

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DE
VIDA SILVESTRE

Impacto de uma barragem hidrelétrica sobre a biodiversidade bentônica em ambiente tropical

Waldecy de Assis
Mestrando no PPG-ECMVS

Prof. Dr. Marcos Callisto
Orientador

Belo Horizonte - MG
Março de 2017

Resumo

A demanda por recursos hídricos com qualidade e em quantidade tem aumentado ações que objetivam a conservação e restauração de ecossistemas aquáticos e suas bacias hidrográficas. As Unidades de Conservação da bacia do Rio Pandeiros foram criadas com o objetivo de proteger este importante afluente do rio São Francisco. A Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Pandeiros, instalada no trecho médio do rio, foi desativada em 2008 devido à não renovação de sua licença ambiental. Desde então, desperta preocupação de vários setores da sociedade quanto ao seu possível descomissionamento, que poderia restaurar o curso do rio e evitar riscos ambientais e de rompimento acidental. Este estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o impacto da barragem da PCH Pandeiros sobre as comunidades bentônicas comparando trechos a montante e a jusante. A hipótese de estudos era de que a barragem influenciava a distribuição de macroinvertebrados bentônicos ao longo do rio, sendo distintas as comunidades em três habitats a montante e a jusante (calha de rio, semi-lêntico e lagoa), com maior abundância de espécies invasoras e espécies tolerantes a mudanças hidráulicas no reservatório, devido a barragem. Foram avaliadas as influências da barragem e de variáveis abióticas de coluna d'água e sedimento sobre a composição e estrutura de comunidades bentônicas, e quais os *taxa* indicadores nos três habitats. As coletas de água e sedimento foram realizadas nos períodos chuvoso e seco de 2014-2015 (N = 6), sendo coletadas em cada uma quatro amostras de sedimento nos oito sítios amostrais utilizando *kicking-net*, totalizando 192 amostras. Não foram observadas fontes pontuais de lançamento de poluição no rio, sendo suas águas de ótima qualidade em todos os habitats. Foram coletados 43.493 macroinvertebrados bentônicos identificados em 67 *taxa*, com maiores abundâncias de *Melanoides tuberculata* (34%), Bivalvia (21%), Chironomidae (13%), Baetidae (6%) e Leptohyphidae (6%). A composição granulométrica dos sedimentos foi a variável abiótica que mais influenciou as comunidades bentônicas, com predomínio de areias. No reservatório foi observada dominância da espécie exótica *M. tuberculata*, com densidade de 6.244 ± 1621 ind/m², e a espécie exótica *Corbicula fluminea* como indicadora para este habitat. Os resultados indicam alteração nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos na área do reservatório, onde a barragem favoreceu o estabelecimento de espécies exóticas e a redução de abundância de *taxa* sensíveis de Ephemeroptera e Trichoptera. Estes resultados evidenciam o impacto da barragem da PCH Pandeiros sobre a biodiversidade bentônica e serão úteis para subsidiar a elaboração de propostas de gestão ambiental e proposição de futuras medidas para o descomissionamento da barragem, contribuindo para a restauração e conservação da bacia hidrográfica do rio Pandeiros.

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos bioindicadores, descomissionamento, restauração de rios, espécies exóticas, rio Pandeiros.

Abstract

The demand for water resources with quality and quantity has increased actions that aim at the conservation and restoration of aquatic ecosystems and their watersheds. The Conservation Units of the Pandeiros river basin were created with the objective of protecting this important tributary of the São Francisco river. Pandeiros Small Hydroelectric Power Plant (SHP), installed in the middle stretch of the river, was deactivated in 2008 due to the non-renewal of its environmental license. Since then, it has aroused the concern of several sectors of society regarding its possible decommissioning, which could restore the course of the river and avoid environmental risks and accidental disruption. This study was developed with the objective of evaluating the impact of the Pandeiros SHP dam on the benthic communities comparing upstream and downstream sections. The hypothesis of studies was the dam influenced the distribution of benthic macroinvertebrates along the river, with distinct benthic communities in three habitats upstream and downstream (river channel, semi-lentic and lagoon), with greater abundance of invasive species and tolerant species to hydraulic changes in the reservoir due to the dam. The influences of dam and abiotic water column and sediment variables on the composition and structure of benthic communities and the indicator *taxa* in the three habitats were evaluated. Water and sediment samples were collected in the rainy and dry seasons of 2014-2015 (N = 6), four sediment samples were collected in each at the eight sample sites using kicking-net, totaling 192 samples. No point sources of pollution were observed in the river, being its waters of excellent quality in all habitats. A total of 43,493 benthic macroinvertebrates were identified in 67 *taxa*, with higher abundances of *Melanoides tuberculata* (34%), *Bivalvia* (21%), Chironomidae (13%), Baetidae (6%) and Leptohiphidae (6%). The granulometric composition of the sediments was the abiotic variable that most influenced the benthic communities, with predominance of sands. In the reservoir, the dominance of the exotic species *M. tuberculata* was observed, with a density of 6.244 ± 1621 ind/m², and the exotic species *Corbicula fluminea* was indicator for this habitat. The results indicate composition and structure benthic community changes in the reservoir area, where the dam favored the establishment of exotic species and the reduction of the abundance of sensitive *taxa* of Ephemeroptera and Trichoptera. These results show the impact of the Pandeiros SHP dam on benthic biodiversity and will be useful to support the elaboration of proposals for environmental management and proposition of future measures for the decommissioning of the dam, contributing to the restoration and conservation of the Pandeiros river basin.

Keywords: benthic macroinvertebrates bioindicators, decommissioning, restoration of rivers, exotic species, Pandeiros river.

Sumário

1. Introdução	5
2. Material e Métodos.....	6
2.1 Área de Estudo	6
2.2 Métodos.....	9
3. Resultados	10
4. Discussão.....	14
5. Conclusão	16
6. Agradecimentos	17
7. Referências	17
8. Anexos	23

1. Introdução

A busca por medidas de gestão ambiental visando proteger e conservar ou mesmo restaurar ecossistemas aquáticos têm aumentado devido a pressões por demandas de água e ecossistemas mais saudáveis (Bonada et al. 2006; Chen et al. 2013). Para assegurar recursos aquáticos em qualidade e quantidade, é essencial conservar áreas alagadas e planícies de inundação (Costanza et al. 1997; Dudgeon et al. 2006), pois elas retardam e regulam o fluxo de água e reduzem os riscos de alagamentos urbanos (Buijse et al. 2002; Dudley et al. 2016), além de prover importantes habitats para a biota (Junk et al. 2014). Barragens estão entre as intervenções humanas que mais afetam ecossistemas aquáticos, pois alteram o regime hidrológico, as características das águas, o transporte de sedimentos, a ciclagem de nutrientes e os regimes de temperatura, e por consequência, as comunidades biológicas (Dewson et al. 2007; Liu and Yu 1992; Maloney et al. 2008; Morais et al. 2009; Poff et al. 1997, 2010; Ward and Stanford 1995), inclusive barragens de pequeno porte (Mantel, Muller, et al. 2010; Martínez et al. 2013), de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH) (Bilotta et al. 2016; Xiaocheng et al. 2008) e com estruturas a fio d'água (Csiki and Rhoads 2010). Como medida para restaurar o fluxo natural de um rio, a remoção de uma barragem torna-se uma alternativa quando o empreendimento não mais provê os serviços que motivaram sua construção ou oferece risco ambiental, minimizando os efeitos danosos aos ecossistemas aquáticos (Bednarek 2001; Doyle et al. 2005; Gillette et al. 2016; Pejchar and Warner 2001; Thomson et al. 2005). São esperados impactos ambientais reduzidos em cenários envolvendo descomissionamento de barragens de pequeno e médio portes (Claeson and Coffin 2016; Gangloff 2013), mas todos os casos devem ser previamente avaliados para se decidir sobre o processo mais adequado de descomissionamento a ser empregado. O monitoramento das variáveis abióticas e bióticas deve ser prévio e continuar após a restauração do curso do rio, avaliando tanto o impacto do descomissionamento quanto sua eficácia em restaurar o ecossistema aquático (Bednarek 2001; Mantel, Hughes, et al. 2010), contribuindo assim para o aperfeiçoamento das medidas de gestão de recursos hídricos.

Apesar de a legislação ambiental brasileira determinar que avaliações de qualidade de águas sejam realizadas com base em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos (BRASIL 2005), tem aumentado a combinação dessas informações com dados de monitoramento de comunidades biológicas (p.ex. Bonada et al. 2006; Molozzi et al. 2013). A legislação do Estado de Minas Gerais apresenta avanços, pois determina que a qualidade dos ambientes aquáticos seja avaliada por indicadores biológicos (COPAM and CERH-MG 2008). A incorporação de variáveis biológicas em programas de avaliação ambiental é importante para auxiliar na tomada de decisões visando à conservação de bacias hidrográficas (Suriano et al. 2011), permitindo caracterizar condições ecológicas, detectar e mensurar degradação ambiental e inferir tendências a longo prazo (Buss et al. 2015; Doyle et al. 2005). Bioindicadores cuja presença, ausência ou comportamento reflitam os efeitos de um estressor sobre comunidades biológicas são importantes para determinar riscos e meios eficazes para proteção e restauração de habitats fluviais (Bonada et al. 2006; Walters et al. 2009). Macroinvertebrados bentônicos possuem características que os qualificam como bioindicadores, tais como a existência de *taxa* com variados níveis de tolerância a distúrbios humanos, técnicas

padronizadas de amostragem e serem de fácil identificação (Bonada et al. 2006; Chang et al. 2014; Doyle et al. 2005; Klemm et al. 2002; Rosenberg et al. 1986). Além disso, tendem a responder mais rapidamente às mudanças ambientais que outros organismos vertebrados devido à sua maior taxa reprodutiva e rapidez de recolonização (Maloney et al. 2008), favorecendo o emprego desses organismos em projetos de descomissionamento de barragens (Thomson et al. 2005; Tullos et al. 2014). Após a remoção de uma barragem, a maioria dos grupos de macroinvertebrados bentônicos se reestabelecem nos locais impactados em menos de um ano, mas alguns necessitam de mais tempo para se recuperar dos impactos resultantes do descomissionamento (Chiu et al. 2013; Doyle et al. 2005; Hansen and Hayes 2012; Maloney et al. 2008; Orr et al. 2008; Renöfält et al. 2013).

Estudos avaliando os impactos de barragens sobre a biota aquática estão mais avançados em regiões de clima temperado, mas na última década tem aumentado os esforços para entender seus efeitos nos organismos de regiões tropicais (Chaves-Ulloa et al. 2014; Magbanua et al. 2015). Em particular, na América do Sul, não há registro descomissionamento de barragem no qual todo o processo tenha sido documentado. Neste estudo as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram utilizadas como bioindicadores de impacto da barragem da PCH Pandeiros em habitats ao longo do rio (calha de rio, semi-lêntico e lagoa), comparando condições similares a montante e a jusante da barragem. As questões ecológicas abordadas foram: (i) A barragem influencia estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos? (ii) Quais variáveis abióticas são importantes nas alterações biológicas? (iii) Quais são os *taxa* bentônicos indicadores em cada habitat? A hipótese de estudos era de que a barragem influenciava a distribuição de macroinvertebrados bentônicos ao longo do rio, sendo distintas as comunidades em três habitats a montante e a jusante. Esperávamos encontrar menores valores de riqueza e abundância de espécies sensíveis a alterações humanas e maior abundância de espécies tolerantes nos habitats sob influência direta da barragem, além de uma composição distinta de macroinvertebrados bentônicos entre os três habitats. Os resultados desta pesquisa darão uma grande contribuição com informações biológicas acerca do impacto da barragem sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, utilizando esses organismos como bioindicadores no processo de conservação e potencial restauração fluvial da bacia hidrográfica do rio Pandeiros.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Pandeiros drena uma área de 4.371 km² e é estratégica tanto por seus recursos hídricos de ótima qualidade quanto pela biodiversidade encontrada principalmente em sua área pantanosa (IGAM 2014). Está inserida no bioma Cerrado, com áreas de transição com a Caatinga, predominando temperaturas com médias entre 26°C e 29°C e precipitações anuais variando entre 200 mm e 800 mm (IGAM 2014). Em 1958 entrou em operação no curso médio do rio a PCH Pandeiros, com barragem de crista livre com nove metros de altura, reservatório com área de 280 hectares e potência instalada de 4,2 MW (CEMIG 2016). Nesta bacia foram criadas duas unidades de

conservação: a Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros (ALEMG 1995), abrangendo toda a extensão da bacia hidrográfica, e o Refúgio Estadual de Vida Silvestre do Rio Pandeiros (ALEMG 2004), um tipo de Unidade de Conservação mais restritivo compreendendo a planície de inundação. Após negado o pedido de renovação da licença ambiental da (PCH) Pandeiros em 2008 pelo Conselho Estadual de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais por estar em área de especial interesse para a preservação da biodiversidade, uma ampla discussão foi iniciada pelo Ministério Público (MP). Deste então, diversos setores da sociedade têm ponderado sobre os benefícios e riscos ambientais quanto ao potencial descomissionamento da barragem da PCH Pandeiros, que futuramente poderá ser uma medida de gestão inovadora visando a conservação da biodiversidade aquática neste importante rio afluente do rio São Francisco.

Ao longo do rio Pandeiros foram selecionados oito sítios amostrais, sendo quatro a montante, coordenadas 1 (-15.390443, -44.916020), 2 (-15.441757, -44.818683), 3 (-15.500134, -44.757523) e 4 (-15.501075, -44.752041) e quatro a jusante, coordenadas 5 (-15.504931, -44.757303), 6 (-15.512943, -44.753746), 7 (-15.666518, -44.634876) e 8 (-15.666342, -44.638127) da barragem da PCH Pandeiros (Figuras 1 e 2).

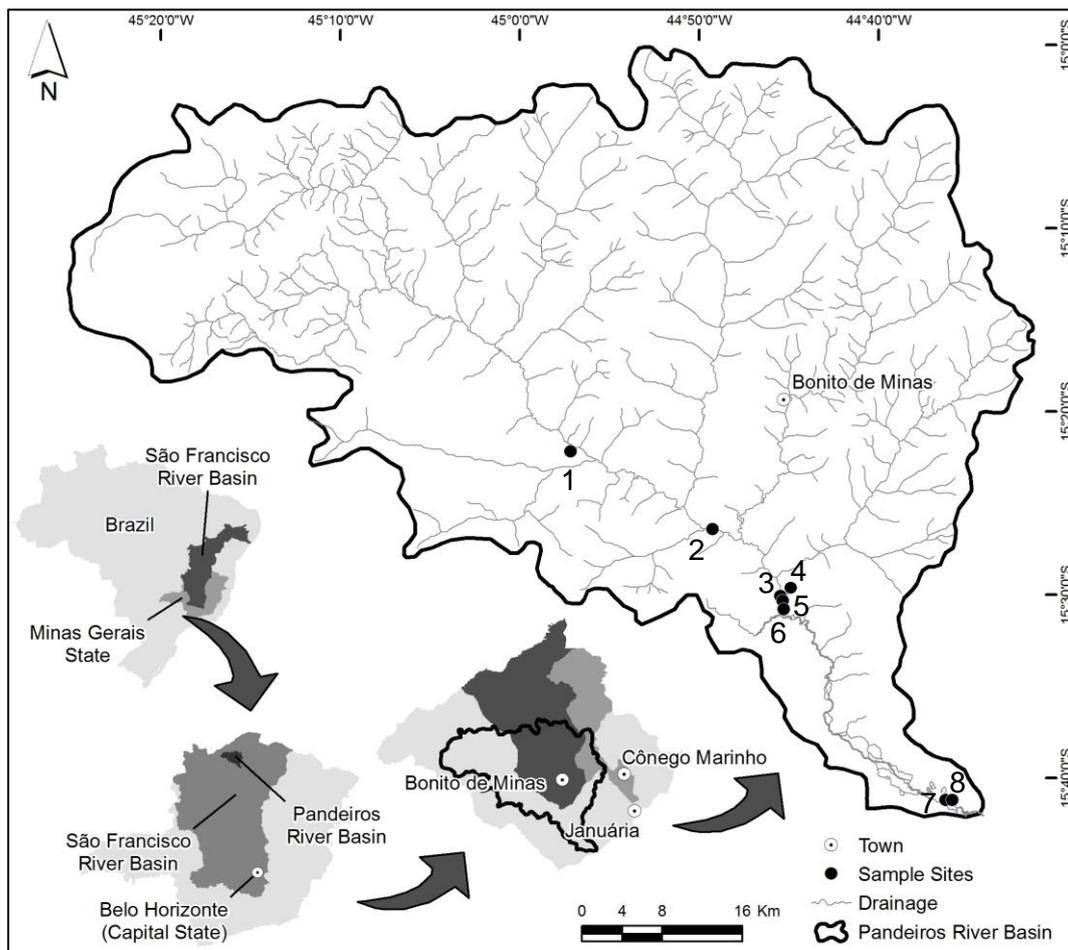


Figura 1: Sítios amostrais na bacia hidrográfica do rio Pandeiros compreendendo os habitats calha de rio (1, 2 e 5, 6), semi-lêntico (3 e 7) e lagoa (4 e 8).

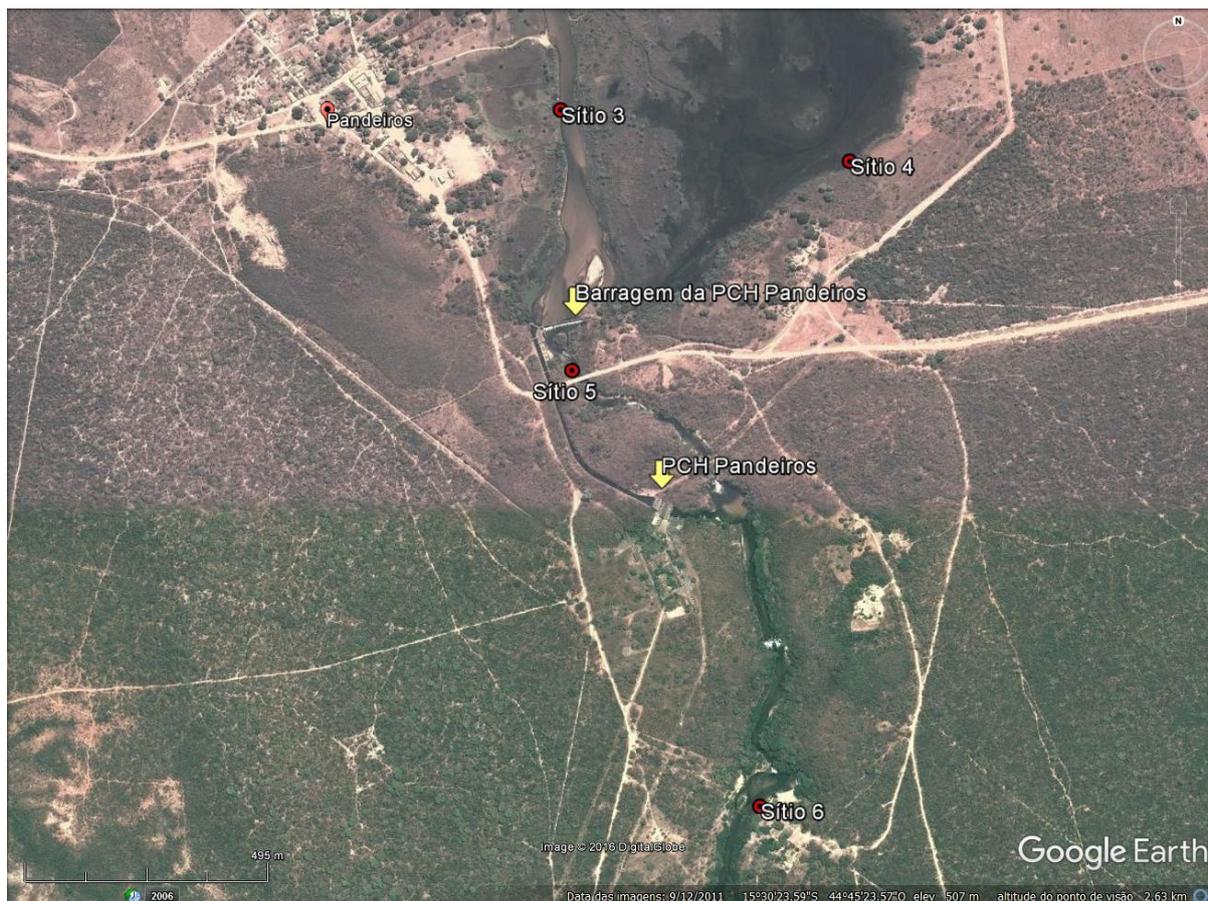


Figura 2: Imagem satélite da região da PCH Pandeiros detalhando os sítios amostrais próximos à barragem. Fonte: Google Earth.

Os sítios amostrais foram categorizados em habitats segundo suas características como calha de rio (fluxo rápido, profundidades inferiores a um metro e meio, fundo arenoso), semi-lêntico (fluxo lento, profundidades inferiores a dois metros, fundo arenoso) e lagoa (águas com maior tempo de residência, profundidades inferiores a quatro metros, fundo orgânico e lamoso). Os habitats foram analisados aos pares, avaliando as condições a montante (calha de rio 1 e 2, semi-lêntico 3 e lagoa 4) e a jusante (calha de rio 5 e 6, semi-lêntico 7 e lagoa 8) da barragem. Atualmente seu reservatório (sítio 3) encontra-se completamente assoreado devido à interrupção das descargas de fundo desde 2008, assemelhando-se a um trecho de rio raso e lento. Por este motivo, foi comparado a um trecho do rio na planície de inundação em condições similares (sítio 7). A lagoa lateral ao reservatório (sítio 4) foi perenizada por meio de um canal que a conectou permanentemente ao reservatório da PCH após a construção da barragem, sofrendo por isso reduzida variação sazonal em seu volume. No estudo de caso da barragem da PCH Pandeiros há preocupação em esclarecer o grau de importância desta lagoa para a preservação da biodiversidade local, pois caso a barragem seja descomissionada, seus ciclos naturais de cheias e secas será restabelecido. Foi utilizada para comparação com a lagoa lateral ao reservatório uma lagoa marginal ao rio Pandeiros localizada na região pantanosa (sítio 8), com dimensões similares e que possui regime hidrológico natural de seca e cheia, conectada ao rio por um pequeno canal.

2.2 Métodos

As coletas foram realizadas em três campanhas no período de seca (setembro de 2014, abril e junho de 2015) e em outras três no período chuvoso (dezembro de 2014, janeiro e fevereiro de 2015). Em cada campanha foram mensurados parâmetros físicos e químicos na coluna d'água (temperatura, turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos) com equipamento portátil multiprobe modelo YSI 6600 e coletadas amostras de água (500 ml), que foram conservadas em caixas térmicas com gelo e posteriormente congeladas. Em laboratório foram determinados teores de fosfatos, N-total, nitritos (reação de Griess) e nitrato (coluna de cádmio) segundo (APHA et al. 2005). As análises de oxigênio dissolvido e alcalinidade total foram realizadas respectivamente pelos métodos de Winkler e titulometria Gran (Carmouze 1994). Foram coletadas manualmente amostras de sedimento e armazenadas em potes plásticos para posterior avaliação da composição granulométrica por peneiramento conforme Suguio (1973) e adaptado por Callisto & Esteves (1996), categorizados em cascalho ($\varnothing > 4 \text{ mm}^2$), areia muito grossa (AMG; $\varnothing > 2 \text{ mm}^2$), areia grossa (AG; $\varnothing > 1 \text{ mm}^2$), areia média (AM; $\varnothing > 0.5 \text{ mm}^2$), areia fina (AF; $\varnothing > 0.25 \text{ mm}^2$), areia muito fina (AMF; $\varnothing > 0.06 \text{ mm}^2$) e siltes/argilas ($\varnothing < 0.06 \text{ mm}^2$). Também foram avaliados os teores de matéria orgânica (MO) nos sedimentos por gravimetria conforme Esteves et al. (1995), no qual os resíduos orgânicos contidos nas amostras foram incinerados. A qualidade das águas nos sítios amostrais foi avaliada frente aos limites da Resolução CONAMA 357/2005 para classificação de águas doces (BRASIL 2005).

Para caracterizar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, em cada sítio amostral foram coletadas quatro amostras de sedimento utilizando "kicking-net" (rede tipo "D" com malha de 0,5 mm, abertura de 0,07 m², área amostral de 0,09 m²), um método adequado a variadas condições de habitats (Hughes and Peck 2008). Em campo as amostras de sedimento foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos, fixadas em formol a 10% e então transportadas para o Laboratório de Ecologia de Bentos na UFMG. Em laboratório as amostras foram lavadas individualmente sobre duas peneiras com malhas de 1,0 a 0,5mm. Em seguida todos os animais foram triados e identificados utilizando microscópio estereoscópico com aumento de 40x. A identificação foi realizada ao nível de família com o auxílio de chaves taxonômicas específicas (Carvalho and Calil 2000; Costa et al. 2006; Epler 2001; Fernández and Domínguez 2001; Merritt et al. 2008; Mugnai et al. 2010; Pérez 1988). As espécies exóticas foram identificadas utilizando chaves taxonômicas específicas (Pereira et al. 2012; Santos et al. 2012).

As estimativas das Funções de Autocorrelação (Venables and Ripley 2002) dos valores de riqueza e abundância de invertebrados evidenciaram correlação entre as campanhas de amostragens em campo. Por este motivo, os dados foram aninhados em análises estatísticas subsequentes por data de coleta para evitar os efeitos de auto correlação temporal (Venables and Ripley 2002). Para verificar se a presença da barragem influencia a composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos comparando os habitats a montante e a jusante da PCH, foram realizadas Análises de Variância Multivariável por Permutações (Anderson 2001) baseadas em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. A influência das variáveis abióticas sobre estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi avaliada por Análises de Modelos

Lineares com Efeitos Mistos (Sarkar 2008) e Análises de Correspondência Canônica (Legendre and Legendre 2012). Para avaliar a existência de macroinvertebrados bentônicos indicadores dos habitats foram utilizadas Análises de Taxa Indicadores (Dufrêne and Legendre 1997). Todas as análises foram realizadas no ambiente R utilizando os pacotes labdsv (indval), lme4 (lmer), mass (acf) e vegan (adonis e cca) (R Development Core Team 2011).

3. Resultados

Os valores dos parâmetros físicos e químicos nas águas amostradas nos habitats calha de rio e semi-lêntico foram inferiores aos limites de classificação como Classe 1 da Resolução CONAMA 357/2005, evidenciando ausência de poluição ou contaminação (Tabela 1) e adequação à recreação, aquicultura, pesca e proteção de comunidades aquáticas (BRASIL 2005). A análise de composição dos sedimentos indicou predomínio de areias nos 3 habitats, com maior acúmulo de matéria orgânica no habitat lagoa (Tabela 2).

Foram capturados 43.493 macroinvertebrados bentônicos identificados em 67 taxa, sendo apresentados na Tabela 3 os valores de riqueza e abundância para cada sítio amostral. Os taxa mais abundantes foram *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) (34%), *Bivalvia* (21%), Chironomidae (13%), Baetidae (6%) e Leptohiphidae (6%). Macroinvertebrados das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) totalizaram 7.337 indivíduos (18%), sendo calha de rio a montante (2.287; 26%), reservatório (217; 1%) e lagoa lateral ao reservatório (43; 4%), calha de rio a jusante (4.389; 38%), rio na planície de inundação (316; 8%) e lagoa marginal na planície de inundação (85; 4%). Oligochaeta e Chironomidae corresponderam a 60% dos macroinvertebrados coletados na lagoa lateral ao reservatório, mantendo-se abaixo de 30% nos demais habitats (Figura 2). Foram identificadas as espécies exóticas *M. tuberculata* e *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) a montante e a jusante da barragem, ambos apresentando maior abundância no reservatório. *M. tuberculata* foi a espécie dominante no reservatório PCH Pandeiros, com densidade de 6.244 ± 1621 ind/m² e correspondendo a 85% do total de invertebrados amostrados, podendo ter sido influenciada positivamente pelos elevados teores de areias finas no sedimento.

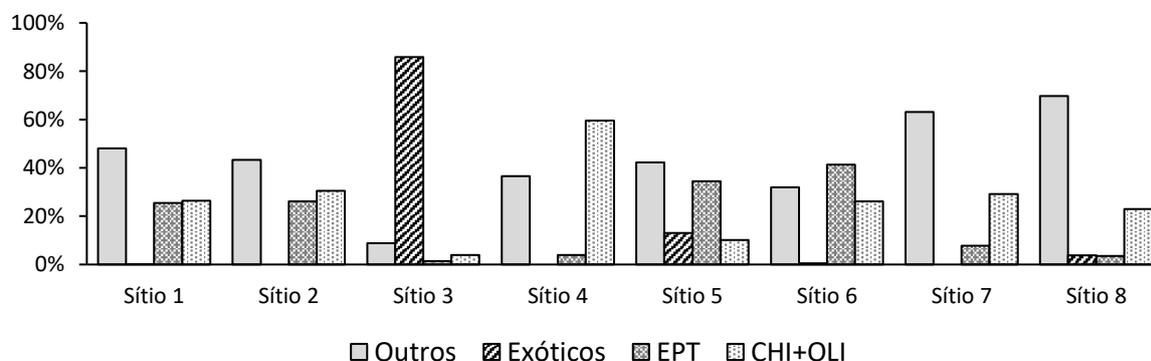


Figura 3: Porcentagem total de grupos de macroinvertebrados bentônicos identificados nos sítios amostrais da bacia do rio Pandeiros.

Tabela 1: Média e Desvio Padrão das variáveis abióticas mensuradas em cada sítio amostral.

Sítio Amostral	Temperatura (°C)	pH	Condutividade e (µS/cm)	TDS (mg/L)	Turbidez (UNT)	OD (mg/L)	Alcalinidade (mEq/L CO ₂)	N-Total (mg/L)	P-Total (µg/L)	Ortofosfato (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Nitrito (µg/L)
1	25,0 ± 2,7	7,0 ± 0,3	75,3 ± 7,3	38,7 ± 15,8	10,0 ± 8,3	6,6 ± 1,4	590,4 ± 52,3	0,07 ± 0,02	9,0 ± 2,8	6,4 ± 1,6	0,021 ± 0,013	0,105 ± 0,053
2	24,9 ± 2,6	7,3 ± 0,3	73,9 ± 4,0	35,1 ± 18,5	9,4 ± 9,5	7,2 ± 1,4	524,7 ± 62,6	0,06 ± 0,03	9,9 ± 2,3	7,8 ± 2,0	0,015 ± 0,011	0,085 ± 0,028
3	23,3 ± 2,2	7,3 ± 0,7	82,7 ± 9,8	40,6 ± 18,7	6,7 ± 5,6	7,2 ± 1,6	572,1 ± 56,6	0,05 ± 0,02	9,4 ± 2,4	6,8 ± 1,8	0,015 ± 0,012	0,093 ± 0,039
4	25,8 ± 3,7	7,3 ± 0,3	71,2 ± 5,5	35,5 ± 20,2	2,3 ± 1,2	5,7 ± 1,3	588,7 ± 150,0	0,07 ± 0,02	9,1 ± 4,7	5,0 ± 2,1	0,012 ± 0,003	0,058 ± 0,023
5	25,1 ± 1,3	7,4 ± 0,3	91,6 ± 31,7	38,4 ± 14,9	7,0 ± 6,3	6,8 ± 1,6	566,2 ± 87,7	0,07 ± 0,02	10,2 ± 2,4	6,4 ± 1,3	0,016 ± 0,011	0,070 ± 0,042
6	24,0 ± 1,3	7,2 ± 0,4	87,3 ± 5,9	32,2 ± 3,2	6,3 ± 5,3	7,6 ± 1,6	679,1 ± 95,4	0,06 ± 0,03	9,0 ± 3,8	5,9 ± 1,9	0,011 ± 0,003	0,098 ± 0,061
7	25,4 ± 2,2	7,3 ± 0,2	83,6 ± 3,8	31,6 ± 4,6	18,2 ± 23,9	6,5 ± 0,9	602,8 ± 45,2	0,06 ± 0,02	13,8 ± 4,9	7,9 ± 2,7	0,017 ± 0,013	0,092 ± 0,052
8	25,3 ± 2,2	6,9 ± 0,3	94,1 ± 13,6	34,6 ± 4,5	15,0 ± 20,1	5,7 ± 2,1	615,6 ± 46,4	0,07 ± 0,02	13,0 ± 5,1	6,0 ± 2,8	0,015 ± 0,009	0,073 ± 0,042

Tabela 2: Média e Desvio Padrão das porcentagens de granulometria e teor de matéria orgânica que compunham as amostras de sedimento.

Sítio	Cascalho	Areia Muito Grossa	Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Areia Muito Fina	Silte e Argila	Matéria Orgânica
1	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,5 ± 0,2	97,9 ± 0,3	1,5 ± 0,2	1,0 ± 0,3
2	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	31,8 ± 19,7	67,4 ± 19,2	0,6 ± 0,6	0,6 ± 0,2
3	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,2 ± 0,1	1,1 ± 0,6	64,1 ± 28,6	34,1 ± 28,5	0,6 ± 0,6	0,5 ± 0,3
4	0,3 ± 0,3	0,4 ± 0,4	0,5 ± 0,4	2,2 ± 0,6	37,9 ± 4,6	57,3 ± 3,6	1,4 ± 0,6	2,0 ± 1,3
5	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	39,8 ± 15,8	59,3 ± 15,3	0,7 ± 0,4	0,6 ± 0,4
6	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	24,0 ± 4,9	75,5 ± 4,8	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,3
7	0,0 ± 0,1	0,2 ± 0,2	1,0 ± 0,4	1,8 ± 0,5	2,1 ± 0,6	89,5 ± 2,6	5,3 ± 1,6	2,9 ± 1,2
8	0,9 ± 1,6	4,3 ± 4,5	12,3 ± 8,7	12,2 ± 8,3	12,4 ± 7,9	50,3 ± 32,6	7,6 ± 5,4	24,2 ± 16,1

Tabela 3: Valores de riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos capturados nos sítios amostrais nas seis coletas.

Sítio Amostral	Riqueza	Riqueza Média	Abundância	Abundância Média
1	39	20 ± 3	2965	428 ± 222
2	37	19 ± 5	5849	881 ± 328
3	47	23 ± 6	15740	2581 ± 1700
4	33	13 ± 6	1092	180 ± 54
5	41	26 ± 4	4444	724 ± 356
6	42	25 ± 3	6911	1153 ± 397
7	35	17 ± 3	4061	609 ± 256
8	37	15 ± 3	2431	397 ± 298

A análise exploratória comparando os dados bióticos dos sítios amostrais por meio de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS) (Faith 1987) utilizando dissimilaridade de Bray-Curtis indicou haver diferença na composição taxonômica entre os sítios amostrais, conforme Figura 4A. Analisando os sítios amostrais em cada habitat separadamente, pode-se observar uma distribuição agrupada dos pontos em relação à posição da barragem, indicando haver diferença na composição taxonômica a montante e a jusante para calha de rio (Figura 4B), semi-lêntico (Figura 4C) e lagoa (Figura 4D).

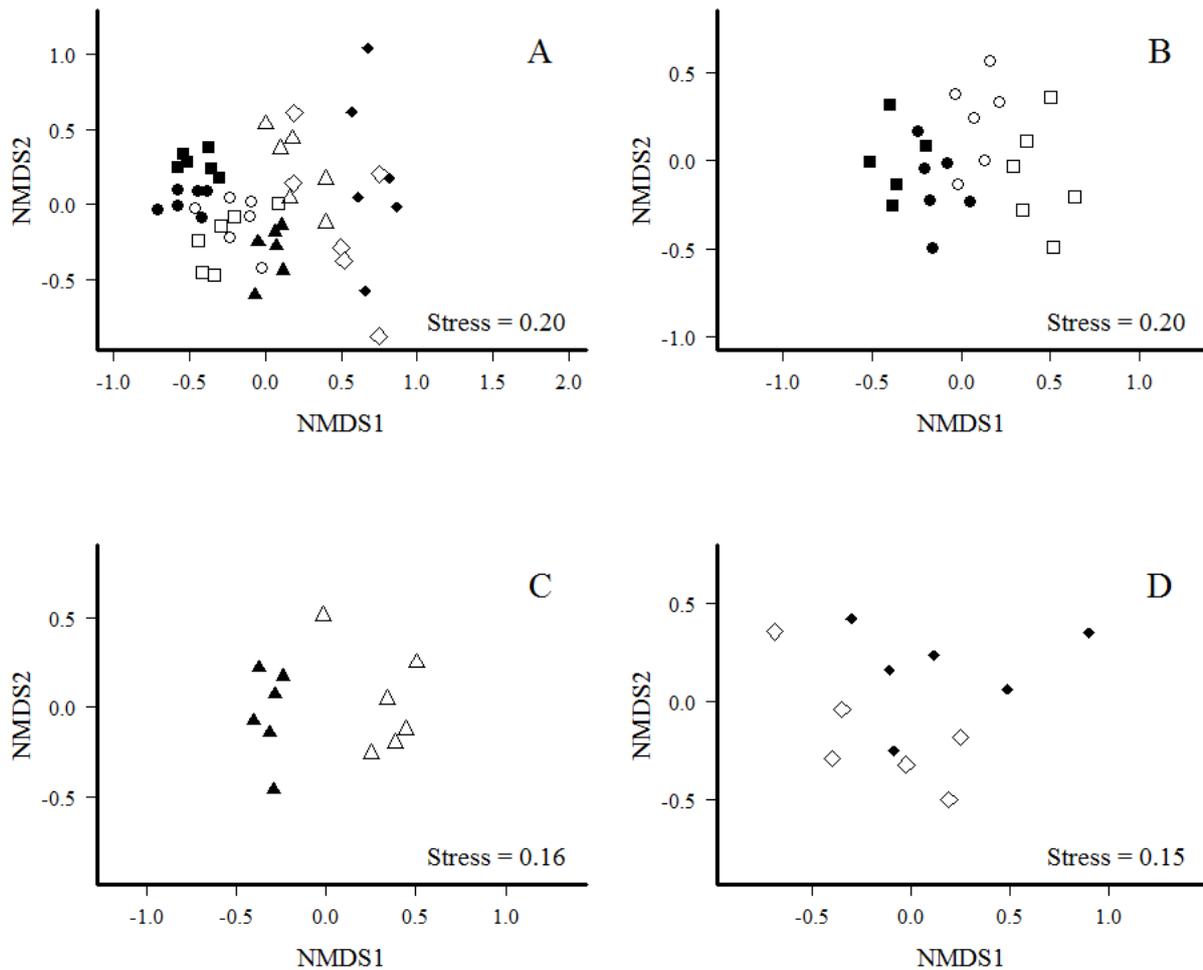


Figura 4: Gráficos das análises utilizando método de Escalonamento Multidimensional não Métrico para os dados bióticos nos sítios amostrais ao longo do rio Pandeiros (A), e nos habitats a montante e a jusante calha de rio (B), semi-lêntico (C) e lagoa (D). Legenda: sítios amostrais a montante 1 (□), 2 (○), 3 (△), 4 (◇) e a jusante 5 (■), 6 (●), 7 (▲) e 8 (◆) da barragem da PCH Pandeiros.

A composição taxonômica de macroinvertebrados bentônicos foi significativamente diferente entre os habitats a montante e a jusante calha de rio ($F_{(1, 22)} = 3.21$; $R^2 = 0.13$; $P = 0.002$) e semi-lêntico ($F_{(1, 10)} = 12.79$; $R^2 = 0.56$; $P = 0.031$), sendo influenciadas principalmente pela composição dos sedimentos (Tabela 3). Não foi identificada diferença na composição taxonômica entre as lagoas.

Tabela 3: Variáveis abióticas que influenciaram a composição de macroinvertebrados bentônicos nos habitats a montante e a jusante da barragem segundo teste de Monte-Carlo para a Análise de Correspondência Canônica.

Habitats	Variáveis Abióticas	CCA1	CCA2	R ²	P
Calha de Rio	Areias Médias	-0,786	-0,618	0,369	0,021
Semi-lêntico	Turbidez	0,393	0,920	0,566	0,032
	Areias Muito Grossas	0,899	0,438	0,709	0,005
	Areias Grossas	0,996	0,091	0,846	0,001
	Areias Finas	-0,992	-0,125	0,800	0,001
	Areias Muito Finas	0,992	0,129	0,760	0,002
	Siltes/Argilas	0,992	0,133	0,859	0,001
	Matéria Orgânica	0,967	0,254	0,864	0,001

Os teores de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) influenciaram a riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos habitats calha de rio e lagoa (Tabela 4). Temperatura e composição granulométrica dos sedimentos também influenciaram os valores de riqueza taxonômica no habitat lagoa. Por outro lado, os valores de pH, turbidez e alcalinidade total influenciaram a riqueza taxonômica no habitat semi-lêntico, enquanto que teor de matéria orgânica e granulometria dos sedimentos influenciou a abundância de macroinvertebrados bentônicos nos habitats semi-lêntico e lagoa.

Tabela 4: Análise de Modelos Lineares com Efeitos Mistos para avaliar a influência de variáveis abióticas sobre métricas biológicas.

Habitats	Variáveis Dependentes	Variáveis Predictoras	T
Calha de Rio	Riqueza	STD	-4,573
Semi-lêntico	Riqueza	pH	3,321
		Turbidez	-2,999
		Alcalinidade	-4,091
	Abundância	MO	-2,965
		Siltes/Argilas	4,370
		AMF	4,370
		AF	4,370
		AM	4,368
		AG	4,411
		AMG	4,305
Cascalho	4,491		
Lagoa	Riqueza	STD	-5,800
		Temp. Água	-3,517
		Siltes/Argilas	5,620
		AMF	5,629
		AF	5,629
		AM	5,631
		AG	5,634
		AMG	5,624
Cascalho	5,615		

As famílias Leptophlebiidae, Leptohyphidae e Baetidae (Ephemeroptera) e Helicopsychidae e Leptoceridae (Trichoptera) foram indicadoras para calha de rio a montante e jusante (Tabela 5). No reservatório da PCH Pandeiros houve predomínio de taxa indicadores do Filo Mollusca, dentre eles as espécies exóticas *M. tuberculata* e *C. fluminea*. Não foi encontrado nenhum táxon com valores de especificidade e fidelidade que o qualificasse como indicador para a lagoa lateral ao reservatório. Os taxa indicadores para os habitats localizados na planície de inundação são, em sua maioria, típicos de ambientes lênticos.

Tabela 5: Taxa indicadores dos habitats avaliados na bacia do rio Pandeiros, MG.

Habitats	Taxa	IndVal	P
Calha de Rio a Montante e Jusante	Leptophlebiidae	0,935	0,001
	Leptohyphidae	0,753	0,001
	Baetidae	0,734	0,001
	Helicopsychidae	0,711	0,001
	Elmidae	0,707	0,005
	Calopterygidae	0,682	0,001
	Naucoridae	0,678	0,001
	Leptoceridae	0,482	0,015
Reservatório da PCH Pandeiros	<i>M. tuberculata</i>	0,984	0,001
	Physidae	0,639	0,001
	Hirudinea	0,565	0,002
	Ampullariidae	0,461	0,018
	<i>C. fluminea</i>	0,381	0,045
Rio na Planície de Inundação	Coenagrionidae	0,646	0,001
	Gomphidae	0,524	0,001
	Ancylidae	0,466	0,030
	Polycentropodidae	0,320	0,029
Lagoa na Planície de Inundação	Gyrinidae	0,768	0,002
	Planorbidae	0,454	0,017
	Haliplidae	0,361	0,038

4. Discussão

Ecossistemas aquáticos impactados por atividades humanas favorecem a ocorrência de espécies resistentes a perturbações antrópicas que podem dominar em comunidades bentônicas, levando à redução da abundância de espécies sensíveis, e mesmo sua extinção (Ferreira et al. 2011). Em um reservatório a riqueza taxonômica esperada é menor que a encontrada em um rio antes da construção de uma barragem, bem como é prevista a invasão de um maior número de espécies exóticas (Yanling et al. 2009). Neste estudo na bacia do rio Pandeiros, os dados abióticos e bióticos não indicaram alteração na qualidade das águas provocada pela presença da barragem da PCH Pandeiros. A ausência de atividades econômicas intensivas e a baixa densidade de populações humanas ao longo da bacia do rio Pandeiros colaboram para a conservação da qualidade de suas águas (IGAM 2014), podendo também por isso não ser observada presença de contaminantes no

sedimento em futura análise (Ashley et al. 2006). Por outro lado, a retenção de sedimento provocada pela barragem favoreceu o estabelecimento das espécies exóticas *M. tuberculata* e *C. fluminea* e a redução da abundância de EPT na área do reservatório da PCH Pandeiros. A existência de *taxa* indicadores das ordens EPT para a calha do rio evidencia a ótima qualidade das águas e boas condições ecológicas (Baptista et al. 2007; Rosenberg and Resh 1993) do rio Pandeiros nos habitats sem influência direta da barragem. Esses resultados evidenciam, portanto, que a barragem altera a comunidade bentônica no habitat semi-lêntico formado pelo reservatório.

Por estar completamente assoreado por areias e a barragem ser a fio d'água, o reservatório da PCH Pandeiros tornou-se um trecho de rio lento e raso, com tempo de residência da água pouco alterado, não comprometendo a qualidade de suas águas e a riqueza de macroinvertebrados bentônicos. A abundância de *M. tuberculata* normalmente está relacionada a áreas impactadas (Molozzi et al. 2013; Santos and Eskinazi-Sant'Anna 2010), pois este molusco apresenta alta plasticidade e capacidade de dispersão, além de se reproduzir precocemente também por partenogênese e ser vivíparo (Raw et al. 2016; Santos and Eskinazi-Sant'Anna 2010). Essas características tornam-no uma espécie potencialmente invasora. Apesar de o reservatório estar próximo à vila de Pandeiros, não houve sinais de eutrofização ou outro fator antrópico que justificasse densidades de *M. tuberculata* superiores a 6.000 ind/m² no habitat semi-lêntico. A única variável abiótica que apresentou relação direta com a abundância de *M. tuberculata* foi a quantidade de areia fina no sedimento. Futuras pesquisas deverão testar experimentalmente a sobrevivência desta espécie em diferentes composições granulométricas a fim de estabelecer limiares de condições físicas à sua permanência, em águas não eutrofizadas, verificando se esta espécie se desenvolve melhor em sedimentos com predominância de substratos com essa granulometria.

A lagoa lateral ao reservatório despertou preocupação do MP e de populações ribeirinhas quanto à sua importância ecológica para a conservação da vida aquática e para a captação de água, pois voltará a sofrer variações sazonais em seu volume durante os períodos de seca anuais caso o curso do rio seja restabelecido com o descomissionamento da barragem. Os resultados deste estudo evidenciaram ausência de táxon indicador para este habitat. Além disso, encontramos maior abundância de macroinvertebrados bentônicos pertencentes aos *taxa* Chironomidae e Oligochaeta, que são grupos com índices de tolerância maior a estressores (Chang et al. 2014). A falta de variação de volume na lagoa lateral ao reservatório provocada pela barragem a fio d'água a diferencia das outras lagoas marginais encontradas na bacia hidrográfica do rio Pandeiros. Ciclos naturais de inundação e seca são importantes para a estruturação das comunidades biológicas (Junk et al. 2014). A regulação do fluxo de um rio por barragens impacta seriamente os ecossistemas aquáticos e deve ser considerada nos processos de gestão e conservação de bacias hidrográficas (Dewson et al. 2007; Leigh et al. 2012; Poff et al. 2010). Do ponto de vista ecológico, em nossas avaliações não identificamos justificativa para a conservação da lagoa lateral ao reservatório nas condições hidrológicas atuais.

Devido à extinção da concessão da PCH Pandeiros pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e os impactos ambientais provocados pelo empreendimento, decisões acerca do futuro da barragem precisarão ser tomadas. Para assegurar uma avaliação ampla e aumentar o conhecimento científico acerca de cenários envolvendo descomissionamento de barragens em ambiente tropical,

pesquisas ecológicas devem ser continuadas no sentido de melhor investigar aspectos relacionados a: (i) presença e distribuição de espécies exóticas de moluscos; (ii) abundância de macroinvertebrados bentônicos reofílicos nos trechos de calha de rio e composição de macroinvertebrados típicos de condições semi-lênticas em lagoas e planícies de inundação; (iii) composição de macroinvertebrados bioindicadores de qualidade de água em sítios amostrais próximos a concentrações de populações ribeirinhas, com potencial descarte pontual de esgotos ou lixo doméstico nas águas do rio Pandeiros; (iv) potencial de transporte (*drift*) e recolonização de trechos a jusante da barragem da PCH caso a barragem seja removida; (v) monitoramento por período de 3 anos (a fim de completar 5 anos de estudos contínuos e assim abordar também fenômenos climáticos globais) da composição e estrutura de comunidades bentônicas, visando caracterização ecológica de comunidades bentônicas como ferramenta de bioindicação de condições ecológicas antes de descomissionamento da PCH.

A estrutura de uma barragem necessita ser vistoriada frequentemente e reparada em caso de falhas, e como a PCH Pandeiros está desativada, seria prudente que fosse adequadamente descomissionada no futuro. Os resultados deste estudo apontaram que a barragem influencia negativamente a composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos no habitat formado pelo reservatório da PCH Pandeiros. Como as espécies exóticas foram encontradas também nos habitats a montante, a barragem provavelmente não atua como barreira física à dispersão. Por esses motivos, sua remoção parcial ou total poderia ser considerada positiva do ponto de vista ecológico, restaurando o curso natural do rio e evitando riscos ambientais e de um eventual rompimento acidental. Devido às condições ambientais do rio e às dimensões da barragem e do reservatório, podem ser esperados impactos ambientais reduzidos e uma recuperação da biodiversidade bentônica em poucos meses caso a barragem seja removida parcialmente ou por completo. Outros projetos ecológicos e socioeconômicos serão fundamentais na avaliação do descomissionamento para que a decisão mais adequada seja tomada, minimizando os impactos dele decorrentes e promovendo a restauração do rio Pandeiros, garantindo a conservação da vida aquática e os bens e serviços ecossistêmicos às populações ribeirinhas.

5. Conclusão

Os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água na bacia do rio Pandeiros demonstraram ser um parâmetro biológico adequado para avaliação da integridade ambiental, podendo auxiliar tomadores de decisão, gestores ambientais e membros de comitês de bacias hidrográficas na implementação de medidas de conservação de biodiversidade aquática. Mesmo sendo ótima a qualidade das águas avaliada por parâmetros abióticos nos diferentes habitats, identificamos alterações na composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da PCH Pandeiros, destacando a dominância da espécie invasora *M. tuberculata* e redução na abundância das Ordens EPT, sensíveis a distúrbios antropogênicos. A maior abundância de Oligochaeta e Chironomidae na lagoa lateral ao reservatório foi um indicativo de estar impactada, provavelmente devido à ausência de variações de volume sazonais provocada pela barragem que pereniza o nível da água. A presença de taxa bentônicas indicadores das ordens EPT na calha do rio

é um fator biológico importante que atesta a boa qualidade das águas e dos ambientes aquáticos ao longo do rio Pandeiros. A previsão de que haveria menor riqueza taxonômica na área do reservatório não foi corroborada, mas sim a de que haveria maior abundância de espécies exóticas e espécies tolerantes. A composição taxonômica foi distinta entre os habitats a montante e a jusante calha de rio e semi-lêntico, mas não entre a lagoa lateral ao reservatório e a lagoa marginal na planície de inundação.

Considerando a inviabilidade da PCH Pandeiros por questões ambientais e seus efeitos na comunidade bentônica, o futuro descomissionamento da barragem poderá ser considerado como uma medida para a restauração do rio. No entanto, novas pesquisas ecológicas sobre a composição e estrutura de comunidades bentônicas como bioindicadores de qualidade de água são de fundamental importância, antes que decisões acerca do descomissionamento sejam tomadas. A utilização de bioindicadores para monitoramento e avaliação ambientais em conjunto com outros projetos possibilitará identificar o adequado processo de descomissionamento da barragem visando restaurar e conservar a bacia hidrográfica do rio Pandeiros, sua biodiversidade e seus serviços ecossistêmicos.

6. Agradecimentos

Agradeço à FAPEMIG e à CEMIG pelo financiamento do projeto (P&D ANEEL PD-4951-0550/2014), ao CNPq e à CAPES pelos projetos financiados. Ao Instituto Estadual de Florestas de MG pelo apoio logístico. Ao professor Dr. Marcos Callisto por ter me encorajado a ingressar no programa de pós-graduação e me orientar de maneira inspiradora e sábia durante o mestrado. Ao Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG e toda equipe pela fundamental participação nas atividades em campo, análises laboratoriais e debates, em especial a Marden Linares e Katiene Silva. À equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA pelo apoio nas atividades em campo. Ao professor Dr. Renan Rezende e a Arleu Viana pelas consultorias em Estatística e no software R. Aos colegas da CEMIG João Magalhães e Raquel Loures pela gestão deste projeto de P&D que possibilitou desenvolver esta dissertação.

7. Referências

- ALEMIG, A. L. do E. de M. G. Lei Estadual 11.901 de 01/09/1995 (1995). Belo Horizonte: Minas Gerais Diário do Executivo.
<http://www.almg.gov.br/consulte/legislacao/completa/completa.html?tipo=LEI&num=11901&comp=&ano=1995>
- ALEMIG, A. L. do E. de M. G. Decreto 43.910 de 05/11/2004 (2004). Belo Horizonte: Minas Gerais Diário do Executivo.
<http://www.almg.gov.br/consulte/legislacao/completa/completa.html?tipo=DEC&num=43910&comp=&ano=2004>
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26(1), 32–46.
- APHA, AWWA, & WEF. (2005). *Standard Methods for examination of water and wastewater* (21st ed.). Washington, DC: American Public Health Association.

- Ashley, J. T. F., Bushaw-Newton, K., Wilhelm, M., Boettner, A., Drames, G., & Velinsky, D. J. (2006). The effects of small dam removal on the distribution of sedimentary contaminants. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114(1–3), 287–312. doi:10.1007/s10661-006-4781-3
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., & Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83–94. doi:10.1007/s10750-006-0286-x
- Bednarek, A. T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 27(6), 803–814. doi:10.1007/s002670010189
- Bilotta, G. S., Burnside, N. G., Gray, J. C., & Orr, H. G. (2016). The effects of run-of-river hydroelectric power schemes on fish community composition in temperate streams and rivers. *PLoS ONE*, 11(5), 1–14. doi:10.1371/journal.pone.0154271
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 495–523. doi:10.1146/annurev.ento.51.110104.151124
- BRASIL, C. N. do M. A. Resolução CONAMA 357 de 18/05/2005. , Diário Oficial da União 58–63 (2005). Brasília. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>
- Buijse, A. D., Coops, H., Staras, M., Jans, L. H., Van Geest, G. J., Grift, R. E., et al. (2002). Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. *Freshwater Biology*, 47(4), 889–907. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00915.x
- Buss, D. F., Carlisle, D. M., Chon, T. S., Culp, J., Harding, J. S., Keizer-Vlek, H. E., et al. (2015). Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(1), 4132. doi:10.1007/s10661-014-4132-8
- Callisto, M., & Esteves, F. A. (1996). Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. *Acta Limnológica Brasiliensia*, 8, 115–126.
- Carmouze, J. P. (1994). *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. São Paulo: Editora Edgar Blücher Ltda / Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.
- Carvalho, A. L., & Calil, E. R. (2000). Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 41(15), 223–241.
- CEMIG. (2016). Memória Cemig: Pequenas Centrais Hidrelétricas. *Portal Cemig*. http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/Nossa_Historia/Paginas/pch.aspx. Accessed 2 November 2016
- Chang, F. H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., & Resh, V. H. (2014). Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: Assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(4), 2135–2149. doi:10.1007/s10661-013-3523-6
- Chaves-Ulloa, R., Umaña-Villalobos, G., & Springer, M. (2014). Downstream effects of hydropower production on aquatic macroinvertebrate assemblages in two rivers in Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62(April), 179–201.
- Chen, H., Ma, L., Guo, W., Yang, Y., Guo, T., & Feng, C. (2013). Linking Water Quality and Quantity in Environmental Flow Assessment in Deteriorated Ecosystems: A Food Web View. *PLoS ONE*, 8(7). doi:10.1371/journal.pone.0070537
- Chiu, M. C., Yeh, C. H., Sun, Y. H., & Kuo, M. H. (2013). Short-term effects of dam removal on macroinvertebrates in a Taiwan stream. *Aquatic Ecology*, 47(2), 245–252. doi:10.1007/s10452-

- Claeson, S. M., & Coffin, B. (2016). Physical and biological responses to an alternative removal strategy of a moderate-sized dam in Washington, USA. *River Research and Applications*, 32, 1143–1152. doi:10.1002/rra.2935
- COPAM, C. E. de P. A. de M. G., & CERH-MG, C. E. de R. H. do E. de M. G. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG 01/2008 (2008). <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>
- Costa, C., Ide, S., & Simonka, C. E. (2006). *Insetos imaturos: metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto: Holos.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., et al. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260.
- Csiki, S., & Rhoads, B. L. (2010). Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, 34(6), 755–780. doi:10.1177/0309133310369435
- Dewson, Z. S., James, A. B. W., & Death, R. G. (2007). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(3), 401–415. doi:10.1899/06-110.1
- Doyle, M. W., Stanley, E. H., Orr, C. H., Selle, A. R., Sethi, S. A., & Harbor, J. M. (2005). Stream ecosystem response to small dam removal: Lessons from the Heartland. *Geomorphology*, 71(1–2), 227–244. doi:10.1016/j.geomorph.2004.04.011
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81(2), 163–82. doi:10.1017/S1464793105006950
- Dudley, N., Harrison, I. J., Kettunen, M., Madgwick, J., & Mauerhofer, V. (2016). Natural solutions for water management of the future: freshwater protected areas at the 6th World Parks Congress. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 121–132. doi:10.1002/aqc.2657
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species : the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
- Epler, J. H. (2001). *Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina: A Guide to the Taxonomy of the Midges of the Southeastern United States, Including Florida*. North Carolina Dept. of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL.
- Esteves, F. A., Suzuki, M., Callisto, M. F. P., & Peres-Neto, P. R. (1995). Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do Estado do Espírito Santo. *Oecologia Brasiliensis*, 1, 407–417.
- Faith, D. P. M. P. R. B. L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69, 57–68.
- Fernández, H. R., & Domínguez, E. (2001). *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo.
- Ferreira, W. R., Paiva, L. T., & Callisto, M. (2011). Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, 71(1), 15–25. doi:10.1590/S1519-69842011000100005
- Gangloff, M. M. (2013). Taxonomic and ecological tradeoffs associated with small dam removals. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(4), 475–480. doi:10.1002/aqc.2383

- Gillette, D. P., Daniel, K., & Redd, C. (2016). Fish and benthic macroinvertebrate assemblage response to removal of a partially breached lowhead dam, 1789(March), 1776–1789. doi:10.1002/rra
- Hansen, J. F., & Hayes, D. B. (2012). Long-term implications of dam removal for macroinvertebrate communities in Michigan and Wisconsin rivers, United States. *River Research and Applications*, 28, 1540–1550. doi:10.1002/rra
- Hughes, R. M., & Peck, D. V. (2008). Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(4), 837–859. doi:10.1899/08-028.1
- IGAM, I. M. de G. das Á. (2014). *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pandeiros - SF9 - Relatório Final Vol. 1*. Belo Horizonte. <http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/planos-diretores/bacia-hidrografica-do-rio-sao-francisco/8224-upgrhsf9rio-pandeiros>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., et al. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection, 22(August 2013), 5–22. doi:10.1002/aqc.2386
- Klemm, D. J., Blocksom, K. A., Thoeny, W. T., Fulk, F. A., Herluhy, A. T., Kaufmann, P. R., & Cormier, S. M. (2002). Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the Mid-Atlantic highlands region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 169–212.
- Legendre, P., & Legendre, L. F. J. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier Science. <https://books.google.com.br/books?id=6ZBOA-iDviQC>
- Leigh, C., Stewart-Koster, B., Sheldon, F., & Burford, M. A. (2012). Understanding multiple ecological responses to anthropogenic disturbance: Rivers and potential flow regime change. *Ecological Applications*, 22(1), 250–263. doi:10.1890/11-0963.1
- Liu, J. K., & Yu, Z. T. (1992). Water quality changes and effects on fish populations in the hanjiang river, china, following hydroelectric dam construction. *Regulated Rivers: Research & Management*, 7(4), 359–368. doi:10.1002/rrr.3450070406
- Magbanua, F. S., Yvette, N., Mendoza, B., Jewel, C., Uy, C., Matthaei, C. D., & Ong, P. S. (2015). Water physicochemistry and benthic macroinvertebrate communities in a tropical reservoir: The role of water level fluctuations and water depth. *Limnologica*, 55, 13–20. doi:10.1016/j.limno.2015.10.002
- Maloney, K. O., Dodd, H. R., Butler, S. E., & Wahl, D. H. (2008). Changes in macroinvertebrate and fish assemblages in a medium-sized river following a breach of a low-head dam. *Freshwater Biology*, 53(5), 1055–1068. doi:10.1111/j.1365-2427.2008.01956.x
- Mantel, S. K., Hughes, D. A., & Muller, N. W. J. (2010). Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1 : Drivers of change – water quantity and quality, 36(APRIL), 361–370.
- Mantel, S. K., Muller, N. W. J., & Hughes, D. A. (2010). Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 2 : Biotic response - abundance and composition of macroinvertebrate communities, 36(APRIL), 361–370.
- Martínez, A., Larrañaga, A., Basaguren, A., Pérez, J., Mendoza-Lera, C., & Pozo, J. (2013). Stream regulation by small dams affects benthic macroinvertebrate communities: From structural changes to functional implications. *Hydrobiologia*, 711(1), 31–42. doi:10.1007/s10750-013-1459-z
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America* (4^a). Iowa: Kendall Hunt Publishing.
- Molozzi, J., Feio, M. J., Salas, F., Marques, J. C., & Callisto, M. (2013). Maximum ecological potential of tropical reservoirs and benthic invertebrate communities. *Environmental Monitoring and*

Assessment, 185(8), 6591–6606. doi:10.1007/s10661-012-3049-3

- Morais, P., Chicharo, M. A., & Chicharo, L. (2009). Changes in a temperate estuary during the filling of the biggest European dam. *Science of The Total Environment*, 407(7), 2245–2259. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.037
- Mugnai, R., Nessimian, J. L., & Baptista, D. F. (2010). *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Orr, C. H., Kroiss, S. J., Rogers, K. L., & Stanley, E. H. (2008). Downstream benthic responses to small dam removal in a coldwater stream, 822(March), 804–822. doi:10.1002/rra.1084
- Pejchar, L., & Warner, K. (2001). A river might run through it again: Criteria for consideration of dam removal and interim lessons from California. *Environmental Management*, 28(5), 561–575. doi:10.1007/s002670010244
- Pereira, D., Mansur, M. C. D., & Pimpão, D. M. (2012). Identificação e diferenciação dos bivalves límnicos invasores dos demais bivalves nativos do Brasil. In M. C. D. Mansur, C. P. dos Santos, D. Pereira, I. C. P. Paz, M. L. L. Zurita, M. T. R. Rodriguez, et al. (Eds.), *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle* (pp. 75–94). Porto Alegre: Redes Editora.
- Pérez, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá: Fondo para la Protección del Medio Ambiente“ José Celestino Mutis.”
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., et al. (1997). The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration N. *BioScience*, 47(11), 769–784. doi:10.2307/1313099
- Poff, N. L., Richter, B. D., Arthington, A. H., Bunn, S. E., Naiman, R. J., Kendy, E., et al. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology*, 55(1), 147–170. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x
- R Development Core Team, R. (2011). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing (Vol. 1). doi:10.1007/978-3-540-74686-7
- Raw, J. L., Perissinotto, R., Miranda, N. A. F., & Peer, N. (2016). Feeding dynamics of *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774). *Journal of Molluscan Studies*, 82(2), 328–335. doi:10.1093/mollus/eyv070
- Renöfält, B. M., Lejon, A. G. C., Jonsson, M., & Nilsson, C. (2013). Long-term taxon-specific responses of macroinvertebrates to dam removal in a mid-sized swedish stream, 1089(June 2012), 1082–1089. doi:10.1002/rra.2592
- Rosenberg, D. M., Danks, H. V., & Lehmkuhl, D. M. (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. *Environmental Management*, 10(6), 773–783. doi:10.1007/BF01867730
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall.
- Santos, C. M., & Eskinazi-Sant’Anna, E. M. (2010). The introduced snail *Melanoides Tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). *Brazilian journal of biology*, 70(1), 1–7. doi:10.1590/S1519-69842010000100003
- Santos, S. B. dos, Thiengo, S. C., Fernandez, M. A., Miyahira, I. C., Gonçalves, I. C. B., Ximenes, R. de F., et al. (2012). Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. In M. C. D. Mansur, C. P. dos Santos, D. Pereira, I. C. P. Paz, M. L. L. Zurita, M. T. R. Rodriguez, et al. (Eds.), *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle* (pp. 25–50). Porto Alegre: Redes Editora.
- Sarkar, D. (2008). *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer New York.

<https://books.google.com.br/books?id=gXxKFWkE9h0C>

- Sugio, K. (1973). *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blucher Ltda.
- Suriano, M. T., Fonseca-Gessner, A. A., Roque, F. O., & Froehlich, C. G. (2011). Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 175(1–4), 87–101. doi:10.1007/s10661-010-1495-3
- Thomson, J. R., Hart, D. D., Charles, D. F., Nightengale, T. L., & Winter, D. M. (2005). Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(1), 192–207. doi:10.1899/0887-3593(2005)024<0192:EOROAS>2.0.CO;2
- Tullos, D., Finn, D. S., & Walter, C. (2014). Geomorphic and ecological disturbance and recovery from two small dams and their removal, 9(9). doi:10.1371/journal.pone.0108091
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics With S*. Springer (4th ed.). New York. doi:10.1007/978-0-387-21706-2
- Walters, D. M., Roy, A. H., & Leigh, D. S. (2009). Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecological Indicators*, 9(6), 1222–1233. doi:10.1016/j.ecolind.2009.02.011
- Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 10, 159–168.
- Xiaocheng, F., Tao, T., Wanxiang, J., Fengqing, L., Naicheng, W., Shuchan, Z., & Qinghua, C. (2008). Impacts of small hydropower plants on macroinvertebrate communities. *Acta Ecologica Sinica*, 28(1), 45–52. doi:10.1016/S1872-2032(08)60019-0
- Yanling, T., Guangxin, Z., Yuesuo, Y., & Yingzhi, G. (2009). Identifying key environmental factors influencing spatial variation of water quality in upper Shitoukoumen Reservoir Basin in Jilin Province, China. *Chinese Geographical Science*, 19(4), 365–374. doi:10.1007/s11769-009-0365-9

8. Anexos

Anexo 1: Valores de variáveis químicas das águas nos sítios amostrais ao longo do rio Pandeiros.

Datas	Sítios Amostrais	pH	OD (mg/L)	N-Total (mg/L)	P-Total (µg/L)	Ortofosfato (µg/L)	Nitrato (µg/L)	Nitrito (µg/L)
set/14	1	6,81	8,7	0,042	6,84	4,44	0,01	0,19
	2	7,62	8,6	0,056	10,85	8,45	0,01	0,08
	3	7,73	9,1	0,063	10,05	9,25	0,03	0,09
	4	7,69	6,8	0,063	16,47	6,84	0,02	0,04
	5	6,75	3,8	0,056	11,66	6,04	0,02	0,04
	6	6,70	9,6	0,042	11,66	5,24	0,01	0,17
	7	7,43	6,1	0,042	7,65	6,84	0,03	0,05
	8	6,47	6,9	0,063	12,46	6,04	0,03	0,05
dez/14	1	6,65	7,6	0,098	7,65	6,04	0,01	0,12
	2	7,07	9,6	0,112	12,46	10,05	0,00	0,13
	3	5,81	9,5	0,049	7,65	6,84	0,02	0,15
	4	7,31	7,1	0,112	5,24	2,84	0,01	0,07
	5	7,14	8,5	0,112	13,26	6,04	0,01	0,15
	6	6,94	7,6	0,098	11,66	7,65	0,00	0,17
	7	7,25	6,6	0,063	20,48	5,24	0,02	0,12
	8	6,84	4,5	0,112	12,46	6,84	0,01	0,10
jan/15	1	6,88	6,9	0,077	11,66	7,65	0,01	0,14
	2	7,13	6,8	0,084	6,04	3,64	0,03	0,09
	3	7,44	6,7	0,063	12,46	9,25	0,00	0,13
	4	6,99	4,1	0,084	14,86	8,45	0,01	0,10
	5	7,47	7,6	0,084	12,46	9,25	0,00	0,07
	6	7,42	9,0	0,098	14,06	9,25	0,01	0,13
	7	7,17	7,6	0,091	17,27	11,66	0,01	0,17
	8	6,88	3,5	0,070	18,87	11,66	0,01	0,15
fev/15	1	7,44	6,9	0,077	4,44	4,44	0,04	0,02
	2	7,87	6,8	0,042	9,25	9,25	0,01	0,04
	3	7,50	6,7	0,070	5,24	5,24	0,00	0,04
	4	6,96	4,1	0,070	5,24	5,24	0,01	0,03
	5	7,68	7,6	0,077	7,65	6,04	0,00	0,02
	6	7,77	8,0	0,049	3,64	3,64	0,01	0,02
	7	7,56	7,6	0,084	17,27	6,04	0,00	0,02
	8	6,86	3,5	0,049	19,67	4,44	0,00	0,05
abr/15	1	6,85	4,8	0,063	11,66	7,65	0,03	0,08
	2	7,22	5,4	0,042	12,46	7,65	0,03	0,10
	3	7,17	6,4	0,028	11,66	5,24	0,03	0,10
	4	7,16	5,2	0,049	6,04	3,64	0,01	0,05
	5	7,74	5,7	0,056	9,25	6,04	0,02	0,09
	6	7,02	4,8	0,049	5,24	4,44	0,01	0,05
	7	7,10	6,1	0,042	12,46	11,66	0,03	0,13
	8	6,64	6,6	0,070	9,25	4,44	0,02	0,07
jun/15	1	7,11	4,8	0,070	11,66	8,45	0,03	0,08
	2	7,13	6,1	0,042	8,45	7,65	0,00	0,07
	3	7,93	5,0	0,035	9,25	5,24	0,01	0,05
	4	7,82	6,7	0,049	6,84	2,84	0,01	0,06
	5	7,50	7,5	0,042	6,84	5,24	0,03	0,05
	6	7,57	6,7	0,028	7,65	5,24	0,01	0,05
	7	7,15	5,0	0,056	7,65	6,04	0,00	0,06
	8	7,42	9,2	0,042	5,24	2,84	0,01	0,02

Anexo 2: Valores de variáveis abióticas das águas nos sítios amostrais ao longo do rio Pandeiros.

Datas	Sítios Amostrais	Temperatura (°C)	Condutividade (µS/cm)	STD (mg/L)	Turbidez (UNT)	Alcalinidade (mEq/L CO ₂)
set/14	1	24,2	80,6	29,5	4,50	640,9
	2	25,2	71,1	75,9	3,81	614,5
	3	22,4	79,2	78,8	3,33	650,3
	4	23,1	73,3	78,7	3,54	652,6
	5	22,9	84,3	39,6	2,52	672,2
	6	23,0	91,4	33,2	3,13	866,6
	7	27,4	86,7	31,5	8,32	654,0
	8	27,8	90,4	33,3	18,67	650,5
dez/14	1	24,9	79,6	27,6	27,30	522,1
	2	26,9	66,9	22,1	30,30	426,9
	3	24,8	71,9	24,4	18,76	486,2
	4	30,8	78,3	27,1	2,10	454,9
	5	26,3	71,2	24,3	20,20	452,9
	6	25,0	76,7	26,5	17,54	582,1
	7	24,9	78,1	27	71,40	510,3
	8	25,3	85,1	29,9	58,00	528,9
jan/15	1	27,0	62,9	70,1	4,32	534,2
	2	26,0	78,5	28,3	3,43	506,8
	3	24,1	88,2	31,3	3,14	580,9
	4	26,3	75,7	25	1,07	745,7
	5	24,5	161,8	66,81	3,15	520,4
	6	22,9	96,2	35,8	2,95	678,9
	7	25,6	87,4	31,9	10,14	634,0
	8	24,5	97,5	36,2	2,06	673,5
fev/15	1	24,0	83,3	29	10,10	660,8
	2	25,0	76,6	25,8	7,39	570,9
	3	25,0	78,9	27,1	5,64	614,4
	4	26,0	66,1	22,1	4,38	794,2
	5	25,0	79,0	27,3	7,18	669,2
	6	25,0	87,1	30,6	5,93	678,6
	7	25,0	85,9	29,6	9,06	610,9
	8	25,0	121,3	42,1	7,15	599,0
abr/15	1	29,4	77,3	27,8	10,69	569,2
	2	27,1	76,9	26,4	8,10	474,3
	3	24,7	101,7	48,1	7,10	512,2
	4	29,2	62,2	20,9	1,04	401,3
	5	26,6	72,7	26,4	7,29	477,5
	6	25,6	85,7	31,5	6,64	579,1
	7	28,2	78,5	28,6	7,41	601,1
	8	27,9	77,8	28,7	2,39	605,2
jun/15	1	20,6	68,3	48,1	3,12	615,0
	2	19,5	73,4	31,8	3,29	554,9
	3	18,7	76,0	34,1	2,32	588,7
	4	19,6	71,3	39	1,89	483,4
	5	18,79	80,6	46,2	1,59	605,2
	6	22,3	86,4	35,8	1,78	689,0
	7	21,4	84,9	41,2	2,85	606,4
	8	21,3	92,2	37,1	2,02	636,6

Anexo 3: Valores de composição granulométrica e porcentagem de matéria orgânica nos sedimentos nos sítios amostrais avaliados ao longo do rio Pandeiros. (AMG: areias muito grossas, AG: areias grossas, AM: areias médias, AF: areias finas, AMF: areias muito finas, MO: matéria orgânica)

Sítios									
Datas	Amostrais	Cascalhos	AMG	AG	AM	AF	AMF	Siltes/Argilas	MO
set/14	1	0,00	0,02	0,03	0,11	0,66	97,88	1,31	0,95
	2	0,00	0,01	0,05	0,08	0,60	97,37	1,88	1,05
	3	0,00	0,01	0,05	0,08	0,60	97,38	1,88	0,87
	4	0,97	1,20	0,63	2,37	28,91	63,27	2,65	4,98
	5	0,00	0,02	0,09	0,32	47,05	52,18	0,35	1,02
	6	0,00	0,00	0,00	0,01	22,37	77,12	0,50	0,53
	7	0,00	0,00	0,44	1,05	1,28	92,91	4,31	1,26
	8	0,00	0,13	0,27	0,25	0,46	97,96	0,92	6,80
dez/14	1	0,00	0,00	0,03	0,05	0,27	98,24	1,41	1,12
	2	0,05	0,06	0,06	0,24	38,02	61,27	0,30	0,51
	3	0,00	0,02	0,11	1,24	76,93	21,59	0,10	0,09
	4	0,07	0,17	0,31	1,84	38,74	57,39	1,48	1,08
	5	0,00	0,00	0,00	0,06	58,11	41,58	0,25	0,11
	6	0,00	0,00	0,02	0,05	22,65	76,64	0,64	0,81
	7	0,08	0,58	1,51	2,03	1,93	86,71	7,17	5,13
	8	4,53	13,24	23,02	18,56	17,57	17,28	5,79	48,26
jan/15	1	0,00	0,00	0,01	0,04	0,11	98,24	1,60	0,60
	2	0,00	0,00	0,00	0,04	65,77	33,98	0,21	0,38
	3	0,00	0,00	0,04	0,50	78,10	21,00	0,35	0,27
	4	0,29	0,55	1,36	3,40	39,86	53,21	1,33	1,44
	5	0,00	0,00	0,02	0,21	54,86	44,57	0,35	0,27
	6	0,00	0,00	0,00	0,02	28,00	71,75	0,23	0,28
	7	0,02	0,18	1,13	2,56	3,23	85,78	7,10	3,27
	8	0,50	6,69	19,65	15,65	15,14	30,70	11,66	22,77
fev/15	1	0,00	0,02	0,11	0,20	0,52	97,58	1,58	0,81
	2	0,04	0,05	0,04	0,11	27,94	71,29	0,52	0,46
	3	0,00	0,02	0,23	1,51	80,95	17,05	0,23	0,28
	4	0,16	0,11	0,26	2,05	42,38	54,26	0,77	1,18
	5	0,00	0,01	0,01	0,11	40,44	58,86	0,57	0,37
	6	0,00	0,00	0,01	0,04	14,93	84,56	0,46	0,37
	7	0,00	0,07	0,71	1,95	2,43	89,96	4,88	1,99
	8	0,14	3,37	16,06	17,22	17,73	32,12	13,36	28,77
abr/15	1	0,00	0,02	0,07	0,10	0,67	97,89	1,25	1,15
	2	0,00	0,01	0,01	0,09	37,59	61,96	0,34	0,65
	3	0,05	0,08	0,29	1,66	79,08	18,63	0,22	0,62
	4	0,09	0,16	0,37	1,74	35,60	60,75	1,28	1,74
	5	0,02	0,05	0,15	0,29	15,19	82,75	1,54	1,12
	6	0,00	0,00	0,01	0,03	29,92	69,57	0,47	0,61
	7	0,14	0,30	0,88	1,93	1,97	89,09	5,68	3,58
	8	0,00	2,15	13,75	20,44	20,82	29,71	13,12	36,62
jun/15	1	0,00	0,03	0,12	0,17	0,55	97,41	1,71	1,46
	2	0,00	0,00	0,01	0,05	20,79	78,54	0,61	0,75
	3	0,00	0,06	0,20	1,41	68,77	28,92	0,64	0,92
	4	0,03	0,13	0,28	1,83	41,68	54,96	1,08	1,69
	5	0,00	0,01	0,05	0,13	22,90	76,02	0,88	0,89
	6	0,04	0,02	0,04	0,10	25,84	73,34	0,61	1,32
	7	0,00	0,30	1,23	1,48	2,02	92,32	2,65	2,35
	8	0,09	0,46	1,08	1,05	2,63	93,74	0,95	1,88

Anexo 4: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	
Annelida	Hirudinea	11	14	50	5	3	7	0	10
Annelida	Oligochaeta	297	360	394	156	24	251	597	292
Coleoptera	Dytiscidae	9	21	9	9	2	1	6	48
Coleoptera	Elmidae	39	158	139	3	303	1399	20	7
Coleoptera	Gyrinidae	0	0	2	1	13	0	1	85
Coleoptera	Haliplidae	3	1	3	0	0	1	0	11
Coleoptera	Hydrophilidae	0	0	2	0	0	0	0	1
Coleoptera	Lampyridae	0	0	18	0	0	0	0	0
Coleoptera	Lutrochidae	0	0	0	0	0	0	0	1
Coleoptera	Noteridae	0	0	0	1	0	2	1	8
Coleoptera	Scirtidae	0	0	0	0	1	0	0	1
Coleoptera	Staphylinidae	0	1	0	0	0	0	0	1
Diptera	Ceratopogonidae	31	24	1	27	7	47	7	2
Diptera	Chaoboridae	1	0	0	17	0	0	6	17
Diptera	Chironomidae	486	1426	223	494	429	1558	586	265
Diptera	Culicidae	0	7	2	8	0	5	6	18
Diptera	Dixidae	0	0	1	1	0	0	0	0
Diptera	Empididae	0	2	0	0	2	4	0	0
Diptera	Psychodidae	2	0	0	3	0	0	1	1
Diptera	Simuliidae	0	4	0	19	15	70	13	0
Diptera	Stratiomyidae	5	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Tabanidae	52	0	2	2	2	0	1	1
Diptera	Thaumaleidae	1	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Tipulidae	15	0	3	2	1	0	3	1
Ephemeroptera	Baetidae	197	584	66	17	726	786	119	6
Ephemeroptera	Caenidae	0	1	10	4	36	14	0	72
Ephemeroptera	Leptohyphidae	68	597	65	6	260	1333	109	5
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	50	84	2	8	197	300	1	0
Ephemeroptera	Oligoneuriidae	0	0	0	0	1	0	0	0
Ephemeroptera	Polymitarcyidae	1	2	0	0	0	0	0	0
Hemiptera	Belostomatidae	13	2	1	0	14	18	1	4
Hemiptera	Corixidae	4	0	1	4	0	0	4	20
Hemiptera	Naucoridae	6	20	8	0	37	127	0	0
Hemiptera	Pleidae	1	0	0	0	12	3	0	1
Lepidoptera	Pyrilidae	2	4	8	0	38	57	6	1
Megaloptera	Corydalidae	0	0	0	0	0	1	0	0
Mollusca	Ampullariidae	3	2	2	0	5	39	33	0
Mollusca	Ancylidae	6	1	1	0	22	21	14	0
Mollusca	Bivalvia	1048	2064	912	211	819	310	2193	1223
Mollusca	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	30	0	70	20	0	0
Mollusca	Hydrobiidae	0	0	1	0	342	4	0	99
Mollusca	Lymnaeidae	0	0	1	0	0	0	0	0
Mollusca	<i>Melanooides tuberculata</i>	1	0	13488	0	512	17	0	93
Mollusca	Physidae	0	0	23	0	0	0	0	1
Mollusca	Planorbidae	0	0	34	3	1	0	7	53
Odonata	Aeshnidae	0	0	21	5	0	0	0	12
Odonata	Calopterygidae	10	12	1	0	50	8	1	0
Odonata	Coenagrionidae	31	4	7	6	0	4	58	9
Odonata	Corduliidae	4	18	13	17	27	34	4	2
Odonata	Dictericidae	0	0	1	0	0	0	0	0
Odonata	Gomphidae	97	115	51	9	117	50	180	9

Odonata	Libellulidae	34	56	69	44	67	16	9	48
Odonata	Megapodagrionidae	0	0	1	0	0	0	0	0
Odonata	Perilestidae	0	0	0	1	0	0	1	0
Odonata	Protoneuridae	3	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Gripopterygidae	0	0	0	0	0	3	0	0
Plecoptera	Perlidae	0	2	0	0	0	55	0	0
Trichoptera	Anomalopsychidae	1	2	1	1	0	0	0	1
Trichoptera	Calamoceratidae	0	0	2	0	5	1	0	0
Trichoptera	Glossosomatidae	0	2	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Helicopsychidae	346	115	24	0	59	117	22	0
Trichoptera	Hydropsychidae	41	92	28	3	148	135	17	0
Trichoptera	Hydroptilidae	1	3	3	1	3	14	0	0
Trichoptera	Leptoceridae	44	44	10	3	43	43	19	2
Trichoptera	Odontoceridae	0	3	5	0	20	32	2	0
Trichoptera	Polycentropodidae	0	0	0	0	1	1	12	0
Trichoptera	Sericostomatidae	1	2	1	1	10	3	1	0

Anexo 5: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em setembro de 2014 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8	
Annelida	Hirudinea	0	0	0	3	0	0	0	0	
	Oligochaeta	17	30	28	24	2	79	19	1	
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	2	0	1	0	1	45	
	Elmidae	8	23	31	0	23	375	6	5	
	Gyrinidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	8	
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	0	8	
Diptera	Ceratopogonidae	1	0	0	0	2	1	0	0	
	Chaoboridae	0	0	0	0	0	0	0	5	
	Chironomidae	123	147	56	111	15	459	49	7	
	Culicidae	0	0	2	0	0	0	0	0	
	Empididae	0	0	0	0	0	2	0	0	
	Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Simuliidae	0	0	0	0	0	1	0	0	
	Tabanidae	7	0	1	0	0	0	0	0	
	Tipulidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Ephemeroptera	Baetidae	21	10	22	0	6	36	11	0
		Leptohephalidae	3	29	7	0	7	111	2	0
Leptophlebiidae		2	4	0	0	1	4	0	0	
Hemiptera	Belostomatidae	0	0	1	0	1	3	0	3	
	Naucoridae	1	0	7	0	1	8	0	0	
Lepidoptera	Pyrilidae	0	0	0	0	4	1	0	0	
Megaloptera	Corydalidae	0	0	0	0	0	1	0	0	
Mollusca	Ampullariidae	0	0	0	2	0	0	0	0	
	Ancylidae	1	0	0	0	0	0	1	0	
	Bivalvia	3	114	42	0	3	38	1	63	
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	0	0	4	0	0	0	
	Hydrobiidae	0	0	0	0	13	0	0	16	
	<i>Melanooides tuberculata</i>	0	0	599	0	6	0	0	0	
	Physidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	8	
	Odonata	Calopterygidae	1	0	0	0	5	1	0	0
		Coenagrionidae	1	0	1	0	0	1	4	0
Corduliidae		1	0	0	0	0	0	0	0	
Gomphidae		3	3	3	1	4	3	7	0	
Libellulidae		2	1	4	0	5	3	0	1	
Protoneuridae		1	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Helicopsychidae	12	0	0	0	0	7	3	0	
	Hydropsychidae	3	0	0	0	0	4	1	0	
	Hydroptilidae	1	0	0	0	0	8	0	0	
	Leptoceridae	0	1	0	0	0	4	0	0	
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	2	0	

Anexo 6: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em dezembro de 2014 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8	
Annelida	Hirudinea	0	0	10	1	0	0	0	3	
	Oligochaeta	12	44	96	68	0	15	63	36	
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	0	0	0	0	3	2	
	Elmidae	19	82	39	1	69	95	6	1	
	Gyrinidae	0	0	0	0	1	0	1	76	
Diptera	Ceratopogonidae	1	2	0	23	0	1	0	0	
	Chironomidae	7	33	21	36	21	49	200	134	
	Culicidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Empididae	0	2	0	0	0	0	0	0	
	Simuliidae	0	2	0	0	13	17	0	0	
	Tabanidae	1	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Tipulidae	0	0	0	2	1	0	1	0	
	Baetidae	7	149	2	0	56	55	30	6	
	Caenidae	0	0	0	1	5	0	0	65	
	Leptohyphidae	3	160	7	0	39	48	21	0	
Hemiptera	Leptophlebiidae	2	38	0	0	35	7	0	0	
	Belostomatidae	0	0	0	0	6	1	0	0	
	Corixidae	0	0	0	0	0	0	4	20	
	Naucoridae	0	8	0	0	2	9	0	0	
	Pleidae	0	0	0	0	2	0	0	0	
Lepidoptera	Pyalidae	0	1	0	0	2	1	0	0	
Mollusca	Ampullariidae	0	0	1	0	0	0	0	1	
	Ancylidae	1	0	0	0	0	0	6	0	
	Bivalvia	93	129	11	98	18	2	94	4	
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	
	Hydrobiidae	0	0	0	0	37	0	0	0	
	<i>Melanoides tuberculata</i>	1	0	1489	0	20	0	0	0	
	Physidae	0	0	5	0	0	0	0	0	
	Planorbidae	0	0	7	0	0	0	0	21	
	Odonata	Calopterygidae	0	2	0	0	11	0	0	0
		Coenagrionidae	6	0	0	0	0	0	8	3
Corduliidae		0	1	0	2	2	0	0	0	
Gomphidae		1	1	5	0	3	0	12	0	
Libellulidae		0	8	1	7	8	2	2	23	
Plecoptera	Gripopterygidae	0	0	0	0	0	1	0	0	
	Perlidae	0	2	0	0	0	53	0	0	
Trichoptera	Helicopsychidae	135	95	1	0	4	17	1	0	
	Hydropsychidae	13	77	2	1	25	23	3	0	
	Hydroptilidae	0	0	0	0	2	2	0	0	
	Leptoceridae	15	2	1	0	1	3	1	0	
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	1	0	0	

Anexo 7: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em janeiro de 2015 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8
Annelida	Hirudinea	0	5	6	1	1	0	0	3
	Oligochaeta	42	9	57	8	14	33	128	103
Coleoptera	Dytiscidae	0	1	1	0	0	0	0	0
	Elmidae	0	4	1	0	78	112	2	0
	Gyrinidae	0	0	0	0	1	0	0	1
	Haliplidae	0	0	3	0	0	0	0	0
	Lutrochidae	0	0	0	0	0	0	0	1
	Noteridae	0	0	0	0	0	0	1	0
	Ptilodactylidae	0	0	0	0	0	1	0	0
	Diptera	Ceratopogonidae	1	2	0	0	0	7	0
	Chaoboridae	0	0	0	8	0	0	0	0
	Chironomidae	59	350	26	78	58	338	71	72
	Culicidae	0	0	0	1	0	0	0	17
	Empididae	0	0	0	0	2	1	0	0
	Simuliidae	0	0	0	0	0	2	0	0
	Tipulidae	9	0	2	0	0	0	2	1
Ephemeroptera	Baetidae	41	23	5	2	43	32	8	0
	Caenidae	0	0	0	0	18	6	0	7
	Leptohyphidae	10	117	5	0	60	350	2	2
	Leptophlebiidae	15	2	0	0	37	69	0	0
Hemiptera	Polymitarcyidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Belostomatidae	2	0	0	0	6	13	0	0
	Corixidae	4	0	0	4	0	0	0	0
	Naucoridae	0	0	0	0	11	9	0	0
	Pleidae	1	0	0	0	3	1	0	0
Lepidoptera	Pyrilidae	0	0	0	0	8	8	0	1
Mollusca	Ampullariidae	0	0	1	0	0	0	0	7
	Ancylidae	1	2	1	0	4	0	19	0
	Bivalvia	1	17	46	3	165	9	467	656
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	3	0	39	6	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	32	4	0	99
	<i>Melanoides tuberculata</i>	0	0	2089	0	99	6	0	14
	Planorbidae	0	0	5	1	1	0	0	21
	Odonata	Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0
	Calopterygidae	0	2	0	0	3	1	0	0
	Coenagrionidae	5	0	0	1	0	0	9	1
	Gomphidae	1	12	1	0	43	5	71	6
	Libellulidae	0	2	15	11	26	3	2	3
Plecoptera	Perlidae	0	0	0	0	0	2	0	0
Trichoptera	Helicopsychidae	15	2	1	0	22	12	2	0
	Hydropsychidae	0	0	8	1	73	82	5	0
	Hydroptilidae	0	1	1	0	1	1	0	0
	Leptoceridae	9	2	0	0	4	22	2	1
	Odontoceridae	0	0	0	0	3	0	0	0

Anexo 8: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em fevereiro de 2015 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8	
Annelida	Hirudinea	0	1	11	0	0	0	0	4	
	Oligochaeta	3	6	63	40	0	28	77	94	
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	1	5	0	1	2	0	
	Elmidae	2	18	7	1	37	57	0	0	
	Gyrinidae	0	0	0	0	2	0	0	3	
	Haliplidae	0	1	0	0	0	1	0	2	
	Hydrophilidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Noteridae	0	0	0	1	0	0	0	0	
	Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
Diptera	Ceratopogonidae	0	8	0	2	1	7	6	0	
	Chironomidae	60	564	9	103	82	208	55	29	
	Culicidae	0	0	0	7	0	0	1	0	
	Dixidae	0	0	0	1	0	0	0	0	
	Psychodidae	0	0	0	3	0	0	1	0	
	Simuliidae	0	0	0	19	0	41	7	0	
	Tipulidae	6	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Baetidae	69	117	6	4	181	203	23	0	
	Caenidae	0	0	0	0	6	6	0	0	
	Leptohyphidae	25	136	8	5	13	252	23	2	
	Leptophlebiidae	8	7	2	1	62	41	0	0	
	Oligoneuriidae	0	0	0	0	1	0	0	0	
	Polymitarcyidae	1	1	0	0	0	0	0	0	
Hemiptera	Belostomatidae	8	2	0	0	0	1	0	0	
	Naucoridae	0	4	0	0	9	23	0	0	
	Pleidae	0	0	0	0	4	0	0	0	
Lepidoptera	Pyalidae	0	2	2	0	9	10	0	0	
Mollusca	Ampullariidae	0	0	2	1	0	0	0	0	
	Ancylidae	0	0	1	0	1	39	7	0	
	Bivalvia	45	226	239	33	252	24	396	228	
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	5	0	8	9	0	0	
	Hydrobiidae	0	0	0	0	48	0	0	0	
	<i>Melanooides tuberculata</i>	0	0	4084	0	202	10	0	68	
	Physidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Planorbidae	0	0	8	2	0	0	4	0	
	Odonata	Aeshnidae	1	2	1	1	0	0	0	0
		Calopterygidae	5	4	0	0	12	3	0	0
Coenagrionidae		6	3	2	4	0	0	14	1	
Corduliidae		1	9	4	9	6	4	1	0	
Dicterae		0	0	1	0	0	0	0	0	
Gomphidae		17	19	11	2	34	19	41	1	
Libellulidae		5	12	12	15	8	7	3	0	
Megapodagrionidae		0	0	1	0	0	0	0	0	
Perilestidae		0	0	0	1	0	0	0	0	
Trichoptera		Anomalopsychidae	0	0	0	0	3	1	0	0
		Calamoceratidae	0	0	0	0	3	1	0	0
	Helicopsychidae	116	6	4	0	10	38	2	0	
	Hydropsychidae	16	15	3	1	10	13	3	0	
	Hydroptilidae	0	2	1	0	0	0	0	0	
	Leptoceridae	1	14	5	1	6	5	15	0	
	Odontoceridae	1	0	0	0	2	11	0	0	
	Polycentropodidae	0	0	0	0	1	0	10	0	
	Sericostomatidae	0	0	0	1	1	1	0	0	

Anexo 9: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em abril de 2015 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8
Annelida	Hirudinea	1	4	17	0	0	0	0	0
	Oligochaeta	170	191	130	22	2	77	183	59
Coleoptera	Dytiscidae	0	0	2	2	0	0	0	0
	Elmidae	8	19	59	0	35	599	3	1
	Gyrinidae	0	0	1	1	8	0	0	2
	Haliplidae	3	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrophilidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	Lampyridae	0	0	18	0	0	0	0	0
	Scirtidae	0	0	0	0	1	0	0	1
	Staphylinidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Diptera	Ceratopogonidae	4	1	1	0	2	16	0
Chaoboridae		0	0	0	0	0	0	6	4
Chironomidae		69	67	98	72	129	167	77	3
Culicidae		0	0	0	0	0	0	5	0
Psychodidae		1	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae		0	2	0	0	2	8	6	0
Stratiomyidae		5	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae		0	0	0	0	0	0	0	1
Thaumaleidae		1	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera		Baetidae	42	73	28	5	358	85	41
	Caenidae	0	0	10	1	5	2	0	0
	Leptohyphidae	23	56	37	0	72	282	38	0
	Leptophlebiidae	17	21	0	0	38	86	1	0
Hemiptera	Belostomatidae	3	0	0	0	1	0	1	0
	Corixidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	Naucoridae	3	4	1	0	7	33	0	0
	Pleidae	0	0	0	0	3	0	0	0
Lepidoptera	Pyrilidae	2	0	5	0	6	12	1	0
Mollusca	Ampullariidae	0	0	15	2	0	0	0	4
	Bivalvia	369	633	303	27	122	75	352	131
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	15	0	4	5	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	0	59	0	0	0
	Lymnaeidae	0	0	1	0	0	0	0	0
	<i>Melanoides tuberculata</i>	0	0	4371	0	117	1	0	8
	Physidae	0	0	16	0	0	0	0	0
	Planorbidae	0	0	14	0	0	0	3	2
Odonata	Calopterygidae	4	2	1	0	2	0	0	0
	Coenagrionidae	6	0	4	0	0	1	20	0
	Corduliidae	2	0	0	6	15	4	3	2
	Gomphidae	41	26	21	2	13	19	17	1
	Libellulidae	3	20	35	2	8	0	0	6
	Protoneuridae	2	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Gripopterygidae	0	0	0	0	0	2	0	0
Trichoptera	Anomalopsychidae	6	1	1	0	18	20	14	0
	Calamoceratidae	0	0	2	0	2	0	0	0
	Glossopsomatidae	0	1	0	0	0	0	0	0
	Helicopsychidae	39	6	17	0	16	35	9	0
	Hydropsychidae	0	0	6	0	0	0	0	0
	Leptoceridae	4	2	7	0	4	1	2	0
	Odontoceridae	0	3	0	0	17	32	0	0
	Sericostomatidae	1	1	1	0	9	0	1	0

Anexo 10: Total de macroinvertebrados bentônicos coletados em junho de 2015 nos sítios amostrais.

<i>Taxa</i>		1	2	3	4	5	6	7	8	
Annelida	Hirudinea	10	4	6	0	2	7	0	0	
	Oligochaeta	35	55	24	9	4	49	73	0	
Coleoptera	Dytiscidae	9	20	3	2	1	0	0	1	
	Elmidae	2	12	2	1	61	161	3	0	
	Gyrinidae	0	0	0	0	1	0	0	3	
	Haliplidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Noteridae	0	0	0	0	0	2	0	0	
	Diptera	Ceratopogonidae	24	11	0	2	2	15	1	2
	Chaoboridae	1	0	0	9	0	0	0	8	
	Chironomidae	168	265	13	94	124	337	134	20	
	Culicidae	0	7	0	0	0	5	0	0	
	Dixidae	0	0	1	0	0	0	0	0	
	Empididae	0	0	0	0	0	1	0	0	
	Psychodidae	1	0	0	0	0	0	0	0	
	Simuliidae	0	0	0	0	0	1	0	0	
	Tabanidae	44	0	1	2	2	0	1	0	
Ephemeroptera	Baetidae	17	212	3	6	82	375	6	0	
	Caenidae	0	1	0	2	2	0	0	0	
	Leptohyphidae	4	99	1	1	69	290	23	1	
	Leptophlebiidae	6	12	0	7	24	93	0	0	
Hemiptera	Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Naucoridae	2	4	0	0	7	45	0	0	
	Pleidae	0	0	0	0	0	2	0	1	
Lepidoptera	Pyalidae	0	1	1	0	9	25	5	0	
Mollusca	Ampullariidae	0	0	2	0	0	0	0	0	
	Bivalvia	171	426	10	23	140	125	532	73	
	<i>Corbicula fluminea</i>	0	0	7	0	14	0	0	0	
	Hydrobiidae	0	0	0	0	166	0	0	0	
	<i>Melanoides tuberculata</i>	0	0	856	0	68	0	0	3	
	Physidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0	1	
	Odonata	Calopterygidae	0	2	0	0	17	3	1	0
		Coenagrionidae	7	1	0	1	0	2	3	4
	Corduliidae	0	8	9	0	4	26	0	0	
	Gomphidae	34	54	10	4	20	4	32	1	
	Libellulidae	24	13	2	9	12	1	2	15	
	Perilestidae	0	0	0	0	0	0	1	0	
Trichoptera	Anomalopsychidae	0	0	0	0	1	0	0	0	
	Glossossomatidae	0	1	0	0	0	0	0	0	
	Helicopsychidae	29	6	1	0	7	8	5	0	
	Hydropsychidae	0	0	9	0	40	10	3	0	
	Hydroptilidae	0	0	1	1	0	3	0	0	
	Leptoceridae	10	6	0	0	31	13	1	0	
	Odontoceridae	0	0	5	0	0	0	2	0	
	Sericostomatidae	0	1	0	0	0	2	0	0	