteroptera (Naucoridae), Megaloptera (Corydalidae), Arachnida (Hydracarina) e Lepidoptera (Pyralidae). No grupo “dois” foi observada como indicadora apenas a Classe Bivalvia.

Tabela 5. Valores de indicação (%) que apresentaram $p < 0,05$, dos *taxa* indicadores dos grupos obtidos pela PCA, da comunidade de macroinvertebrados bentônicos coletados em trechos de rio na bacia do rio Pandeiros-MG.

<i>Taxa</i>	Grupo Indicado	Valor de Indicação (%)	Valor de p
Leptophlebiidae	UM	92,2	0.003
Hydropsychidae	UM	91,6	0.001
Elmidae	UM	87,9	0.002
Leptohyphidae	UM	86,3	0.001
Baetidae	UM	81,7	0.007
Naucoridae	UM	80,0	0.009
Pyralidae	UM	77,6	0.013
Hydroptilidae	UM	76,7	0.021
Empididae	UM	76,0	0.005
Hydracarina	UM	73,8	0.011
Perlidae	UM	69,5	0.016
Tipulidae	UM	62,0	0.019
Corydalidae	UM	54,5	0.011
Bivalvia	DOIS	80,8	0.015

DISCUSSÃO

Devido ao predomínio da vegetação natural como cobertura de solo na região, a bacia do rio Pandeiros mostrou-se preservada. As áreas de cerrado localizadas em região de clima semi-árido ainda não atingiram níveis elevados de degradação, provavelmente, devido às condições ambientais adversas, como por exemplo, a baixa pluviosidade e o solo muito arenoso, tornando difícil e/ou desfavorável à agricultura,

criação de animais e o adensamento populacional (Brandom *et al.*, 2005). A preservação das condições naturais do local e da cobertura vegetal nativa da bacia do rio Pandeiros pode explicar a semelhança entre as percentagens de cerrado, veredas e floresta estacional semidecidual, nas sub-bacias de drenagem dos agrupamentos. Estas são vegetações densas que podem dificultar ou impedir a utilização e ocupação das áreas sem sua completa remoção, evidenciando uma elevada integridade do ambiente (Fonseca *et al.*, 2008). A agropecuária, apesar de ser um uso de solo de origem antrópica, também apresentou percentagem de área similar entre os agrupamentos. A forma mais comum desta prática na bacia é a de subsistência, que se apresenta dispersa e associada a pequenos aglomerados familiares distribuídos ao longo da bacia, causando um baixo impacto ambiental (Fonseca *et al.*, 2008).

Entretanto, campo limpo, campo cerrado e floresta estacional decidual, que apresentaram maiores percentagens nos trechos de rio pertencentes ao grupo “dois” são vegetações abertas. Este tipo vegetal pode facilitar o acesso, locomoção e colonização humana sem a necessidade da remoção da cobertura nativa, se comparadas às demais ocupações aferidas neste estudo (Eiten, 1993). Este fato pode explicar a maior percentagem de áreas urbanas nas sub-bacias de drenagem dos trechos de rio com esta característica vegetacional. Entretanto, é importante salientar que a percentagem de área urbana é extremamente baixa dentro da bacia do rio Pandeiros.

Se comparadas áreas de diferentes usos, as que possuem maior percentagem de vegetação rasteira podem apresentar corpos aquáticos com maior número de fontes difusas de sedimentos finos (Wood & Armitage, 1997; Hampson *et al.*, 2000; Gardiner *et al.*, 2009), justificando a relação do grupo “um” com as frações granulométricas maiores e o grupo “dois” com frações granulométricas menores. Muitas vezes a vegetação rasteira é também predominante nas margens destes locais, como observado neste estudo, apresentando mata ripária menos estruturada (Jones *et al.*, 1999; Nessimian, *et al.*, 2008). Os pontos pertencentes ao grupo “um” localizam-se na região de cabeceira e intermediária da bacia, apresentam dossel bem estruturado e mata ciliar quase sempre sombreando o leito do rio. No entanto, os trechos de rio reunidos no grupo “dois”, localizados na foz da bacia, apresentaram uma alta abertura de dossel.

A alteração na estrutura da mata ripária em função do uso e ocupação do solo pode acarretar em perda de detritos lenhosos (Erhman & Lamberti, 1992), aumento na temperatura e modificação do fluxo de água (Poff *et al.*, 1997; Scott *et al.*, 2002), tornando evidente que as matas ripárias são essenciais para a proteção dos sistemas

fluvial (Berkman & Rabeni, 1987; Zweig & Rabeni, 2001; Sparovek *et al.*, 2002; Gardiner *et al.*, 2009).

A vegetação bem desenvolvida promove a entrada de detritos vegetais de origem alóctone, que se depositam no substrato dos sistemas lóticos, aumentando a quantidade de habitat associados ao sedimento (Benstead *et al.* 2003; Benstead & Pringle, 2004). Além disso, fornece uma importante fonte de recurso para a comunidade de macroinvertebrados (Brown *et al.*, 1995; Nerbonne & Vondracek, 2001). A presença de raízes que crescem submersas nestes locais também contribui para a diversificação de habitats e abrigos, promovendo uma maior riqueza e densidade de macroinvertebrados bentônicos (Cuffney *et al.*, 1990; Harper *et al.*, 1997). Este fato evidencia que uma mata ripária com dossel bem estruturado confere maior heterogeneidade espacial aumentando a oferta de nichos, elevando riqueza e densidade, quando comparados a outro local que apresenta elevada abertura de dossel (Beisel *et al.*, 1998; Sponseller *et al.*, 2001; Boyero, 2003; Gardiner *et al.*, 2009).

A maior declividade correlacionada ao grupo “um” pode também ser um fator importante no transporte do material vegetal dos sistemas terrestres para o aquático, via aporte horizontal, contribuindo ainda mais para elevar a quantidade de recurso e abrigo nestes locais (Weigelhofer & Waringer, 1994; Gonçalves *et al.*, 2006; Franca *et al.*, 2009). Em função desta disponibilidade de recurso e abrigo, algumas espécies bentônicas distribuem-se de forma agregada em zonas de deposição ricas em detritos vegetais oriundos da vegetação riparia (Silveira *et al.*, 2006). Estas regiões presentes no grupo “um” atraem famílias de predadores, como Naucoridade (Heteroptera), Hydracarina (Arachnida), Tipulidae, Empididae (Diptera) (Merritt & Cummins, 1996). Este detrito vegetal ainda serve de alimento para muitos fragmentadores, como os da família Pyralidae (Lepidoptera) (Cummins *et al.*, 1989; Graça, 2001).

A relação do grupo “um” com as frações granulométricas maiores (cascalhos, seixos e pedras) pode favorecer uma maior diversidade bentônica. O grupo “dois” revelou um sedimento composto pelas frações granulométricas finas, principalmente areias muito fina. Frações granulométricas mais grossas podem atuar como abrigo para as comunidades de macroinvertebrados aquáticos, criando uma variedade de habitats e aumentando a heterogeneidade do sedimento (Sedell *et al.* 1990; Lancaster & Hildrew, 1993). As frações granulométricas menores estão presentes em toda a bacia, desta forma a ocorrência de cascalhos, seixos e pedras aumentam a heterogeneidade do sedimento, elevando a especificidade dos habitats e a quantidade de nichos. Além disso, pode ajudar

na dispersão dos macroinvertebrados, através da diminuição do risco do indivíduo ser predado antes de colonizar um sedimento próximo, devido ao maior número de refúgios (Hildrew, 1998; Beisel *et al.*, 2000; Warfe & Barmuta, 2004).

Neste ambiente de corredeiras com fundo pedregoso como observado no grupo “um”, estão adaptadas a viver parte considerável dos organismos pertencentes às famílias Elmidae (Coleoptera), Leptophlebiidae, Baetidae, Leptohyphidae (Ephemeroptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Perlidae (Plecoptera). Muitos representantes de Elmidae se alimentam, principalmente, de perifiton que se forma sob as pedras. Representantes das famílias Leptophlebiidae, Baetidae, Leptohyphidae e Hydropsychidae catam partículas trazidas pela correnteza e os Perlidae predam outros organismos (Merritt & Cummins, 1996).

Segundo Taniguchi *et al.*, (2003), a maior complexidade espacial proveniente da vegetação ripária e do sedimento observados no grupo “um” em relação ao “dois”, ao promover uma diversificação de habitats e abrigos, deveria proporcionar maior biomassa de invertebrados no ambiente de elevada heterogeneidade. Mas este fato não foi observado neste estudo, tendo em vista que a biomassa dos organismos foi similar em ambos os grupos. Porém, Tessier *et al.*, (2008) estudando o rio St. Lawrence no Canadá observou que em seu trecho final havia grande quantidade de macrófitas aquáticas, como também verificado à jusante da bacia do rio Pandeiros, que reuniu os pontos do grupo “dois”. As macrófitas aquáticas possibilitaram nestes locais uma biomassa representativa de invertebrados aquáticos associada. Vis *et al.*, (2006) afirmam que grandes bancos que macróficas aquáticas suportam por certos períodos do ano biomassa similar as encontradas em áreas de vegetação ripária desenvolvida. Provavelmente, esta seria uma explicação para a biomassa não ter sido diferente entre os dois grupos estabelecidos.

A condição ambiental também se apresenta com um aspecto importante na diversidade de macroinvertebrados bentônicos. Apesar da alta preservação da bacia de modo geral, os valores do protocolo de avaliação rápida verificou que esta é maior no grupo “um” se comparado ao “dois”. A preservação ambiental mantém as condições e a estrutura física originais do meio, conservando a heterogeneidade espacial que naturalmente existe, e favorecendo a manutenção da riqueza e densidade da comunidade de macroinvertebrados aquáticos (Brooks *et al.*, 2002). O grupo “um” revelou correlação com oxigênio dissolvido, indicando que este não é um recurso limitante devido aos elevados valores desta métrica. Esse fato reflete sobre a riqueza e densidade

da comunidade bentônica, pois muitas ordens (por exemplo, Plecoptera, Trichoptera e Ephemeroptera) exigem altas concentrações de oxigênio dissolvido, não conseguindo sobreviver em condições onde este não é abundante (Merritt & Cummins, 1996; Galdean *et al.*, 2001; Bouchard, 2004). Entretanto, o grupo “dois” apresentou correlação com a condutividade, que pode ter sua explicação na ação antrópica (Gafner & Robinson, 2007). Estes pontos localizam-se nas regiões de maior população dentro da bacia do rio Pandeiros (Fonseca *et al.*, 2008), esperando assim uma pequena descarga de efluentes domésticos nestes trechos. Esta eleva as concentrações de nutrientes na água, alterando os demais parâmetros físico-químicos (Ometo *et al.*, 2000; Maillard & Santos, 2008), e favorecendo a poucos organismos tolerantes à esta condição adversa, podendo alterar a comunidade de macroinvertebrados nestes trechos (Beisel *et al.*, 2000; Roy *et al.*, 2003).

O grupo “dois” apresentou apenas os organismos da Classe Bivalvia como espécies indicadoras. Esta Classe possui muitos indivíduos de hábito sedentário, adaptados a ambientes de pouca correnteza e solo de fração granulométrica fina, pois obtêm seu recurso filtrando partículas revolvidas de substratos macios ou em suspensão na coluna d’água (Bouchard, 2004), características da porção final da bacia do rio Pandeiros. O maior número de *taxa* indicados no grupo “um” é outro fator que mostra neste maior heterogeneidade que no grupo “dois”. Isto indica que a heterogeneidade espacial, ao aumentar e diversificar os habitats altera positivamente a composição e abundância relativa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, como visto na bacia do rio Pandeiros.

CONCLUSÃO

A bacia do rio Pandeiros mostrou-se preservada devido ao predomínio de vegetação natural como cobertura de solo. Entretanto, vegetações abertas como campo limpo, campo cerrado e floresta estacional decidual apresentaram maiores percentagens nos trechos de rio do grupo mais homogêneo. Estas formações vegetais abertas podem proporcionar maior número de fontes difusas de sedimentos e vegetação rasteira nas margens, apresentando mata ciliar menos estruturada e diminuindo a heterogeneidade espacial. Este fato evidência que o uso e ocupação de solo podem influenciar a heterogeneidade espacial de trecho de rio na bacia do rio Pandeiros.

Nos trechos da bacia hidrográfica do rio Pandeiros que apresentaram maior heterogeneidade (grupo “um”), observou-se maiores valores de riqueza e densidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Este fato pode ter ocorrido em função da maior preservação ambiental, vegetação riparia estruturada e frações granulométricas grossas, que contribuíram para tornar estes ambientes mais heterogêneos, se comparado aos demais trechos de rio (grupo “dois”). Porém a biomassa dos organismos bentônicos não foi alterada em função da heterogeneidade. A análise de espécie indicadora mostrou ainda que a maior diversidade de habitats presentes nos pontos amostrais pertencentes ao grupo “um”, levam a uma relação de especificidade entre habitat e os organismos, mostrando que a heterogeneidade espacial afeta positivamente a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber, A.N., 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. *Paleoclimas*, 3:1-18.
- Allan, D.J. 2007. Stream Ecology: Structure and function of Running Waters. Chapman & Hall, Londres. p. 388.
- Beisel, J.N., P. Usseglio-Polatera, S. Thomas, S. & Moreteau J.C., 1998. A method to describe substrate heterogeneity at a microhabitat scale. First results on relationships with the macroinvertebrate community structure. In: Bretschko, G. & J. Helesic (eds), *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 39–46.
- Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, S.P., Thomas, S. & Moreteau J.C., 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*. 422(423): 163–171.
- Berkman, H.E., & Rabeni, C.F. 1987. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*. 18: 285–294.
- Benstead, J.P., Douglas, M.M. & Pringle, C.M. 2003. Relationships of stream invertebrate communities to deforestation in eastern Madagascar. *Ecological Applications*. 13: 1473–1490.
- Benstead, J.P. & Pringle, C.M. 2004. Deforestation alters the resource base and biomass of endemic stream insects in eastern Madagascar. *Freshwater Biology*. 49: 490–501.
- Booth, D.B., Karr J.R., Schauman S., P.K.C., Morley S.A. & Larson M.G., and Burges S.J., 2004. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *The Journal of the American Water Resources Association*. 3187: 1351-1364.
- Brandom, K., Fonseca, G.A.B., Rylands A.B. & Sliva, J.M.C. 2005. Conservação Brasileira: desafios e oportunidades. *Megadiversidae*, Vol. 1, nº 1, Junho.

- Brown, A.G., Stone. P. & Harwood. K. 1995. The Biogeomorphology of a wooded anastomosing river: the Gearagh on the river Lee in Country Cork, Ireland, Department of Geography Occasional Paper 32. University of Leicester.
- Brown, B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*. 6: 316–325.
- Brown, B.L. 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia*. 586: 93–106.
- Brooks, S.S., Palmer, M.A., Cardinale, B.J., Swan, C.M. & Ribblett, S. 2002. Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. *Restor. Ecol.*, 10: 156–168.
- Boyero, L. & Bailey, R.C. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*. 464: 219-225.
- Boyero, L. 2003. The quantification of local substrate heterogeneity in streams and its significance for macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia*. 499: 161-168.
- Bouchard, R.W., Jr., 2004. Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, M.N. p. 208.
- Callisto, M., Ferreira, W., Moreno, P., Goulart, M.D.C. & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*. 14 (1): 91-98.
- Carmouze, J.P. 1994. O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgard Blücher/FAPESP. p. 253.
- Carvalho, L.M.T.; Scolforo, J.R.S.; Oliveira, A.D.; Mello, J.M.; Oliveira, L.T.; Cavalcanti, H.C. & Vargas Filho, R. 2006. Atlas digital da flora nativa e Reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras: Editora UFLA. DVD-ROM. 1 atlas. Universidade Federal de Lavras.

- Compin, A. & R. Ce're'ghino, 2003. Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour–Garonne stream system (France). Ecological Indicators 3: 135–142.
- Coutinho, L.M., 1978. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. VI - A época das queimadas e floração de espécies do estrato herbáceo subarbustivo. Ciência e Cultura, 30: 416.
- Costa, S.S. & Melo, A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. Hydrobiologia. 598: 131-138.
- Cuffneyt, F., Wallacea, J.B. & Lugthart, N.D.G.J. 1990. Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. Freshwater Biology. 23: 281-299.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M. & Taliferro, W.B. 1989. Shredders and riparian vegetation. Leaf litter that falls into streams influences communities of stream invertebrates. Bioscience. 39(1): 24-30.
- Downes, B.J. & Jordan, J. 1993. Effects of stone topography on abundance of net building caddisfly larvae and arthropod diversity in an upland stream. Hydrobiologia. 252: 163–74.
- Dudley, T.L., Cooper, S.D. & Hemphill, N. 1986. Effects of macroalgae on a stream invertebrate community. J. North Am. Benthol. Soc. 5: 93–106.
- 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. Biological Review. 81: 163-182.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs. 67: 345–366.
- Eiten, G. 1993. Vegetação do Cerrado. In: Novaes Pinto, M. (Org.). Cerrado. 2º ed. Editora Universidade de Brasília, DF. p.17-73.

- Erhman, T.P., & Lamberti, G.A. 1992. Hydraulic and particulate matter retention in a 3rd-order Indiana stream. *Journal of the North American Benthological Society*. 11: 341–349.
- Erman, D.C. & Erman, N.A. 1984. The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia*. 108: 75–82.
- França, J. S.; Gregório, R.S.; D'Arc de Paula, J.; Gonçalves, J.F.Jr.; Ferreira, F. A.; Callisto, M. 2009. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. *Marine and Freshwater Research*. 60: 990-998.
- 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. *Environ Manage*. 10: 199–214.
- Flecker, A.S. & Allan, J.D. 1984. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia*. 64: 306–13.
- Fonseca, E.M.B., Grossi, W.R., Fiorine, R.A., & Prado, N.J.S. 2008. PCH Pandeiros: Uma Complexa Interface com a Gestão Ambiental Regional. VI Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas; Belo Horizonte - MG, 21 a 25 de abril. T22 – A11.
- Gafner, C. & Robinson C.T., 2007. Nutrient enrichment influences the responses of stream macroinvertebrates to disturbance. *The Journal of North American Benthological Society*. 26(1):92–102.
- Galdean, N., Callisto, M. & Barbosa, F. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG-Brazil). *Brazilian Journal of Biology*. 61(2): 239-248.
- Garcia, L.C., Rezende, M.Q., Pimenta, M.A., Machado, R.M. & Lemos-Filho, J.P. 2007. Heterogeneidade do dossel e quantidade de luz no recrutamento do sub-bosque de uma mata ciliar no Alto São Francisco, Minas Gerais: análise através de fotos hemisféricas. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre. 5(2): 99-101.

- Gardiner, E.P., Sutherland, A.B., Bixby, R.J., Scott, M.C., Meyer, J.L., Helfman, G.S., Benfield E.F., Pringle, C.M., Bolstad, P.V. & Wear, D.N. 2009. Linking stream and landscape trajectories in the southern Appalachians. *Environ Monit Assess.* 156: 17–36.
- Gonçalves, J.F.Jr., França, J.S. & Callisto, M. 2006. Dynamics of Allochthonous Organic Matter in a Tropical Brazilian Headstream. *Brazilian Archives of Biology and Technology.* Nov: 967-973.
- Goodland, J.A. 1970. Plants of the Cerrado Vegetation of Brazil. *Phytologia.* (S.l.:s.n), n. 20, v.2, p. 57-58.
- Graça, M.A.S. 2001: The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream-a Review. – *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86: 383–393.
- Hampson, P.S., Treece, J.M.W., Johnson, G.C., Ahlstedt, S.A. & Connell, J.F. 2000. Water quality in the upper Tennessee River Basin, Tennessee, North Carolina, Virginia, and Georgia 1994–98. Circular 1205. Washington: USGS.
- Harper, D.M., Mekotova, J., Hulme, S., White, J. & Hall, J. 1997. Habitat Heterogeneity and Aquatic Invertebrate Diversity in Floodplain Forests. *Global Ecology and Biogeography Letters,* Vol. 6, No. 3/4, Floodplain Forests: Structure, Functioning and Management. p. 275-285.
- Hildrew, A.G. 1998. Physical habitat and the benthic ecology of streams and rivers. In: Bretschko, G. & J. Helesic (eds), *Advances in River Bottom Ecology.* Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. p. 13–22.
- Hudson, N.A. 1981. A field technique to directly measure river bank erosion. *Canadian Journal Science.* 19: 381–383.
- Jones, E.B.D., Helfman, G.S., Harper, J.O. & Bolstad, P.V. 1999. The effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. *Conservation Biology.* 13: 1454–1465.
- Lancaster, J. & Hildrew, A.G. 1993. Characterizing in-stream refugia. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* 50: 1663–1675.

- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. 2^a English Edition. Elsevier.
- Maillard, P. & Santos N.A.P., 2008. A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed – Brazil. *Journal of Environmental Management*. 86: 158–170.
- Magnusson, W.E. 2001. Time in Hydrology. Facets of Hydrology II, New York, NY; USA. IN Rodda. p. 249-290.
- Merrit, R.W. & Cummins K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. p. 862.
- Minshall, G.W. & Robinson, C.T. 1998. Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity. *Arch. Hydrobiol.* 141: 129–151.
- Morley, S.A. & Karr J.R., 2002. Assessing and Restoring the Health of Urban Streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology*, Volume 16, No. 6, Pages 1498–1509.
- Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., De Marco, P., Gordo, M., Fidelis, F., Batista, J.D. & Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*. 614: 117–131
- Nerbone, B.A. & Vondracek, B. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrates and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management*. 28: 87–99.
- Ometo, J.P., Martinelli, L.A., Ballester, M.V., Gessner, A., Krusche, A.V., Victoria, R.L. & Williams, M. 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, Southeast Brazil. *Freshwater Biology*. 44: 327–337.
- Péres, G.P. 1988. Guía para el studio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Editorial Presencia Ltda. Bogotá. p. 4–5.

- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegaard, K.L. & Richter, B. 1997. The natural flow regime: A new paradigm for riverine conservation and restoration. *BioScience*. 47: 769–784.
- Roy, A.H., Rosemond, A.D., Paul, M.J., Leigh, D.S. & Wallace, J.B. 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, 48: 329–346.
- Scott, M.C., Helfman, G.S., McTammany, M.E., Benfield, E.F. & Bolstad, P.V. 2002. Multiscale influences on physical and chemical stream conditions across Blue Ridge landscapes. *Water Resources Bulletin*. 38: 1379–1392.
- Sedell, J.R., Reeves, G.H., Hauer, F.R., Stanford, J.A. & Hawkins, C.P. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environ. Manage.*, 14: 711–724.
- Silveira, M.P., Buss, D.F., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian River. *Braz. J. Biol.*, 66(2B): 623-632
- Snelder T.H. & Biggs B.J.F. 2002. Multiscale river environment classification for water resources management. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 38:1225–39.
- Soldner, M., Stephen I., Ramos L., Angus R., Wellsa N. C., Grossso A. & Crane M. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research*. 38: 863–874.
- Sparovek, G., Ranieri, S.B.L., Gassner, A., De Maria, I.C., Schnug, E., Santos, R.F. & Joubert, A. 2002. A conceptual framework for definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 90: 169–175.
- Sponseller, R.A., Benfield, E.F. & Valett, H.M., 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities. *Freshwater Biol.* 46: 1409–1424.

Suguio, K, 1973, Introdução à sedimentologia, Ed, Edgard Blucher Ltda. EDUSP, p. 317.

Taniguchi, H., Nakano, S.& Tokeshi, M. 2003. Influence of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. Freshwater Biology. 48: 718 – 728.

Tessier, C., Cattaneo, A., Alloul, B.P., Hudon, C., & Borcard, D. 2008. Invertebrate communities and epiphytic biomass associated with metaphyton and emergent and submerged macrophytes in a large river. Aquat. Sci. 70. 10 – 20

Tiegs, S.D., Akinwole, P.O. & Gessner, M.O. 2009. Litter decomposition across multiple spatial scales in stream networks. Oecologia. 161: 343–351.

Tundisi, J.G. 2003. Água no século XXI: Enfrentando a escassez. São Carlos; Rima, IIE, 248p.

Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

Vis, C., Hudon, C. & Carignan, R. 2006. Influence of the vertical structure of macrophyte stands on epiphyte community metabolism. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 63: 1014 – 1026.

Warfe, D.M. & Barmuta, L.A. 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. Oecologia. 141: 171–178.

Weigelhofer, G. & Waringer, J.A. 1994. Allochthonous Input of Coarse Particulate Organic Matter (CPOM) in a First to Fourth Order Austrian Forest Stream. Int. Revue ges. Hydrobiol. 79: 461-471.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. Environmental Management. 21: 203–217.

Zar, J.H. 1996. Bioestatistical analysis. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.

Zweig, L.D. & Rabeni, C.F. 2001. Biomonitoring for deposited sediment using benthic macroinvertebrates: A test on four Missouri streams. *J North Am Benthol Soc.* 20:643–657.

CAPÍTULO 2.

**AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG
UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO
BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA.**

R. S. Rezende, A. M. Santos & J. F. Gonçalves Jr.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO PANDEIROS-MG UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA.

R. S. Rezende, A. M. Santos & J. F. Gonçalves Jr.

Resumo

Com base no inventário das comunidades de invertebrados bentônicos de 20 pontos ao longo da Bacia do rio Pandeiros, e suas respectivas características físicas, foram calculados 2 índices de qualidade de água. Um total de 17.468 invertebrados, distribuídos em 62 *taxa*, foram coletados. A Classe Insecta apresentou maior número de indivíduos e se distribuiu em 52 famílias. A grande quantidade de *taxa* indica uma alta preservação da bacia e evidência a potencialidade desta atuar como área de referência. Os trechos alto e médio da bacia apresentaram excelente qualidade da água. O trecho final da bacia, em direção a foz com o Rio São Francisco, é a região mais urbanizada e com grande atividade pecuária, apresentando os piores índices de qualidade da água.

Palavras-chave: Ecologia de rios, Bioindicador, Rio Pandeiros-MG, bacia hidrográfica

Abstract

Based in the inventory of benthic macroinvertebrates communities and limnologic data along 20 sites of the Pandeiros river watershed, two indexes were used to assess the water quality. A total of 17.468 specimens of invertebrates distributed in 62 *taxa* were found. The Classe Insecta presented a higher number of individuals and it was distributed within 52 families. The high number of *taxa* in this study indicates a well preserved area. This result shows the potentiality of this watershed as reference area. The high and medium areas of the watershed presented an excellent water quality. The low area of the watershed, near the mouth of São Francisco River, is more urbanized with great cattle activity and presented the worst scores of water quality of the entire basin.

Keywords: Stream Ecology, Bioindicator, Pandeiros-MG River, Watershed.

INTRODUÇÃO

Os impactos ambientais nos ecossistemas aquáticos são um tema atual que ganha notoriedade, visto a importância deste recurso para diversos processos na nossa sociedade, como por exemplo, na indústria, consumo, irrigação e lazer (Dudgeon *et al.*, 2006). A perda da qualidade da água pode ser decorrente de várias atividades antrópicas tais como a mineração, assoreamento dos rios, lançamento de efluentes sem tratamento, utilização de agrotóxicos, retirada da vegetação ripária, construção de barragens e represas, retificação e desvio do curso natural de rios, esgotamento de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas (Goulart & Callisto, 2003). A conservação dos ecossistemas aquáticos assegura os chamados “serviços ambientais” ou “serviços do ecossistema” (fornecimento de água para abastecimento doméstico e industrial, geração de energia elétrica, lazer, irrigação de culturas e conservação da vida silvestre) para as gerações futuras (Dudgeon *et al.*, 2006).

Segundo Beedy (1973), é necessário o abandono de abordagens reducionistas em estudos ecológicos, chamando a atenção para trabalhos que utilizam a bacia hidrográfica como unidade de estudo. A bacia hidrográfica é uma das unidades elementares da paisagem terrestre que possui grande importância para o desenvolvimento de práticas conservacionistas (Magnusson, 2001). Além disso, é facilmente reconhecida como a área delimitada pelo relevo que drena a água da chuva por uma rede de córregos e rios, integrando o sistema terrestre e aquático local e regionalmente, através do fluxo de materiais e organismos (Callisto & Gonçalves, 2002). Utilizando esta abordagem, o biomonitoramento realizado na Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, no Estado de Minas Gerais, é um exemplo raro e bem sucedido no Brasil (Callisto & Moreno, 2008; Paz *et al.*, 2008). Desta forma existe a necessidade de que este tipo de estudo seja empregado em outras áreas, como na Bacia Hidrográfica do Rio Pandeiros, um importante tributário da margem esquerda do Rio São Francisco que não apresenta trabalhos neste sentido.

Dentre as formas de avaliação, controle, manejo e conservação destes ecossistemas, os programas de monitoramento têm obtido respostas mais satisfatórias (Callisto & Gonçalves, 2005; Moreno & Callisto, 2005). Rosenberg & Resh (1993) definem biomonitoramento como sendo o “uso sistemático de respostas biológicas para avaliar mudanças no ambiente com o objetivo de utilizar estas informações em Programas de Controle de Qualidade Ambiental”. Estes programas conjugam

parâmetros abióticos e bióticos, nos quais são identificadas espécies ou comunidades sensíveis aos impactos ocorridos nos ecossistemas.

Estas comunidades, grupos de organismos e espécies identificadas são classificados como bioindicadores, cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem (Callisto & Gonçalves, 2002). A utilização desta abordagem permite a avaliação integrada das fontes de poluição e torna-se mais eficiente do que as medidas instantâneas de parâmetros físicos e químicos (p. ex. temperatura, pH, oxigênio dissolvido, teores totais e dissolvidos de nutrientes, etc.), que são normalmente medidos no campo e utilizados para avaliar a qualidade das águas.

Dentre os bioindicadores, que podem ser peixes, plâncton, macrófitas aquáticas e microorganismos dentre outros, os macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizados freqüentemente na avaliação de impactos ambientais e saúde desses ecossistemas (Callisto *et al.*, 2001; Moreno & Callisto, 2005). Macroinvertebrados bentônicos são organismos com tamanho de corpo maior que 0,5mm (Morgan *et al.*, 2006) e que habitam o sedimento de ecossistemas aquáticos continentais (p.ex. moluscos, anelídeos, insetos). Estes organismos colonizam substratos como restos de troncos, acúmulos de folhas, pedras, macrófitas aquáticas e algas filamentosas durante parte ou por todo o seu ciclo de vida. (Morgan *et al.*, 2006). O biomonitoramento pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos possui diversas vantagens, dentre estas a rapidez e eficiência na obtenção de resultados, baixo custo, maior susceptibilidade a uma grande variedade de estressores e avaliação e monitoramento ambiental de um ecossistema em nível de bacia hidrográfica (Rosenberg & Resh, 1993; Callisto *et al.*, 2001).

Os impactos antrópicos modificam a estrutura físico-química do meio, promovendo uma homogeneização do ambiente, diminuição no número de nichos e simplificação do habitat, desfavorecendo a grande maioria dos organismos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A hipótese deste trabalho é que; *áreas de maior alteração e/ou impactos antrópicos apresentarão uma menor riqueza e abundância de organismos indicadores de boa qualidade de água na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, favorecendo o estabelecimento de organismos tolerantes ou resistentes*. O objetivo é avaliar as condições ecológicas da Bacia do Rio Pandeiros, com base na comunidade de macroinvertebrados aquáticos e no “Protocolo de Avaliação Rápida das Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas”.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Pandeiros, que abrange os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho. Além disso, está localizado a Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros (APA-Pandeiros), que engloba áreas de transição entre os biomas Cerrado e Caatinga. O Rio Pandeiros possui em seu curso aproximadamente 145 km de extensão, e seus afluentes pela margem esquerda são os rios Pindaibal, São Pedro, Alegre e Mandins, enquanto os da margem direita são os rios Catolé, Borrachudo, Macaúbas e São Domingos (Fonseca *et al.*, 2008). O clima predominante é o Semi-árido, temperatura variando entre 18 e 35 °C (Ab' Saber, 1977). O solo predominante é o Latossolo vermelho com textura arenosa e areias quartizosas (Coutinho, 1978).

Ao longo da bacia foram coletadas três amostras em cada ponto utilizando-se o coletores do tipo Surber (Figura 1 A) ou draga de Petersen (Figura 1 B) conforme as características do sedimento de cada local. Os resultados de densidade da comunidade bentônica obtidos pela draga de Petersen, expressos por indivíduos por volume, foram transformados indivíduos por área, para comparação com o coletores do tipo Surber. As amostras foram lavadas (peneiras de 0,50 mm), triadas (microscópio estereoscópico) e os invertebrados aquáticos identificados segundo Merritt & Cummins (1996).

Foi amostrado um total de 20 pontos ao longo da Bacia do rio Pandeiros, trimestralmente entre os meses de fevereiro a novembro de 2008. Deste total, oito pontos estavam localizados no Rio Pandeiros, nove em seus afluentes e três na região de pântano. Dos pontos coletados, seis estavam localizados na parte superior, oito na parte média e seis na porção final da Bacia do Rio Pandeiros.



Figura 1. Coletor do tipo Surber (A) e draga de Petersen (B). (Fotos: Renan Rezende)

Com base no inventário das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi calculado o *Biological Monitoring Working Party* (BMWP-CETEC), índice usado para avaliação rápida da integridade biótica da água que leva em consideração a riqueza específica de cada ponto, atribuindo uma pontuação distinta para cada *taxon* (Junqueira & Campos, 1998) (Tabela 1).

Tabela 1. Qualidade, classes de água e cores correspondentes a respectiva pontuação do índice BMWP-CETEC.

Classe de Água	Pontuação do BMWP-CETEC	Qualidade de Água
I	≥ 86	Ótima
II	65 - 85	Boa
III	37 - 63	Satisfatória
IV	17 - 36	Ruim
V	≤ 16	Péssima

Utilizou-se também o “Protocolo de Avaliação Rápida das Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas” (Protocolo de Avaliação Rápida), que busca avaliar não só o ambiente aquático, mas também o uso e ocupação do solo na região de entorno (Callisto *et al.*, 2002). Este protocolo avalia um conjunto de parâmetros físicos do meio em categorias descritas e pontuadas de 0 a 5 ou de 0 a 4. O valor final do protocolo de avaliação é obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro independentemente (Tabela 2).

Tabela 2. Pontuação do “Protocolo de Avaliação Rápida das Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas” e cores correspondentes a qualidade ambiental que a pontuação final do protocolo indica.

Protocolo de Avaliação Rápida	Qualidade Ambiental
≥ 61	Natural
41 - 60	Alterado
0 - 40	Impactado

RESULTADOS

Um total de 17.468 macroinvertebrados bentônicos foram coletados, distribuídos em 62 *taxa*, durante os períodos amostrais. O filo Arthropoda apresentou maior abundância, representando cerca de 89 % dos organismos coletados, seguido pelos filos Mollusca (6 %) e Annelida (5 %).

Após a identificação dos macroinvertebrados bentônicos foram encontradas sete categorias taxonômicas: Hirudinea, Oligochaeta, Bivalvia, Arachnoidea, Crustacea, Insecta e Gastropoda (Figura 2 e 3 A). Dentre os organismos coletados, 924 foram identificados até o nível de classe, sendo estas, Hirudínea (popularmente conhecidos como sanguessugas), Oligochaeta (conhecidos como minhocas D'água), Bivalvia, Arachnoidea (que no ambiente aquático é representado pelos ácaros) e Crustácea (que tem como representante mais conhecido o camarão), apresentando, 19, 21, 422, 413 e 49 indivíduos, respectivamente. A Classe Insecta apresentou maior número de indivíduos coletados (15.839 indivíduos), seguida por Gastropoda (539 indivíduos). Além disso, Insecta também apresentou maior riqueza, sendo os organismos distribuídos em 52 famílias, nas ordens Odonata (5), Hemiptera (9), Coleoptera (9), Trichoptera (8), Diptera (10), Plecoptera (1), Collembola (1), Megaloptera (1), Ephemeroptera (7) e Lepidoptera (1). Na classe Gastropoda foram encontradas 5 famílias, representadas pelas ordens Basommatophora (2) e Mesogastropoda (3).

Dentre as ordens encontradas, Diptera (conhecidos popularmente como mosquitos e pernilongos) foi a mais abundante, representando 37 % dos indivíduos pertencentes à Insecta (Figura 3 B), com destaque para a família Chironomidae (88 % do total de Dipteros). As famílias Ceratopogonidae, Simuliidae, Empididae, Tabanidae, Dytiscidae, Tipulidae, Stratiomyidae, Muscidae e Culicidae também foram coletados, mas em baixa abundância (4 %, 3 %, 1 %, 0,1 %, 0,5 %, 1,5 %, 0,01 %, 0,01 % e 0,1 % respectivamente do total de Diptera).



Figura 2. Representação das principais ordens aquáticas da classe Insecta (Plecoptera, Trichoptera, Ephemeroptera, Heteroptera, Coleoptera, Megaloptera, Odonata e Diptera), além das classes Gastropoda e Oligochaeta utilizados como bioindicadores de qualidade de água e seus níveis de tolerância à poluição e degradação ambiental. (Fotos: Renan Rezende; Megaloptera; Sinks Grove)

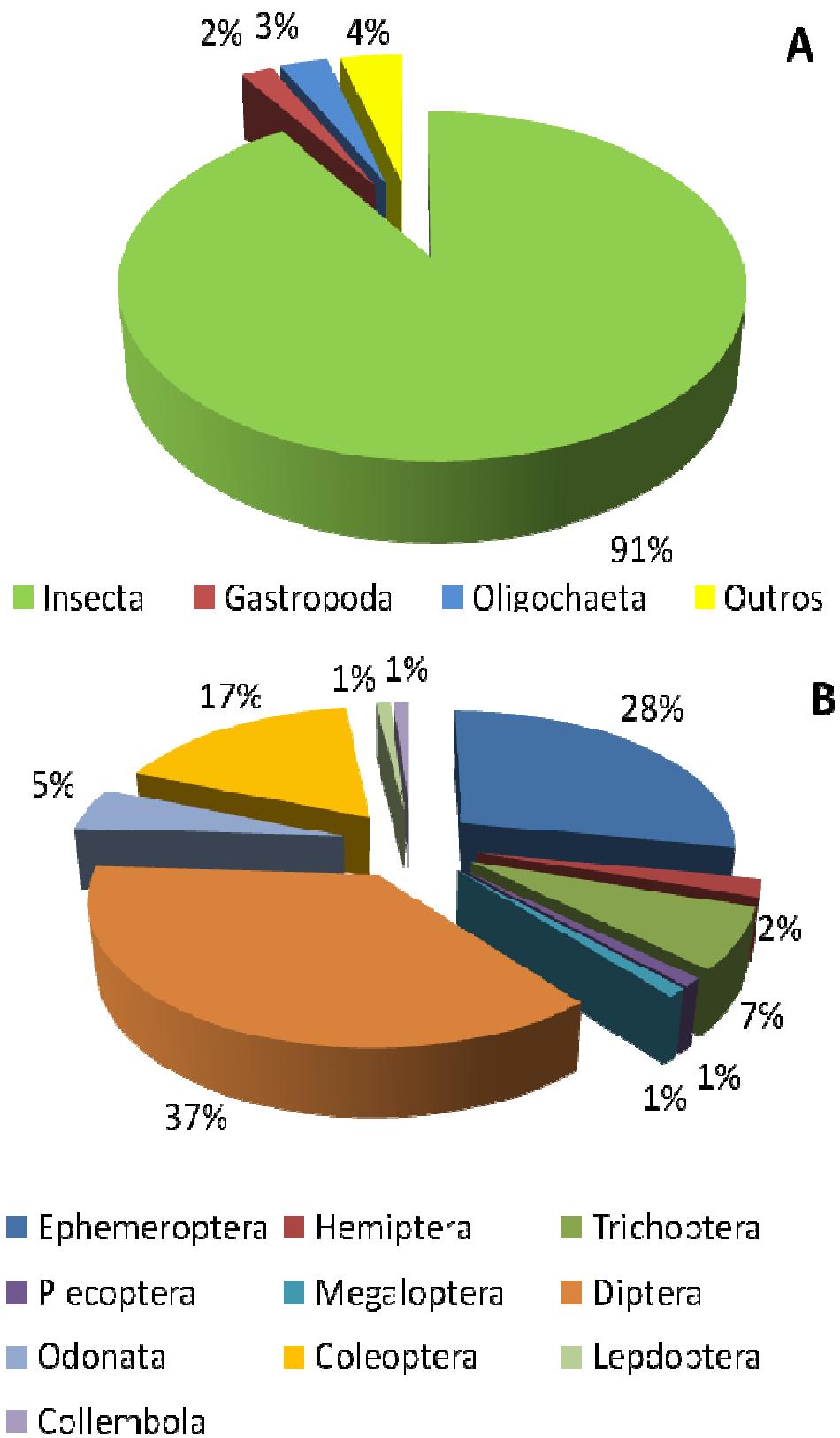


Figura 3. Proporção total das principais classes de invertebrados (A) e das ordens pertencentes à classe Insecta (B), encontradas na Bacia do Rio Pandeiros-MG de fevereiro a novembro de 2008.

Na ordem Ephemeroptera também foi observada uma alta abundância (28 % dos insetos) (Figura 3 B), distribuídos nas famílias Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Caenidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Euthyplociidae e Baetidae. Por outro lado, Trichoptera e Plecoptera/Perlidae, que são importantes na avaliação da integridade biótica nos ecossistemas, apresentaram baixa abundância total de indivíduos coletados (7 % e 1 %, respectivamente). Apesar disso, para a ordem Trichoptera, constituída por organismos popularmente conhecidos como os arquitetos dos rios, por serem capazes de construírem suas próprias casas, foram encontrados elevados valores de riqueza dentro da bacia do rio Pandeiros. Os indivíduos desta ordem encontrados na bacia do rio Pandeiros estão distribuídos entre as famílias Odontoceridae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Leptoceridae, Glossosomatidae, Philopotamidae e Hydropsychidae.

Os valores no número total de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) na bacia do rio Pandeiros foram maiores na região média (2.494, 19 e 445 indivíduos de EPT coletados, respectivamente), seguida pela alta (1.453, 60 e 537 indivíduos de EPT coletados, respectivamente), sendo que a região baixa apresentou os menores valores (505, 2 e 110 indivíduos de EPT coletados respectivamente) (Figura 4).

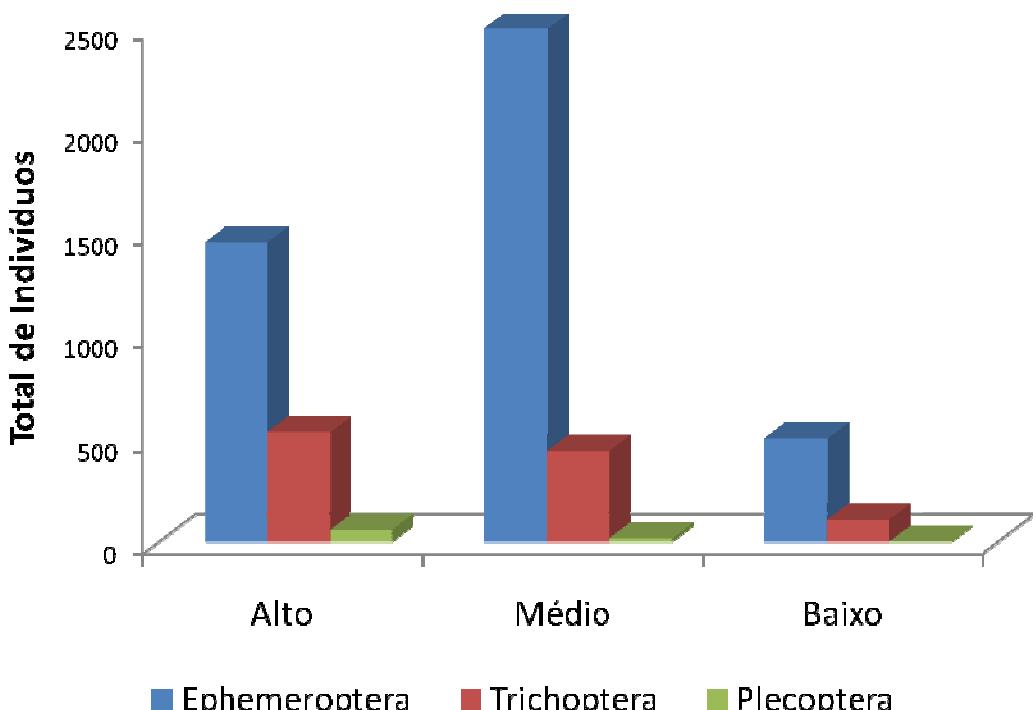


Figura 4. Número total de Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera (EPT) coletados nas regiões alta, média e baixa Bacia do Rio Pandeiros-MG de fevereiro a novembro de 2008.

Outra ordem que apresentou elevado valor de riqueza foi Coleoptera ou besouros d'água, representando 17 % do total de indivíduos, sendo estes distribuídos entre as famílias Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Elmidae, Psephenidae, Scirtidae, Curculionidae, Noteridae e Lutrochidae. Outras famílias de diferentes ordens como Libellulidae, Gomphidae, Coenagrionidae, Calopterigidae e Aeshinidae, (Odonata, denominadas popularmente como libélulas), Naucoridae, Gerridae, Vellidae, Corixidae, Pleidae, Notonectidae, Mesovelidae, Hebridae e Belostomatidae (Hemiptera, onde muitos de seus representantes são chamados de baratas D'água), Corydalidae (Megaloptera) e Pyralidae (Lepidoptera, também conhecidas como borboletas) também foram encontradas na bacia do rio Pandeiros.

O índice BWMP-CETEC apresentou os maiores valores nos trechos alto e médio da bacia. No trecho alto, os rios Panelas e São Pedro apresentaram os maiores valores deste índice (191 e 175 pontos, respectivamente) e o rio Pandeiros – T2 o menor (82 pontos). Na porção média da bacia, quase todos os trechos apresentaram altos valores, principalmente o rio Catolé e rio Pandeiros – T3 e rio Pindaíba (164, 159 e 157, pontos, respectivamente), enquanto nesta região o rio de menor pontuação foi o Borrachudo (83 pontos). À jusante, porção mais baixa e final da bacia, foi a região com maior número de trechos com baixa pontuação, com os rios Pandeiros – T9 e Pandeiros – T10 (apresentando 42 e 78 pontos, respectivamente). O trecho de maior pontuação nesta região foi o rio Pandeiros – T6, com 156 pontos (Tabela 3).

O Protocolo de Avaliação Rápida na região de cabeceira apresentou os maiores valores nos trechos do rio Pandeiros – T1, Salobro e Panelas (92, 94, 92 pontos, respectivamente). O rio Pandeiros – T2, localizado na região alta da bacia apresentou o menor valor de todos os trechos avaliados (60 pontos). Os trechos do rio Pandeiros – T3 e Pandeiros – T4 apresentaram as maiores pontuações na porção média da bacia (ambos com 94 pontos), enquanto o rio Borrachudo apresentou o menor valor desta região da bacia (60 pontos). Na região à jusante o rio Pandeiros – T7 apresentou o maior valor (90 pontos), já o rio Pandeiros – T9 verificou o menor valor deste protocolo (46 pontos) (Tabela 3).

Tabela 3. Valores do índice BMWP-CETEC e do Protocolo de Avaliação Rápida (P.A.R.) representando a condição ambiental dos trechos estudados nos pontos amostrais nas regiões alta (P1 a P6), média (P7 a P14) e baixa Bacia (P15 a P20) do Rio Pandeiros.

Região	Pontos	Rios	BMWP-CETEC	P.A.R.
A	P1	Rio Pandeiros – T1	149	92
	P2	Rio São Pedro	175	90
	P3	Rio Salobro	147	94
	P4	Rio Panelas	191	92
	P5	Rio São Domingos	142	80
	P6	Rio Pandeiros – T2	82	60
M	P7	Rio Catolé	164	86
	P8	Rio Pindaibal	157	90
	P9	Rio Alegre	127	80
	P10	Rio Pandeiros – T3	159	94
	P11	Rio Pandeiros – T4	143	94
	P12	Rio Pandeiros – T5	138	90
	P13	Rio Borrachudo	83	60
I	P14	Rio Macaúba	95	90
	P15	Rio Pandeiros – T6	156	86
	P16	Rio Pandeiros – T7	113	90
	P17	Rio Pandeiros – T8	126	86
	P18	Rio Pandeiros – T9	42	46
	P19	Rio Pandeiros – T10	78	70
	P20	Rio Pandeiros – T11	90	65

DISCUSSÃO

O fato do maior número de espécimes ter sido encontrado no filo Arthropoda era esperado, pois este possui a maior diversidade estimada de espécies tanto no Brasil (88.790 a 118.290 espécies) quanto no mundo (1.077.200 a 1.097.400 espécies) (Lewinsohn & Prado, 2005). Este filo tem representantes em todos os ambientes aquáticos, sejam eles pequenos como uma poça de água ou copos de bromélia, até em grandes rios e lagos (Lewinsohn & Prado, 2002). A classe Insecta apresentou maior número de indivíduos coletados e foi a mais rica, corroborando os resultados de Ribeiro & Uieda (2005). Segundo Moreno & Callisto (2005) a grande quantidade de *taxa* indica uma alta preservação da bacia, pois é importante encontrar uma ampla variedade de organismos para atestar a saúde ambiental do corpo aquático, desde os sensíveis à poluição até os tolerantes e resistentes. Além disso, esta é uma importante informação, pois evidencia o elevado grau de preservação do local, o que demonstra a potencialidade

desta bacia ser utilizada como área de referência para a Bacia Hidrográfica do alto Rio São Francisco.

A elevada abundância de Diptera deve-se a família Chironomidae (88 % do total de dípteros). Chironomidae é um grupo importante, pois participa como um elo fundamental em várias teias alimentares (Bouchard, 2004). Segundo Burki *et al.* (1978), alguns representantes da família Chironomidae podem desenvolver resistência ou se adaptar (quanto a sua fisiologia ou comportamento) às diversas condições do meio. Além disso, podem apresentar uma elevada diversidade de espécimes e uma estratégia trófica generalista (Gonçalves *et al.*, 2003, Callisto *et al.*, 2007). Estes aspectos associados poderiam explicar o fato destes organismos serem abundantes na bacia do rio Pandeiros.

A elevada abundância de Ephemeroptera e a alta riqueza de Trichoptera podem ser um indicador de boa qualidade da água na bacia do Rio Pandeiros (Moreno & Callisto, 2005). Os Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) são considerados excelentes indicadores ambientais, sendo as famílias Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Caenidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae, Euthyplociidae e Baetidae (Ephemeroptera), Perlidae (Plecoptera), Odontoceridae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Leptoceridae, Glossosomatidae, Philopotamidae e Hydropsychidae (Trichoptera), encontradas no presente estudo, sensíveis às alterações ambientais (Galdean *et al.*, 2000). Isto se deve ao fato destes organismos requererem elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água por possuírem pouca tolerância a poluentes. Além disso, estes indicadores são encontrados em ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats, sendo bioindicadores importantes na avaliação da qualidade de água e, sobretudo de qualidade ambiental (Sandin & Johnson, 2000). Os resultados encontrados neste estudo demonstraram baixa abundância de EPT na parte à jusante da bacia. Estas alterações na abundância, principalmente de Ephemeroptera, evidenciam efeitos da degradação ambiental sobre a biota da bacia do rio Pandeiros.

O índice BMWP-CETEC e o Protocolo de Avaliação Rápida indicaram boa qualidade das águas dos trechos alto e médio da Bacia do Rio Pandeiros, corroborado pelos resultados de abundância e riqueza encontrados para os macroinvertebrados. Isso reflete um elevado grau de preservação da região, provavelmente, devido à baixa densidade populacional humana, baixa descarga de efluentes nos corpos aquáticos, poucos pontos de erosão e presença de mata ciliar em excelentes situações (Fonseca *et*

al., 2008). Observou-se também uma diminuição gradual nos valores de BMWP-CETEC ao longo dos trechos estudados na Bacia do Rio Pandeiros, de montante para jusante, em direção a foz com o Rio São Francisco. Desta forma na parte baixa da bacia foi encontrado trecho com água de qualidade satisfatória, pior índice encontrado neste trabalho. Este fato pode ser devido a uma maior pressão antrópica, sobretudo na vegetação ripária da Bacia do Rio Pandeiros, como relatado por Fonseca *et al.* (2008). Esta pressão é decorrente principalmente da utilização de plantas lenhosas para produção de carvão e fins madeireiros. Além disso, no trecho final da bacia ocorre elevada atividade de urbanização, causando assim maior impacto quando comparado ao restante da bacia (Fonseca *et al.*, 2008).

Assim, apesar de apresentar pontos de alteração antrópica a jusante da bacia, a qualidade da água ainda é apontada como ótima na grande maioria dos trechos avaliados. Este fato ocorre devido às características climáticas, geomorfológica e vegetacionais (zona de transição entre Cerrado e Caatinga), que dificultam a utilização da região para agricultura e povoamento, fazendo com que ainda não se observe elevados níveis de degradação neste local (Silva & Bates, 2002).

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos indicaram que a bacia do rio Pandeiros possui, de forma geral, águas de ótima qualidade. A bacia apresenta uma elevada diversidade de macroinvertebrados bentônicos, no entanto, é evidente a necessidade de ampliar os temas a serem pesquisados sobre ecologia de rios (p.ex. dinâmica de matéria orgânica entre a zona ripária e os sistemas lóticos; decomposição de detritos), assim como, a continuidade do biomonitoramento da desta bacia hidrográfica. Nos trechos à jusante da bacia, em direção ao pântano, foram observados baixos valores nos parâmetros avaliados de qualidade ambiental, principalmente, devido à atividade pecuária e sua expansão, além de ser a região mais urbanizada, necessitando maiores cuidados nesta parte do Refúgio Biológico.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Saber, A.N., 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. *Paleoclimas*, 3:1-18.
- Beeby, A. 1973. *Applying Ecology*. Chapman & Hall, London, UK.
- Bouchard, R.W. Jr., 2004. Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 pp.
- Burki, E.; Rothen, R. & Scholl, A. 1978. Koexistenz von zwei cytologisch verschiedenen Populationen der zuckmücke *Chironomus plumosos* in Murtensee. *Revue Suisse de Zoologie*, 85: 625-634.
- Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6 (1): 71-82.
- Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M.D.C. & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14 (1): 91-98.
- Callisto, M. & Gonçalves, J.F. Jr. 2002. vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, v. 31, n. 182: 68-71.
- Callisto, M. & Gonçalves J.F. Jr. 2005. Bioindicadores Bentônicos. In: Fabio Roland, Dionéia Cesar e Marcelo Marinho (Eds). *Lições de Limnologia*, cap. 5. p. 371-379.
- Callisto, M.; Gonçalves, J. F. Jr & Graca, M. 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids in headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 442-448.
- Callisto, M. & Moreno, P. 2008. Programa de biomonitoramento de qualidade de água e biodiversidade bentônica na bacia do Rio das Velhas. Projeto Manuelzão: a história da mobilização que começou em torno de um rio. 107-121.
- Coutinho, L.M., 1978. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. VI - A época das queimadas e floração de espécies do estrato herbáceo subarbustivo. *Ciência e Cultura*, 30: 416.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévéque, 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. Biological Review, 81: 163-182.

Fonseca, E.M.B., Grossi, W.R., Fiorine, R.A. & Prado, N.J.S. 2008. PCH Pandeiros: Uma Complexa Interface com a Gestão Ambiental Regional. VI Simpósio Brasileiro Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas; Belo Horizonte - MG, 21 a 25 de Abril de 2008. T22 – A11.

Galdean, N., Callisto, M., & Barbosa, F.A.R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. Aquatic Ecosystem Health and Management 3, 545-552.

Gonçalves, J.F.Jr.; Esteves, F. A. & Callisto, M. 2003. Chironomids colonization in *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. Acta Limnologica Brasiliensis, 15: 21-27.

Goulart, M. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, ano 2, no 1.

Junqueira, V.M. & Campos, S.C.M. 1998. Adaptation of The "BWMP" Method for Water Quality Evaluation to Rio das Velhas Watershed (Mins Gerais, Brasil). Acta Limnologica Brasiliensia. Vol 10 (2). p. 125 a 135.

Lewinsohn, T.M. & Prado P.I., 2002. Biodiversidade brasileira: síntese do estado do conhecimento atual. pp. 139-144. Contexto Acadêmica, São Paulo.

Lewinsohn, T.M. & Prado P.I., 2005. Quantas espécies há no Brasil ? Megadiversidade, Vol 1, Nº 1, p 36 a 51.

Magnusson, W.E. 2001. Time in Hydrology. Facets of Hydrology II, New York, NY; USA. p. 249-290.

Merrit, R.W. & Cummins K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. 862p.

Moreno, P.S.P. & Callisto, M. 2005. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da Bacia do Rio das Velhas (MG). Bioindicadores de Qualidade de Água. 5.ed Embrapa. p. 95 a 116.

Morgan, K.T.; Obreza, T.A.; Scholberg, J.M.S.; Parsons, L.R. & Whcaton, T.A. 2006. Citrus water uptake dynamics on a sand Florida Entisol. Soil Scientific Society American J., 70:90-97.

Ribeiro, L.O. & Uieda V.S. 2005. Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos de um Riacho de Serra do Itatinga, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 22 (3): 613-618.

Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall, 488 p.

Paz, A., Moreno P., Rocha L. & Callisto M. 2008. Efetividade de Áreas Protegidas na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no Rio das Velhas (MG). Neotropical Biology & Conservation. 3:103-124.

Sandin, L. & Johnson, R. K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. Hydrobiologia, v. 422/423, p. 233-243.

Silva, J.M.C. & Bates, J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52:225-233.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Assim os resultados deste trabalho mostram:

No “Capítulo 1” observou-se que a bacia do rio Pandeiros apresenta elevada preservação ambiental. O uso e ocupação de solo demonstraram influenciar a estrutura física do habitat. Os locais com vegetações menos estruturadas e mais abertas conferiram aos trechos de rio maior homogeneidade espacial. Consecutivamente a comunidade de macroinvertebrados aquáticos foi sensível às mudanças na estrutura física do meio, devido aos maiores valores de riqueza e densidade encontrados nos ambientes mais heterogêneos. Os fatores locais mais importantes para a diversidade da comunidade bentônica foram às frações granulométricas maiores e dossel bem estruturado, responsáveis por criar uma elevada heterogeneidade espacial. Não foi observada a relação entre a biomassa e a heterogeneidade mostrando que esta pode ser influenciada por outros processos. Isso evidência que uma homogeneização espacial, que pode ser oriunda de impactos causados pelo homem, altera o meio físico, colocando em risco a diversidade da comunidade de macroinvertebrados. A preservação ambiental assume então um papel de destaque sobre os macroinvertebrados aquáticos, uma vez que esta comunidade é sensível a degradação ambiental.

No “Capítulo 2” com base no inventário das comunidades de invertebrados bentônicos foi calculado o índices BMWP-CETEC de qualidade de água e também a aplicado um Protocolo de Avaliação Rápida de trecho de rio, que indicaram uma alta preservação da bacia. Estes índices também mostraram que os trechos alto e médio da bacia apresentaram excelente qualidade da água e que especial atenção deve ser dada ao trecho final em direção a foz com o Rio São Francisco. Esta região é a mais urbanizada e por este fato concentrou os pontos alterados, segundo os índices de qualidade da água.

Estudos que busquem melhor explicar a relação do habitat físico com as comunidades biológicas são de fundamental importância para entender a manutenção da vida em sistemas lóticos. Isso reforça a necessidade de investir esforços no biomonitoramento de bacias hidrográficas contribuindo também para o aumento do conhecimento sobre a biodiversidade aquática.

Este estudo indicou a necessidade de avaliar a relação da comunidade biológica com outros aspectos e fatores como: (i) estudar a influência da heterogeneidade temporal sobre os macroinvertebrados bentônicos; (ii) investigar quais os fatores

responsáveis por determinar a biomassa dos macroinvertebrados na bacia do rio Pandeiros; (iii) estudar processos ecológicos, como o fluxo de matéria orgânica em escala de bacia, para ajudar no entendimento sobre o não efeito da heterogeneidade espacial sobre a biomassa de macroinvertebrados bentônicos; (iv) aprofundar os estudos sobre os impactos antrópicos sobre a bacia do rio Pandeiros.

ANEXOS

Valores médios de densidade dos *taxa* pertencentes a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (indivíduos por m²) e desvio padrão dos pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10 coletados nos meses de fevereiro, maio, setembro e novembro de 2008, ao longo da bacia do rio Pandeiros.

Taxa	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	
Nematoda											
Nematomorpha	0	±	0	0	±	0	9	±	32	0	
Annelida	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	
Hirudiniae	0	±	0	0	±	0	19	±	43	0	
Oligochaeta	74	±	128	176	±	575	111	±	288	176	
Mollusca	Bivalvia	0	±	0	56	±	89	0	±	0	148
Gastropoda	Ampullariidae	0	±	0	0	±	0	0	±	0	324
Planorbidae	0	±	0	0	±	0	19	±	43	9	
Lymnaeidae	0	±	0	0	±	0	37	±	99	0	
Thiaridae	0	±	0	37	±	128	9	±	32	194	
Pomaceae	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	
Arthropoda	Chelicerata										
Arachnida	Hydracarina	37	±	99	120	±	350	9	±	32	148
Crustacea	Malacostraca	Decapoda	Paleononidae	0	±	0	19	±	43	361	
Amphipoda	Hyaididae	0	±	0	0	±	0	398	±	444	19
Branchiopoda	Cladocera	0	±	0	0	±	0	0	±	0	64
Ostracoda	Ostracoda	37	±	128	0	±	0	28	±	96	0
Maxillopoda	Copepoda	0	±	0	0	±	0	0	±	0	513
Atelecerata	Hexapoda										
Collembola	Insecta	Ephemeroptera	Lepidophlebiidae	0	±	0	0	±	0	0	
Baetidae	306	±	432	111	±	251	2315	±	3120	1102	
Caenidae	343	±	305	648	±	995	676	±	598	2102	
Oligoneuriidae	935	±	1033	306	±	421	389	±	687	435	
Polymitarcidae	0	±	0	19	±	43	0	±	0	1241	
Euthyplociidae	56	±	101	9	±	32	0	±	0	1062	
Zoleta	0	±	0	0	±	0	0	±	0	148	
Coniopterygidae	19	±	43	46	±	74	139	±	143	194	
Trichoptera							37	±	72	300	
Psychodidae							0	±	0	46	
Psychodidae							0	±	0	88	
Psychodidae							±	0	±	541	
Psychodidae							±	0	±	435	
Psychodidae							±	0	±	46	
Psychodidae							±	0	±	88	
Psychodidae							±	0	±	96	

Continua

Conclusão

Culicidae	0	±	0	0	0	±	0	0	9	±	32	9	±	128	0	±	0	0	±	0	0	±	0	9	±	32											
Anisoptera	389	±	611	9	±	32	65	±	88	380	±	507	167	±	353	19	±	43	361	±	207	722	±	765	685	±	726	102	±	253							
Libellulidae	37	±	99	46	±	100	83	±	126	389	±	350	259	±	269	37	±	72	93	±	156	28	±	69	352	±	288	130	±	288							
Gomphidae	0	±	0	0	0	±	0	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0							
Aeshnidae	Plecoptera	213	±	353	28	±	50	0	±	0	287	±	386	9	±	32	19	±	64	111	±	222	0	±	0	0	±	0	19	±	64						
Perlidae	Hemiptera	0	±	0	0	0	±	0	19	±	43	32	±	444	426	±	506	0	±	0	167	±	443	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Platidae	Naurocididae	130	±	182	130	±	141	324	±	270	231	±	386	0	±	0	0	0	±	0	37	±	72	65	±	120	0	±	0								
Notonectidae	Gerridae	0	±	0	0	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	9	±	32	0	±	0	37	±	128	0	±	0							
Veliidae	Mesovelidae	0	±	0	19	±	64	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	9	±	32	28	±	69	0	±	0									
Hebridae	Corixidae	0	±	0	0	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0							
Bidostomatidae	Megaloptera	0	±	0	0	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0							
Corydalidae	Trichoptera	139	±	247	9	±	32	0	±	0	9	±	32	9	±	32	0	±	0	46	±	74	±	0	0	±	0	0	±	0							
Hydropsychidae	Glossosomatidae	1546	±	1884	204	±	466	454	±	569	250	±	335	148	±	224	9	±	32	1000	±	1225	139	±	269	157	±	244	139	±	213						
Leptoceridae	Helicopsychidae	19	±	43	9	±	32	28	±	50	463	±	523	333	±	462	0	±	0	37	±	128	0	±	0	46	±	160	0	±	0						
Philopotamidae	Odontoceridae	9	±	32	37	±	99	28	±	69	28	±	50	0	±	0	56	±	161	37	±	55	9	±	32	0	±	0	65	±	120	19	±	64			
Hydrophilidae	Polycentropodidae	19	±	43	65	±	100	0	±	0	389	±	631	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Lepidoptera	Pyralidae	65	±	138	0	±	0	74	±	137	120	±	319	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Orthoptera	Coleoptera	74	±	197	0	±	0	0	±	0	9	±	324	0	±	0	148	±	238	0	±	0	917	±	1039	74	±	179	111	±	164	28	±	69			
Hydrophilidae	Scirtidae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Elinidae	Gyrinidae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Psophidae	Noteridae	0	±	0	0	0	±	0	9	±	32	204	±	280	213	±	294	315	±	720	0	±	0	130	±	163	65	±	192	102	±	120	9	±	32		
Circulionidae	Dytiscidae	37	±	64	0	±	0	0	±	0	0	±	0	37	±	64	0	±	0	74	±	64	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Emblethisidae	Diptera	9	±	32	19	±	43	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Tabanidae	Chironomidae	2574	±	2843	583	±	465	5917	±	4183	1981	±	1726	4231	±	4606	102	±	192	2278	±	2130	0	±	0	204	±	295	426	±	1123	1944	±	1156	444	±	519
Simuliidae	Cratopogonidae	389	±	543	83	±	135	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	9	±	32	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Lutrochidae	Empididae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Scirtidae	Stratiomyidae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Gyrinidae	Muscidae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Noteridae	Culicidae	0	±	0	0	0	±	0	28	±	96	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					
Diptera	Chironomidae	1463	±	2338	1213	±	1076	3287	±	3641	4250	±	6231	4435	±	3263	213	±	234	5704	±	4750	3204	±	5197	3824	±	3593	2389	±	3633						
Cratopogonidae	Empididae	46	±	100	222	±	444	796	±	1037	37	±	86	37	±	55	28	±	69	204	±	284	65	±	111	56	±	75	176	±	234						
Simuliidae	Tabanidae	194	±	269	65	±	129	28	±	50	46	±	74	556	±	732	0	±	0	528	±	826	259	±	898	19	±	64	46	±	100						
Empididae	Tipulidae	102	±	225	19	±	64	176	±	274	28	±	69	28	±	50	9	±	32	111	±	157	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Tabanidae	Stratiomyidae	9	±	32	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Tipulidae	Muscidae	65	±	153	343	±	441	204	±	314	93	±	156	37	±	72	0	±	0	111	±	157	0	±	0	0	±	0	0	±	0						
Stratiomyidae	Culicidae	0	±	0	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0	0	±	0					

Continua

Valores médios de densidade dos *taxa* pertencentes a comunidade de macroinvertebrados bentônicos (indivíduos por m²) e desvio padrão dos pontos P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10 coletados nos meses de fevereiro, maio, setembro e novembro de 2008, ao longo da bacia do rio Pandeiros.

Taxa	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
Nematoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Nematomorpha	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Amelida	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hydrinae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Oligochaeta	148 ± 173	583 ± 1619	333 ± 136	379 ± 287	0 ± 231	374 ± 380	287 ± 417	9 ± 32	32 ± 46	64 ± 74
Mollusca	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Bivalvia	19 ± 43	1296 ± 3551	259 ± 497	222 ± 229	204 ± 639	194 ± 373	259 ± 731	9 ± 32	32 ± 9	32 ± 9
Gastropoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Ampullariidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Planorbidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Lymnaeidae	0 ± 0	120 ± 290	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Thiaridae	0 ± 0	0 ± 0	93 ± 321	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Pomaceae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Arthropoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Chelicera	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Arachnida	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hydracarina	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Crustacea	9 ± 32	9 ± 32	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Malacostracoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Decapoda	0 ± 0	0 ± 0	9 ± 32	0 ± 0	12 ± 37	0 ± 0	28 ± 50	9 ± 32	0 ± 0	0 ± 0
Palaeonoidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	12 ± 37	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	19 ± 43	0 ± 0	0 ± 0
Amphipoda	19 ± 64	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	19 ± 43	0 ± 0	0 ± 0
Hyaididae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Branchiopoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Cladocera	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Ostracoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Maxillipoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Copepoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Ateleocrata	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Hexapoda	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Collembola	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Insecta	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Ephemeroptera	28 ± 69	102 ± 286	198 ± 271	99 ± 152	46 ± 74	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	9 ± 32	19 ± 64
Leptophlebiidae	907 ± 566	630 ± 804	543 ± 798	383 ± 516	1852 ± 2679	37 ± 99	28 ± 50	37 ± 99	56 ± 161	602 ± 1446
Caenidae	250 ± 285	778 ± 1670	247 ± 368	99 ± 141	963 ± 1391	167 ± 397	167 ± 305	19 ± 43	120 ± 316	231 ± 425
Oligoneuriidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	235 ± 466	0 ± 0	9 ± 32	0 ± 0	9 ± 32	0 ± 0
Polymitarcidae	19 ± 43	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Euthyplociidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	28 ± 69	0 ± 0	0 ± 0
Odonata	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	28 ± 96	0 ± 0	0 ± 0
Zygoptera	9 ± 32	56 ± 89	25 ± 49	173 ± 168	9 ± 32	380 ± 798	102 ± 153	0 ± 0	65 ± 225	0 ± 0
Coenagrionidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Caloptengidae	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Anisoptera	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0

Conclusão