



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

Dissertação de Mestrado

**Impacto de um trecho de vazão reduzida nas comunidades de
macroinvertebrados bentônicos**



Daniel Marchetti Maroneze

Orientador:

Prof. Dr. Marcos Callisto

(Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG)

Belo Horizonte, fevereiro de 2010.

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

**Impacto de um trecho de vazão reduzida nas comunidades de
macroinvertebrados bentônicos**

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

Daniel Marchetti Maroneze

Orientador:

Prof. Dr. Marcos Callisto

(Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG)

Belo Horizonte, fevereiro de 2010.

ERRATA

Página 13 - onde se lê "Figura 5: [...] rio Araguari - MG", leia-se "Figura 5: [...] rio Araguari - MG. Imagem Consórcio Capim Branco Energia".

Página 70 - onde se lê "Tabela 3: Continuação", leia-se "Tabela 4: Continuação".

Página 71 - onde se lê "Tabela 3: Continuação", leia-se "Tabela 4: Continuação".

Página 84 - onde se lê "Por fim, destaca-se [...] UHE Amador Aguiar I", leia-se "Por fim, destaca-se [...] UHE Amador Aguiar I (Paulo, 2007)".

Financiamento:



Bolsa:



Apoio:



*Aos meus pais, à minha irmã, à minha
avó (in memoriam) e à Vanessa por
todo amor, carinho e paciência.*

“Seja você quem for, seja qual for a posição social que você tenha na vida, a mais alta ou a mais baixa, tenha sempre como meta muita força, muita determinação e sempre faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus, que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá”.

Ayrton Senna

Agradecimentos

A Deus, por toda a força para chegar até aqui e por todas as experiências da minha vida.

Ao Professor Dr. Marcos Callisto pela oportunidade, pela disponibilidade com que me recebeu em seu grupo de pesquisa mesmo não me conhecendo previamente e também por fornecer todo o apoio acadêmico e a infra-estrutura do Laboratório de Ecologia de Bentos sem os quais este trabalho não poderia ter sido realizado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e a todos os professores por proporcionarem minha formação acadêmica e profissional.

Ao professor Dr. Gilmar Bastos Santos (PUC-Minas), professor Dr. José Fernandes Bezerra Neto (UFMG) e a Dra. Lenora Nunes Ludolf Gomes (UFMG) por terem gentilmente aceito o convite para compor a banca desta dissertação.

Ao professor Dr. José Francisco Gonçalves Júnior (UNB) pelas valiosas sugestões e críticas que contribuíram para a melhora deste trabalho. Ao professor Dr. Robert M. Hughes da Oregon State University pela correção do abstract.

Ao consórcio Capim Branco Energia por financiar este projeto. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Carlos Bernardo Mascarenhas Alves (Cacá) pela paciência, ajuda e orientação na sua área de conhecimento e por gentilmente ter cedido os peixes coletados por sua equipe para análise dos conteúdos estomacais. Ao Taynan Henrique Tupinambás pela realização deste projeto no ano de 2005.

Ao Rener Gregório, no início apenas um colega de laboratório, hoje amigo e irmão para toda uma vida. À Juliana França por todo carinho e dedicação devotados a mim desde a minha chegada no LEB. A vocês dois agradeço a ajuda fundamental nas coletas.

À Joseline Molozzi pela amizade sincera e por ter sido minha “segunda família” durante esta breve passagem por Minas Gerais. Ao Raphael Ligeiro, Wander Ferreira, Ana Paula Ramos

Eller, Clarissa Dantas, Adriana Lessa Viana, Lurdeemar Tavares, Kele Rocha e Jéssica Soares pelo apoio no laboratório e pela amizade e companheirismo em vários momentos.

Ao Wander Ferreira e Sophia Morais (*in memoriam*) pela gentileza e paciência em me ensinarem a identificar os macroinvertebrados bentônicos. Ao Ciro Vaz pela confecção do mapa. Aos demais colegas do LEB e NUVELHAS / Projeto Manuelzão por toda a ajuda e pelos ótimos momentos compartilhados.

À Clarissa Chalub (Laboratório de Conservação e Manejo de Peixes – UFMG) pela ajuda na dissecação dos peixes. Ao Daniel Coscarelli (Laboratório de Malacologia – UFMG) pela identificação dos exemplares de *Corbicula fluminea*.

A todos os amigos da turma ECMVS 2008/2010, em especial Atenágoras, Akemi, Diego, Gitana, Nelson e Silvana, companheiros de todas as disciplinas e responsáveis por ótimos momentos de convivência e descontração durante estes dois últimos anos.

À Joyce e Fred da secretaria da Pós-Graduação em ECMVS pelo auxílio nos problemas burocráticos e pela preocupação na tentativa de resolvê-los.

Ao Seu Nelson, barqueiro do projeto, pela ajuda e pelos ensinamentos.

À Profª Dra. Dileimar Machado Nalim Gallegos da Universidade Estadual de Londrina por não medir esforços para que meus sonhos acadêmicos tornassem-se reais, por vibrar com minhas conquistas como se fossem suas, pela motivação constante e amizade.

À Vanessa, pelo amor, dedicação, cumplicidade, compreensão dos meus momentos de ausência e acima de tudo por ter sido a grande responsável pelos melhores momentos de minha vida em Belo Horizonte. Van, sem você as coisas teriam sido muito mais difíceis!

Aos meus pais (Francisco e Gleyce) e a minha irmã (Camila) não tenho palavras para agradecer por tudo o que eles fazem e fizeram por mim. Vocês são o maior exemplo que a vida poderia me dar!

A todos que colaboraram direta ou indiretamente para realização e finalização deste trabalho.

Sumário

Resumo	1
Abstract	3
Introdução Geral	5
Área de Estudo	10
Capítulo 1	19
<i>Efeitos da implantação de um trecho de vazão reduzida sobre a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.</i>	
Capítulo 2	58
<i>Peixes como ferramenta ecológica complementar em inventários de biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos.</i>	
Conclusões	83
Considerações Finais e Perspectivas Futuras	84
Referências Bibliográficas	86
Anexos	91

Resumo

A construção de barragens constitui uma das principais ameaças à diversidade biológica. Ao alterarem a vazão natural de um rio, as represas modificam os habitats fluviais tornando-os inadequados para o crescimento e reprodução de diversas espécies aquáticas. O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da implantação de um trecho de vazão reduzida com soleiras vertentes sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos do rio Araguari (MG). Paralelamente foi avaliada a importância da análise de conteúdos estomacais de peixes como complemento em inventários de biodiversidade bentônicos. As coletas foram realizadas em seis estações amostrais ao longo de um trecho de 9 Km de extensão situado à jusante da UHE Amador Aguiar I antes (fase lótica) e após (fase semi-lêntica) a redução da vazão. A vazão média foi reduzida de $346 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (aproximadamente 98%). Não foram registradas mudanças na riqueza taxonômica, diversidade e biomassa total. O número de indivíduos por m^2 dos grupos *Ablabesmyia*, *Tanytarsus*, Leptoceridae e Polycentropodidae aumentaram significativamente no primeiro ano após a perda e fragmentação dos habitats lóticos provocadas pela redução da vazão e construção das soleiras vertentes (ANOVA; $p < 0.05$). Uma análise de similaridade (ANOSIM) apontou diferenças estatísticas na composição taxonômica, porém a distinção dos grupos não foi completa, havendo sobreposição das comunidades entre as fases lótica e semi-lêntica ($R = 0,32$; $p < 0,01$). Em ambas as fases a macrofauna foi caracterizada pelo domínio de grupos taxonômicos tolerantes a distúrbios antrópicos (p. ex. Chironomidae, Ceratopogonidae e Oligochaeta) e pela presença do bivalve invasor *Corbicula fluminea*, sugerindo que o rio Araguari já encontrava-se degradado por atividades humanas. Devido à presença de *Corbicula fluminea* sugere-se a continuidade do biomonitoramento na área, a fim de verificar se esta espécie será beneficiada pelas novas

condições ambientais. Desde o início dos anos 80, o rio Araguari vem sendo continuamente submetido a impactos antrópicos (construção de barramentos em cascata, urbanização e a substituição da vegetação nativa por pastagens e cultivos agrícolas). Estas atividades têm levado ao empobrecimento de suas comunidades biológicas e, conseqüentemente, alterado o funcionamento do ecossistema. As espécies de peixes, principalmente *Leporinus amblyrhynchus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pimelodus maculatus*, consumiram uma ampla variedade de macroinvertebrados bentônicos. Alguns *taxa* registrados em seus estômagos não foram encontrados nas amostras de sedimento coletadas com draga de Van Veen. Desta maneira, os peixes podem ser utilizados como amostradores alternativos sendo a análise de seus conteúdos estomacais uma técnica eficiente quando for necessário complementar inventários taxonômicos obtidos através de amostragens tradicionais de sedimento.

Palavras-chaves: soleiras vertentes, vazão reduzida, represas, bentos, conteúdo estomacal, amostradores, peixes.

Abstract

Currently the construction of dams is a major threat to freshwater biodiversity. Flow modification by impoundments causes habitat degradation, negatively affecting the production, range and richness of riverine species. The objective of this study was to evaluate the effects of a reduced and constant flow on benthic macroinvertebrate communities along a segment of the Araguari river (MG) that is partially regulated by rock weirs. In addition, it was compared fish stomach contents with benthic taxonomic inventories. Macroinvertebrates and fishes were collected at six sampling stations along a 9 km segment downstream of the Amador Aguiar I Dam (MG) before (lotic phase) and after (semi-lentic phase) flow reduction. Discharge decreased by an average of 98% ($346 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ to $7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). There were no changes in the number of taxa, diversity and total biomass. Densities per m^2 of *Ablabesmyia*, *Tanytarsus*, Leptoceridae and Polycentropodidae were significantly higher in the first year following discharge reduction (ANOVA; $p < 0.05$). Analysis of similarity (ANOSIM) suggested statistically differences in community composition but lotic and semi-lentic groups were strongly overlapped ($R = 0.32$; $p < 0.01$). In both phases, the macroinvertebrate communities colonizing the river were dominated by tolerant taxa (e.g., Chironomidae, Ceratopogonidae and Oligochaeta) and an alien mollusk (*Corbicula fluminea*) suggesting that they had been previously modified or degraded. Because of the presence of *Corbicula fluminea*, it is recommended that biomonitoring be continued to verify whether this species expands its range and increases its numbers. Since 1980, Araguari river has been continuously modified by human activities (proliferation of dams, urbanization, deforestation and agricultural land use) that probably caused biodiversity loss and, consequently, altered the ecosystem functioning. The fishes, especially *Leporinus amblyrhynchus*, *Iheringichthys labrosus* and *Pimelodus*

maculatus, consumed a wide variety of benthic macroinvertebrates. Some taxa recorded in their stomachs were not found in sediment samples collected with a Van Veen dredge. Thus, fishes can be used as an additional sampling method for macroinvertebrates, and the analysis of their stomach contents is an efficient technique to complement taxonomic inventories obtained by traditional sediment samples.

Key-words: rock weir , reduced flow, dams, benthos, stomach contents, samplers, fish.

Introdução Geral

Historicamente os rios constituem a base do desenvolvimento econômico na sociedade humana (Gleick, 2000). A água doce é utilizada pelo homem para geração de energia elétrica, armazenamento para uso público, navegação, propósitos industriais, agrícolas e turísticos (Tundisi & Matsumara-Tundisi, 2003; Baron & Poff, 2004). Como consequência, diversos ecossistemas fluviais têm sido alterados (Nilsson *et al.*, 2005). Cerca de 60 % dos maiores rios do mundo foram fragmentados por represas, desviados ou canalizados (Coelho, 2008). No sul e sudeste brasileiro, a maioria das bacias hidrográficas encontra-se regulada (Tundisi, 2007), tendo sido construídos reservatórios em cascata nos seus principais rios, tais como o Tietê (Barbosa *et al.*, 1999), o Paranapanema (Felisberto & Rodrigues, 2005) e o São Francisco (Callisto *et al.*, 2005).

Apesar de indispensáveis para expansão econômica, as barragens são consideradas uma das principais ameaça à diversidade biológica (Agostinho *et al.*, 2005, Dudgeon *et al.*, 2006). Ao alterarem a vazão natural de um rio elas causam mudanças nas características físicas e químicas da água (p. ex. temperatura, pH, teores de oxigênio dissolvido, turbidez) e nas condições originais dos habitats hidráulicos (p. ex. velocidade da corrente e profundidade) (Junk & Mello, 1990; Graf, 1999; Cortes *et al.*, 2002; Acreman & Dunbar, 2004). Estas modificações são observadas tanto nas áreas a montante como nos trechos a jusante dos reservatórios (Junk & Mello, 1990; Brandt, 2000; Chung *et al.*, 2008). Como muitas espécies que compõem as comunidades aquáticas requerem nichos especiais à medida que os habitats fluviais são transformados pelas represas eles tornam-se inadequados para o crescimento e reprodução dos organismos (Bunn & Arthington, 2002).

Particularmente no Brasil, diversas são as centrais hidrelétricas que ao terem desviado o rio do seu leito natural criaram à jusante trechos denominados de ‘alças de vazão reduzida’

(Silve & Pompeu, 2008; ANA, 2009). Dentre elas, destacam-se as hidrelétricas de Queimados no rio Preto (MG), Aimorés no rio Doce (MG) e o complexo Monte Claro, Castro Alves e 14 de Julho no rio das Antas (RS) (Valadares, 2007). De um modo geral, a vazão mantida nestes trechos é definida a partir de métodos de hidrologia estatística que apresentam pouco significado biológico (Paulo, 2007). Assim, o volume de água que permanece no canal fluvial é muitas vezes inferior ao necessário para manter a integridade do ecossistema, fornecendo a falsa impressão de que o rio e sua biota associada estão preservados (Anderson *et al.*, 2006).

Atualmente novos empreendimentos hidrelétricos que resultarão em trechos com vazão residual estão em fase de licenciamento ou construção nos estados do Mato Grosso do Sul e Minas Gerais (Berman, 2007). Entretanto, estudos científicos desenvolvidos com o propósito de avaliar os distúrbios que a implantação de um trecho de vazão reduzida pode causar sobre a fauna aquática são raros no país. Os dados existentes referem-se a dissertações que contemplam a comunidade zooplancônica (Valadares, 2007) e a ictiofauna (Paulo, 2007).

Por participarem dos processos de fragmentação e decomposição da matéria orgânica e serem elementos chaves das cadeias alimentares, os macroinvertebrados bentônicos estão diretamente envolvidos no fluxo de energia, constituindo um dos grupos mais importantes para o equilíbrio dos ecossistemas de água doce (Wallace & Webster, 1996; Graça, 2001). Nos últimos anos abordagens experimentais realizadas em rios europeus, australianos e norte-americanos têm associado à redução artificial da vazão a desestruturação destas comunidades. Dentre os efeitos negativos reportados, destacam-se alterações na composição taxonômica, declínio da riqueza e densidade, aumento da competição por espaço físico e alimento, favorecimento da predação além de mudanças no comportamento de deriva dos organismos (Dewson *et al.*, 2007).

Em 2006, a construção do reservatório Amador Aguiar I no rio Araguari (MG) acarretou na formação de um dos trechos de vazão reduzida mais longos do Brasil (9 Km). Com a finalidade de manter um perfil de escoamento semelhante ao que ocorria para as vazões mínimas, foram construídas no trecho cinco soleiras vertentes (pequenas barragens). O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da implantação deste trecho de vazão reduzida sobre a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos do rio Araguari. Considerando que as técnicas de coleta da fauna bentônica em rios de grandes dimensões ainda continuam sendo aprimoradas (Blockson & Flotemersch, 2005; Collier *et al.*, 2009), foi desenvolvida paralelamente uma investigação para avaliar a importância da análise de conteúdos estomacais de peixes para inventários de biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos.

Neste contexto, esta dissertação foi baseada nas seguintes perguntas: (1) a implantação de um trecho de vazão reduzida com soleiras vertentes altera a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos?; (2) qual o papel dos peixes em estudos de inventários de biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos?

As hipóteses de trabalho são: (1) a conversão dos habitats fluviais de lóticos para semi-lênticos ocasionada pela redução da vazão e construção das soleiras vertentes perturbam a fauna de macroinvertebrados bentônicos, alterando a estrutura e composição de suas comunidades; (2) a riqueza de macroinvertebrados bentônicos é elevada nos estômagos dos peixes devido ao forrageamento em diferentes habitats aquáticos sendo a análise de seus conteúdos uma técnica complementar em levantamentos de biodiversidade bentônicos obtidos através de amostragens tradicionais de sedimento.

O conteúdo desta dissertação foi organizado em dois capítulos que se apresentam em forma de manuscritos científicos. O primeiro capítulo, intitulado “*Efeitos da implantação de*

um trecho de vazão reduzida sobre a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos”, relata as conseqüências da redução da vazão e construção das soleiras vertentes sobre a fauna de macroinvertebrados bentônicos presente inicialmente no rio Araguari. O segundo capítulo, intitulado “*Peixes como ferramenta ecológica complementar em inventários de biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos*”, compara os levantamentos taxonômicos de macroinvertebrados bentônicos obtidos através da análise de conteúdos estomacais de cinco espécies peixes e de amostras de sedimento coletadas com draga convencional.

Este estudo foi inserido no “Programa de Desenvolvimento de Pesquisas Científicas no Trecho de Vazão Reduzida (TVR / Capim Branco I)”, fruto da parceria firmada entre o Consórcio Capim Branco Energia (CCBE) e a Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), sendo realizado em conjunto com outros grupos de pesquisa dos Departamentos de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Engenharia de Transportes e Geotecnia (Escola de Engenharia) e Zoologia e Biologia Geral (Instituto de Ciências Biológicas). Os projetos que integraram este programa e buscaram avaliar os impactos negativos da redução da vazão sobre a qualidade da água, o comportamento dos solos e as comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes) intitularam-se:

1. Potenciais alterações das variáveis físicas, químicas e microbiológicas do rio Araguari em função da implantação de um trecho de vazão reduzida para o Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I;

2. Potenciais alterações das comunidades planctônicas e da produtividade primária do rio Araguari em função da implantação de um trecho de vazão reduzida para o Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I;

3. Estudo da preferência hidráulica da ictiofauna como ferramenta para avaliação e previsão de impactos em trecho de vazão reduzida;
4. Qualidade das águas em trecho de vazão reduzida;
5. Modelagem da qualidade da água em trechos de vazão reduzida;
6. Estudo do comportamento dos solos nas encostas do trecho de vazão reduzida de Capim Branco I e a obtenção das curvas de retenção de água e parâmetros de laboratório para análise de estabilidade e de erosão;
7. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água e interações tróficas com a ictiofauna no trecho de vazão reduzida, a jusante do reservatório de Capim Branco I;
8. Estudo da relação entre a variação do perímetro molhado e a abundância da ictiofauna como ferramenta para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida.

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do rio Araguari situa-se na mesorregião do Triângulo Mineiro, porção oeste do Estado de Minas Gerais, abrangendo uma área total de 20.186 Km² (Britto & Rosa, 2003) (Figura 1). O rio apresenta 475 Km de extensão, nasce no Parque Nacional da Serra da Canastra (município de São Roque de Minas), sendo um dos principais afluentes da margem esquerda do rio Paranaíba (Baccaro *et al.*, 2004).



Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Araguari (MG). Fonte: Britto & Rosa, 2003.

Ao longo de seu curso, o rio Araguari drena áreas com embasamento rochoso metamórfico (quartzitos, filitos, xistos e gnaisses) além de sítios sedimentares (arenitos e calcários) e ígneos (granitos) (Rodrigues, 2002). O clima na região é caracterizado pela

presença de chuvas entre outubro a março e período seco bem definido entre maio e setembro. A temperatura média anual é de 22°C com um total pluviométrico de 1555 mm/ano (Rosa *et al.*, 2006).

A vegetação natural inclui espécies do Cerrado e Mata Mesofítica (plantas arbóreas e arbustivas com características esclerofilas e xeromórficas). Nas últimas quatro décadas grande parte desta vegetação foi fragmentada e substituída por pastagens e cultivos agrícolas, como a soja, café, milho, cítricos e algodão (Rodrigues, 2002).

Devido a suas características fisiográficas (vale profundo e estreito com fluxo de água intenso e turbilhonar) o rio Araguari tornou-se um dos cursos d'água mais importantes para geração de energia elétrica no estado de Minas Gerais (Rodrigues, 2002; Vono, 2002). Na década de 80, com a operação da hidrelétrica de Itumbiara e construção da barragem de Nova Ponte, o curso natural começou a sofrer grandes modificações. Cachoeiras, corredeiras bem como o próprio leito foram inundados consolidando uma alteração geral da paisagem. No início dos anos 90, novos segmentos do rio foram impactados pelas obras da usina de Miranda (Carrijo, 2003) (Figura 2).



Figura 2: Trecho do rio Araguari (MG) antes e durante o enchimento da UHE de Miranda. Fonte: Paulo, 2007.

Em 2004, com a calha já alterada, o rio foi novamente desviado para construção de outra hidrelétrica, a usina Amador Aguiar I (Capim Branco I) (CCBE, 2005a). O reservatório, concluído no início de 2006, tem 52 metros de profundidade (próximo à barragem) sendo a área inundada de 18,66 Km². O volume de água acumulado é de 241 milhões m³, permitindo a operação de três unidades geradoras de 80 megawatts, totalizando 240 megawatts, energia suficiente para atender uma cidade de 600 mil habitantes (CCBE, 2006) (Figura 3).

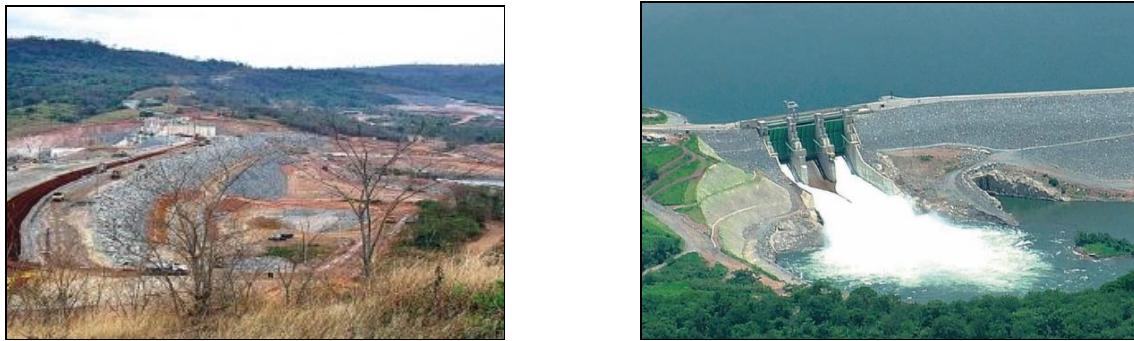


Figura 3: Vista da barragem Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, em construção (2005) e após sua conclusão (2006). Fotos: João Maldonado (2005) e José Rodrigues (2006).

Uma das características deste empreendimento é a distância considerável entre a barragem e a casa de força (aproximadamente 2,5 Km) (Figura 4). Após o início da geração de energia, a maior parte da água que passava pelo vertedouro passou a ser direcionada para a casa de força, acarretando na formação de um segmento do rio com vazão residual. Este trecho, com 9 Km de extensão, teve sua vazão média reduzida de 346 m³.s⁻¹ para 7 m³.s⁻¹, valor mínimo registrado no rio Araguari nos últimos 10 anos antes da implantação da usina (CCBE, 2005b) (Figura 5).

Na área de entorno do trecho (TVR) as pastagens são predominantes ocupando 3140,55 hectares que corresponde a 39,7% de sua bacia afluenta. Os demais usos do solo são representados por cerrado preservado (1406,53 ha – 17,8%), cultura agrícola anual (1381,40 ha – 17,5%), cultura agrícola temporária - hortaliças (1213,91 ha – 15,4%) e área urbana

(590,92 ha – 7,5%). Estradas e sítios ocupam 144,22 ha (1,8%) enquanto as instalações da barreira da represa e da casa de máquinas da usina totalizam 20,56 ha (0,2%). Há ainda uma pequena área de proteção permanente de 4,96 ha (0,1%) (Silva *et al.*, 2009).



Figura 4: Vista do vertedouro e da casa de força da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Fotos: Daniel M. Maroneze (2008).

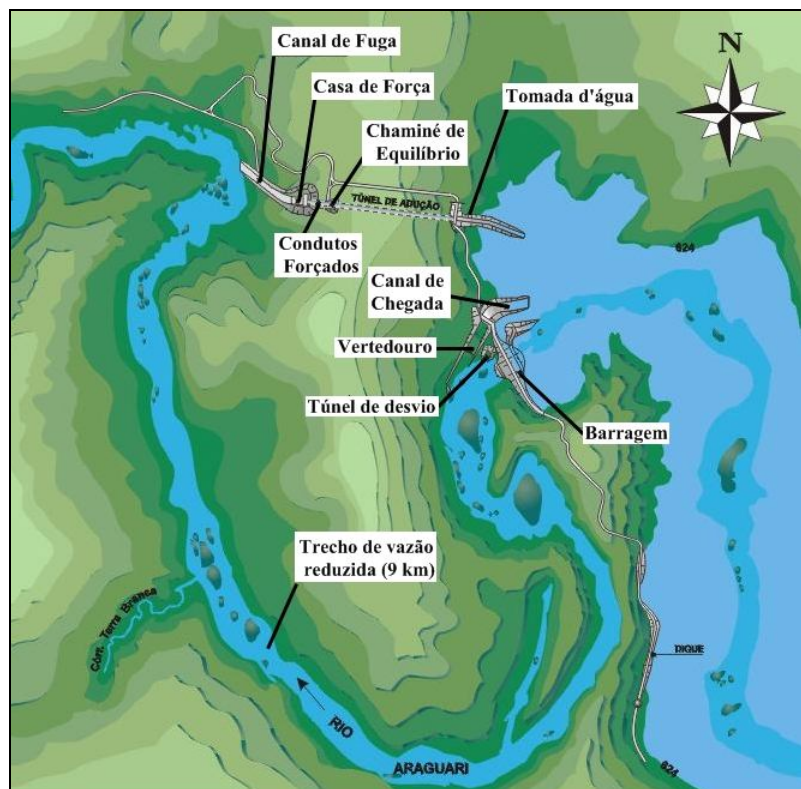


Figura 5: Esquema do trecho de vazão reduzida a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari - MG.

Para restabelecer a lâmina d'água a um nível semelhante às condições naturais, cinco pequenas barragens, denominadas soleiras vertentes, foram construídas ao longo do trecho de vazão reduzida (Figura 6 e 7). As soleiras foram edificadas em concreto convencional incorporado com pedras de mão e apresentam altura variando de três a dez metros. Entre a mais alta, a primeira à jusante do vertedouro, e a mais baixa, localizada próxima à casa de força, a diferença é de 12 metros decrescentes (CCBE, 2007). Depois de concluídas, as soleiras acarretaram na formação de uma seqüência de sistemas semi-lênticos artificiais.



Figura 6: Soleiras vertentes em construção (2007) no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Fotos: Simone Mendes (2007)



Figura 7: Soleiras vertentes concluídas (2008) no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Fotos: Simone Mendes (2008)

Seis estações amostrais foram selecionadas ao longo do trecho a jusante do reservatório Amador Aguiar I (Tabelas 1, 2 e 3 e Figuras 8 e 9).

Tabela 1: Coordenadas geográficas das estações de amostragem no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari - MG.

Estações amostrais	Coordenadas (UTM fuso 22K)	
	Longitude	Latitude
TVR 1- Jusante do Barramento	0800335	7919791
TVR 2- Próximo a um braço do rio	0800090	7917653
TVR 3- Montante do córrego Marimbondo	0798889	7918421
TVR 4- Jusante do córrego Marimbondo	0798637	7918935
TVR 5- Poço Ceva	0798479	7919849
TVR 6- Jusante das turbinas	0798184	7921386



Figura 8: Localização das estações amostrais no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari - MG. Imagem de satélite - Consórcio Capim Branco Energia (2007)

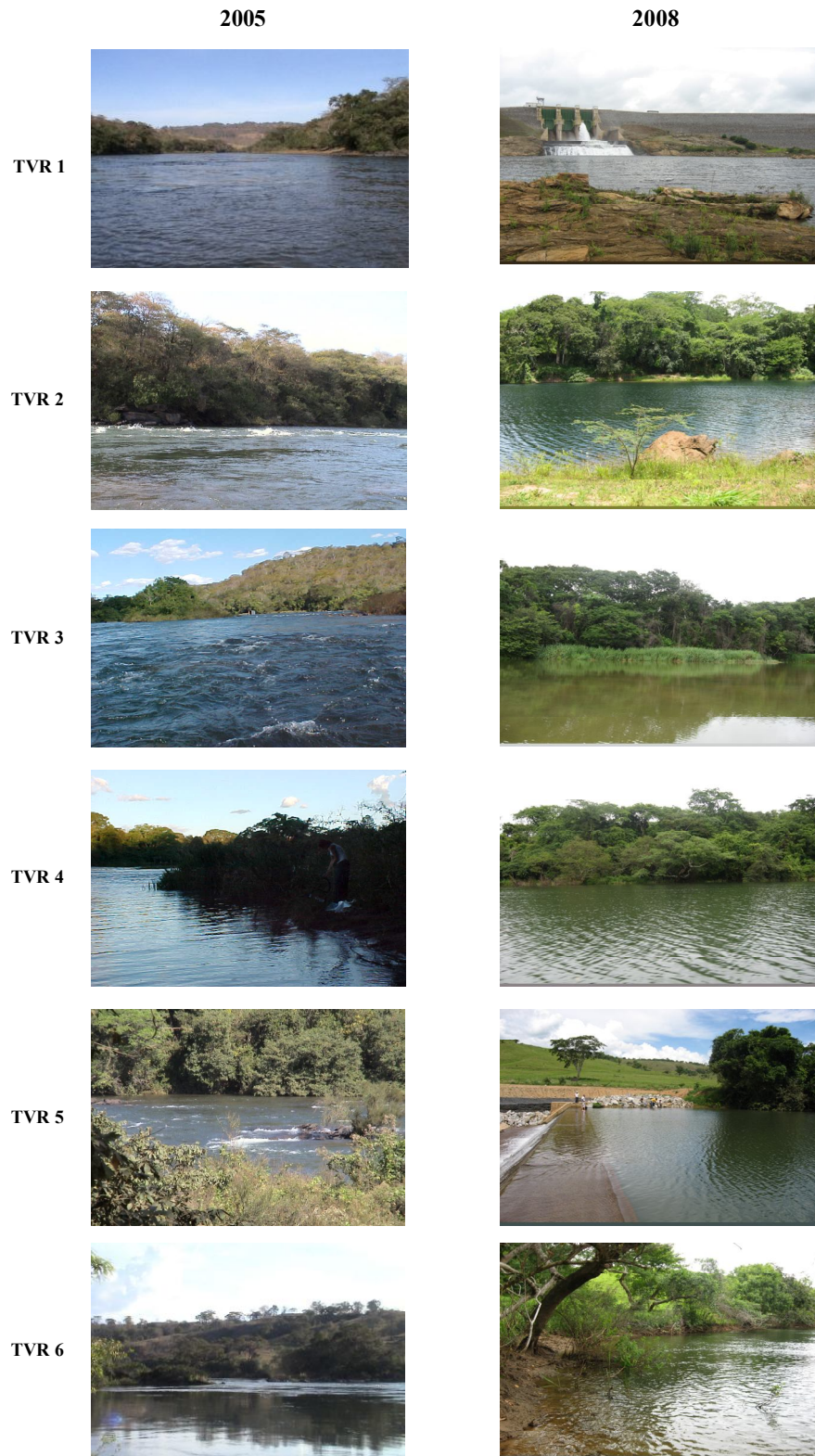


Figura 9: Estações amostrais no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, antes (2005) e após a construção das soleiras vertentes (2008). Fotos: Carlos B. M. Alves

Tabela 2: Caracterização das estações amostrais no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, na fase lótica (2005).

Parâmetros	TVR 1		TVR 2		TVR 3		TVR 4		TVR 5		TVR 6	
	jul/05	out/05	jul/05	out/05	jul/05	out/05	jul/05	out/05	jul/05	out/05	jul/05	out/05
Largura (m)	100,0	100,0	80,0	80,0	80,0	80,0	70,0	70,0	50,0	50,0	60,0	60,0
Profundidade (m)	9,0	9,0	4,0	4,0	3,0	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	3,0
Tipo de habitat predominante *	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras	Rápidos e Corredeiras
Proporção de frações finas (< 0,25 mm) no sedimento (%) **	100	83	98	96	92	95	96	98	86	96	99	99
Teor de matéria orgânica no sedimento (%)	0,7	2,1	2,5	3,5	3,1	4,5	3,8	3,9	4,8	5,9	4,0	2,3

Tabela 3: Caracterização das estações amostrais no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, na fase semi-lêntica (2008).

Parâmetros	TVR 1		TVR 2		TVR 3		TVR 4		TVR 5		TVR 6	
	jun/08	dez/08	jun/08	dez/08	jun/08	dez/08	jun/08	dez/08	jun/08	dez/08	jun/08	dez/08
Largura (m)	70,0	70,0	58,0	60,0	85,0	90,0	85,0	90,0	80,0	85,0	65,0	70,0
Profundidade (m)	1,93	1,69	1,55	1,10	1,57	2,10	1,57	1,40	1,10	1,30	2,05	1,40
Tipo de habitat predominante *	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos	Remansos
Proporção de frações finas (< 0,25 mm) no sedimento (%) **	18	35	84	96	70	80	91	88	80	56	18	36
Teor de matéria orgânica no sedimento (%)	2,5	1,5	2,0	1,8	16,9	14,5	4,0	2,5	3,5	4,2	0,5	1,9

* Avaliado segundo protocolo de Callisto *et al.*, (2002) ** Determinado segundo metodologia de Suguio (1973), modificado por Callisto & Estves (1996)

Capítulo 1

Efeitos da implantação de um trecho de vazão reduzida sobre a composição e estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

Daniel M. Maroneze, Taynan H. Tupinambás, Juliana S. França e Marcos Callisto

Resumo

A construção de barragens é considerada uma das principais ameaças à diversidade biológica. Nos trechos a jusante dos reservatórios as vazões residuais de baixa magnitude alteram a qualidade da água e a disponibilidade de habitats para crescimento e forrageamento da biota sendo responsáveis pela redução ou mesmo eliminação das comunidades aquáticas. O objetivo deste trabalho foi avaliar a composição taxonômica, estrutura e biomassa das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em um trecho de vazão reduzida a jusante de um empreendimento hidrelétrico no sudeste do Brasil (rio Araguari – MG). Foram comparadas as fases lótica e semi-lêntica do trecho em estudo. Na fase lótica o segmento do rio apresentava condições originais com rápidos e corredeiras bem desenvolvidos, enquanto na fase semi-lêntica encontrava-se alterado pela redução da vazão e construção de cinco soleiras vertentes. Amostras de sedimento foram coletadas em seis estações amostrais com auxílio de uma draga de Van Veen. Foram realizadas medidas de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez e teores de nutrientes totais na água. Após a redução da vazão e construção das soleiras foi observado aumento significativo no número de indivíduos/m² além de melhora na qualidade da água devido à redução dos valores de condutividade elétrica, turbidez, fósforo e nitrogênio totais ($p < 0,05$). Diferenças nos valores de riqueza, diversidade e biomassa total não foram registradas. Uma análise de similaridade (ANOSIM) apontou alteração significativa na composição taxonômica, entretanto, as comunidades da fase lótica e semi-lêntica ainda apresentaram forte sobreposição ($R = 0,32$; $p < 0,01$), caracterizando-se pelo domínio numérico de organismos tolerantes a distúrbios (Chironomidae, Oligochaeta e Ceratopogonidae) e pela elevada biomassa da espécie invasora *Corbicula fluminea*. Estes resultados sugerem que este trecho do rio Araguari encontrava-se

degradado antes da conversão dos habitats fluviais de lóticos em semi-lênticos. Desde o início dos anos 80, o rio Araguari vem sendo continuamente submetido a impactos antrópicos que devem ter provocado o empobrecimento de sua fauna e, conseqüentemente, alterado o funcionamento do ecossistema.

Palavras-chave: impacto, redução da vazão, soleiras vertentes, jusante, represa.

Introdução

A construção de reservatórios é uma das formas mais antigas de intervenção humana nos ecossistemas aquáticos (Tundisi & Matsumara-Tundisi, 2008). Atualmente todos os continentes têm represas implantadas em suas principais bacias hidrográficas (Nilson *et al.*, 2005). No Brasil são mais de 600 barragens construídas, principalmente para produção de eletricidade (Agostinho *et al.*, 2005). Apesar de proporcionar desenvolvimento social e econômico (Tundisi *et al.*, 2008), o represamento de um rio altera seu regime natural de vazão (Agostinho *et al.*, 2008). Como conseqüência, um dos impactos negativos observados a jusante de barramentos é a formação de trechos com vazão residual que interferem na qualidade das águas e perturbam as comunidades biológicas (Fjellheim & Raddum, 1996; Cortes *et al.*, 2002).

Dentre a fauna de água doce, os macroinvertebrados bentônicos representam um dos grupos mais afetados pela redução da vazão (Dewson *et al.*, 2007a). O fluxo de água lento e constante interfere nos fatores abióticos mais importantes para a estrutura desta comunidade destacando-se a textura do sedimento, a temperatura e os teores de oxigênio dissolvido na água (Cortes *et al.*, 2002). A disponibilidade de habitats para crescimento e forrageamento de

muitas espécies também é alterada (Brasher, 2003; James *et al.*, 2007), especialmente para aquelas que possuem adaptações morfológicas (ex, corpo achatado dorsalmente) para fixação e resistência à correnteza, como os *taxa* das ordens Ephemeroptera e Plecoptera (Merritt & Cummins, 1996).

Ao alterar a velocidade da correnteza e limitar a distribuição espacial dos indivíduos às poças remanescentes, a redução da vazão acentua ainda interações antagonistas, como a predação e a competição (Hart & Finelli, 1999; Dewson *et al.*, 2007b). À medida que o volume de água diminui, a densidade local de predadores pode aumentar (Dewson *et al.*, 2007a), forçando a evasão das presas por deriva ativa (Walton, 1980; Kratz, 1996). Em experimentos de laboratório foi comprovado que as larvas de Simuliidae (*Simulium vitattum*) são facilmente capturadas por planárias (*Dugesia dorotocephala*) em sítios onde a velocidade da corrente é baixa (Hansen *et al.*, 1991). Assim, o impacto da predação é alterado pela existência de habitats de alta velocidade dentro do rio nos quais estas presas são menos acessíveis a seus potenciais predadores (Malmqvist & Sackmann, 1996). Larvas de Hydropsichidae vivem agregadas em corredeiras onde a captura de alimento por filtração é favorecida (Georgian & Thorp, 1992). Quando há decréscimo no volume de água elas podem deslocar-se para áreas onde o fluxo for mais intenso, aumentando a competição por espaço e recursos alimentares (Dewson *et al.*, 2007a).

Dessa forma, em trechos de rios submetidos à redução da vazão é comum registrar-se declínio na densidade, diversidade ou até mesmo desaparecimento de *taxa* mais sensíveis (Cazaubon & Giudicelli, 1999; McIntosh *et al.*, 2002; Kinzie *et al.*, 2006). Distúrbios desta natureza podem, conseqüentemente, afetar os processos ecológicos dos quais as comunidades de macroinvertebrados participam (Covich *et al.*, 2004). A capacidade destes organismos em converter recursos basais (material vegetal e detritos) em tecido animal é importante nas teias

alimentares aquáticas, cuja desestruturação pode causar alterações no fornecimento de energia para todo o ecossistema (Wallace & Webster, 1996; Graça, 2001).

Uma das estratégias empregadas em países europeus para amenizar os efeitos negativos da redução da vazão sobre as comunidades aquáticas, especialmente sobre os peixes e macroinvertebrados, é a construção de pequenas barragens nos trechos regulados (Cortes *et al.*, 2002). Estas estruturas, denominadas no Brasil como soleiras vertentes (CCBE, 2007), podem beneficiar a biota ao formarem remansos que mantêm a lâmina d'água do rio (Brittain & L'Abée-Lund, 1995). No entanto, devem ser construídas em pequeno número e intercaladas necessariamente por corredeiras, caso contrário, podem ser impactantes, retendo grandes quantidades de detritos e impedindo a deriva dos macroinvertebrados aquáticos (Fjellheim & Raddum, 1996).

Atualmente estudos ecológicos que abordam as alterações na estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos devido à implantação de trechos de vazão reduzida com soleiras vertentes ainda não existem no Brasil. Considerando que estes organismos são sensíveis a mudanças no habitat (Resh & Jackson, 1993; Ogbeibu & Oribhabor, 2002) e o seu papel como bioindicadores de impactos causados pelas alterações do regime de vazão de um rio (Dewson *et al.*, 2007a), o objetivo deste trabalho foi avaliar a composição taxonômica, estrutura e biomassa das comunidades de macroinvertebrados bentônicos em um trecho de vazão reduzida com soleiras vertentes antes e após sua construção.

Nossa hipótese é que a conversão dos habitats fluviais de lóticos para semi-lênticos ocasionada pela redução da vazão e construção das soleiras vertentes perturbam a fauna de macroinvertebrados bentônicos, alterando a composição e estrutura de suas comunidades. Sob condições lóticas esperamos encontrar maiores valores de riqueza e diversidade e o

predomínio de organismos coletores-filtradores que obtém alimento filtrando partículas transportadas pela água corrente. Sob condições semi-lênticas esperamos registrar um aumento na abundância de grupos taxonômicos associados a águas calmas e maior predomínio de organismos coletores-catadores devido ao acúmulo de matéria orgânica particulada fina no sedimento e redução da correnteza.

Área de Estudo

O estudo foi conduzido em um trecho do rio Araguari com vazão residual situado a jusante do reservatório Amador Aguiar I (MG) entre as coordenadas geográficas de 18° 20' S – 46° 00' W e 20° 10' S – 48° 50' W (Figura 1). Este segmento de rio, com 9 Km de extensão e aproximadamente 90 metros de largura, drena áreas formadas principalmente por arenitos e basalto, chegando, no fundo do vale a erodir rochas resistentes ao intemperismo, como granitos e gnaisses (Rodrigues, 2002). O clima no local é caracterizado pela presença de chuvas entre outubro a março e período seco bem definido entre maio a setembro. A temperatura média anual é de 22°C e um total pluviométrico de 1555 mm/ano (Rosa *et al.*, 2006).

No entorno do trecho de vazão reduzida as pastagens são predominantes ocupando 3140,55 hectares que corresponde a 39,7% da região. Os demais usos do solo são representados por cerrado preservado (1406,53 ha – 17,8%), cultura agrícola anual (1381,40 ha – 17,5%), cultura agrícola temporária - hortaliças (1213,91 ha – 15,4%) e área urbana (590,92 ha – 7,5%). Estradas e sítios ocupam 144,22 ha (1,8%) enquanto as instalações da barreira da represa e da casa de máquinas da usina totalizam 20,56 ha (0,2%). Há ainda uma pequena área de proteção permanente de 4,96 ha (0,1%) (Silva *et al.*, 2009).

Após o enchimento do reservatório Amador Aguiar I (Tabela 1), a vazão média no trecho a jusante foi reduzida de $346\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ para $7\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ (valor mínimo registrado no rio nos últimos 10 anos antes da implantação da usina). Com a finalidade de restabelecer o espelho d'água cinco pequenas barragens (soleiras vertentes) foram construídas no trecho de vazão reduzida. As soleiras vertentes possuem altura entre três e dez metros e, depois de concluídas, originaram uma seqüência de ambientes com características semi-lênticas. Foram estabelecidas seis estações amostrais. Cinco ao longo do trecho, com distância média de aproximadamente 1,5 Km entre elas e uma a jusante das turbinas (Tabela 2 e Figura 1).

Tabela 1: Características técnicas, morfométricas e limnológicas do reservatório Amador Aguiar I.

Característica	Reservatório Amador Aguiar I
Desvio do rio*	Julho de 2004
Período de enchimento*	Dezembro de 2005
Início operação e redução da vazão a jusante*	Maior de 2006
Área inundada (km^2)*	18,66
Volume de água acumulado (milhões m^3)*	241
Profundidade na barragem (m)*	52
Comprimento da barragem (m)*	610
Extensão do reservatório (km)*	75
Potência instalada (MW)*	240
Condição trófica**	Ultra oligotrófico
Clorofila a (mg.L^{-1})**	2,14 – 4,28 ⁺
Condutividade elétrica (S.cm^{-1})**	30 – 32 ⁺
pH**	5,8 – 6,2 ⁺
Alcalinidade (meq.L^{-1})**	0,19
Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})**	6,0 – 7,2 ⁺
Fósforo total (g.L^{-1})**	8,10 – 11,78 ⁺
Nitrogênio total (g.L^{-1})**	276,95 – 355,20 ⁺

* CCBE (2007)

** Valadares (2007)

+ (Valor mínimo – máximo)

Este estudo foi desenvolvido em duas fases. A primeira, denominada de fase lítica, foi caracterizada por um período em que o trecho de rio apresentava condições naturais, com

rápidos e corredeiras bem desenvolvidos, livre da influência do reservatório Amador Aguiar I e das soleiras vertentes. A segunda fase, chamada de semi-lêntica, ocorreu após a construção do barramento e foi caracterizada por um período em que o trecho encontrava-se alterado pela redução da vazão e fragmentado pela construção das soleiras vertentes, sendo os grandes remansos e poções os habitats aquáticos predominantes.

Tabela 2: Caracterização das estações amostrais no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

Característica	Fase	
	Lótica	Semi-lêntica
Profundidade (m)	2,0 – 9,0 ⁺	1,10 – 2,10 ⁺
Largura (m)	50 – 100 ⁺	58 – 90 ⁺
Vazão média (m ³ .s ⁻¹)	346 [*]	7
Habitat predominante ^{**}	Rápidos e Corredeiras	Poções e remansos
Plantas aquáticas ^{**}	Ausente	Ausente
Proporção de frações finas (< 0,25 mm) no sedimento (%) ^{***}	83 – 100 ⁺	18 – 96 ⁺
Teor de matéria orgânica no sedimento (%)	0,7 – 5,9 ⁺	0,5 – 16,9 ⁺
Condição trófica ^{****}	Oligotrófico	Ultra oligotrófico

* Paulo (2007)

** Avaliado segundo protocolo de Callisto *et al.*, (2002a);

*** Determinado segundo metodologia de Suguio (1973), modificado por Callisto & Estves (1996);

**** Maia-Barbosa (dados não publicados).

+ (Valor mínimo – máximo)

Material e Métodos

Foram realizadas quatro campanhas de amostragens, sendo duas na fase lótica em julho e outubro de 2005, e duas na fase semi-lêntica em junho e dezembro de 2008 (primeiro ano após a formação e regularização do TVR com as soleiras vertentes). Assim, para cada fase estudada (lótica e semi-lêntica) obtiveram-se informações nas duas estações do ano (seca e chuva), representando um ciclo sazonal completo. Os totais de precipitação foram de 5 e 130 mm em julho e outubro de 2005, e 5 e 260 mm em junho e dezembro de 2008 (SIMGE,

2010). Medidas de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e turbidez (UNT) foram obtidas *in situ* através de um multi-analisador Horiba (modelo U-10). Teores de oxigênio dissolvido, concentrações de Fósforo Total e Nitrogênio Total foram determinados em laboratório a partir de amostras coletadas segundo o “Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater” (APHA, 1992).

Em cada estação amostral foram coletadas três amostras de sedimento com auxílio de uma draga do tipo Van Veen ($0,045\text{ m}^2$). Em razão da natureza rochosa do eixo central do rio, a obtenção de material só foi possível próximo às margens. As amostras de sedimento foram lavadas sobre peneiras com abertura de malha de 1,00 e 0,50 mm, triadas e os exemplares identificados segundo Pérez (1988), Trivinho-Strixino & Strixino (1995), Epler (2001) e Costa *et al.* (2006).

Após a identificação e determinação da composição taxonômica, os organismos foram secos em estufa a 60°C por 48 horas e pesados em balança de precisão 0,01 mg para determinação de sua biomassa (mg/m^2). Moluscos foram queimados em forno mufla a 550°C por 4 horas para estimativa do peso da parte mineral. A biomassa deste grupo foi calculada pela diferença entre o peso dos recipientes com e sem os organismos, descontando o valor da parte mineral.

Para avaliar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram calculados a riqueza taxonômica através do número total de *taxa* encontrado por amostra, os índices de equitabilidade de Pielou e diversidade de Shannon-Wiener (Magurran, 2004) e estimada a densidade de organismos ($\text{indivíduos}/\text{m}^2$). A classificação em grupos tróficos funcionais baseou-se em Merritt & Cumins (1996), Fernández & Dominguez (2001) e Cumins *et al.* (2005).

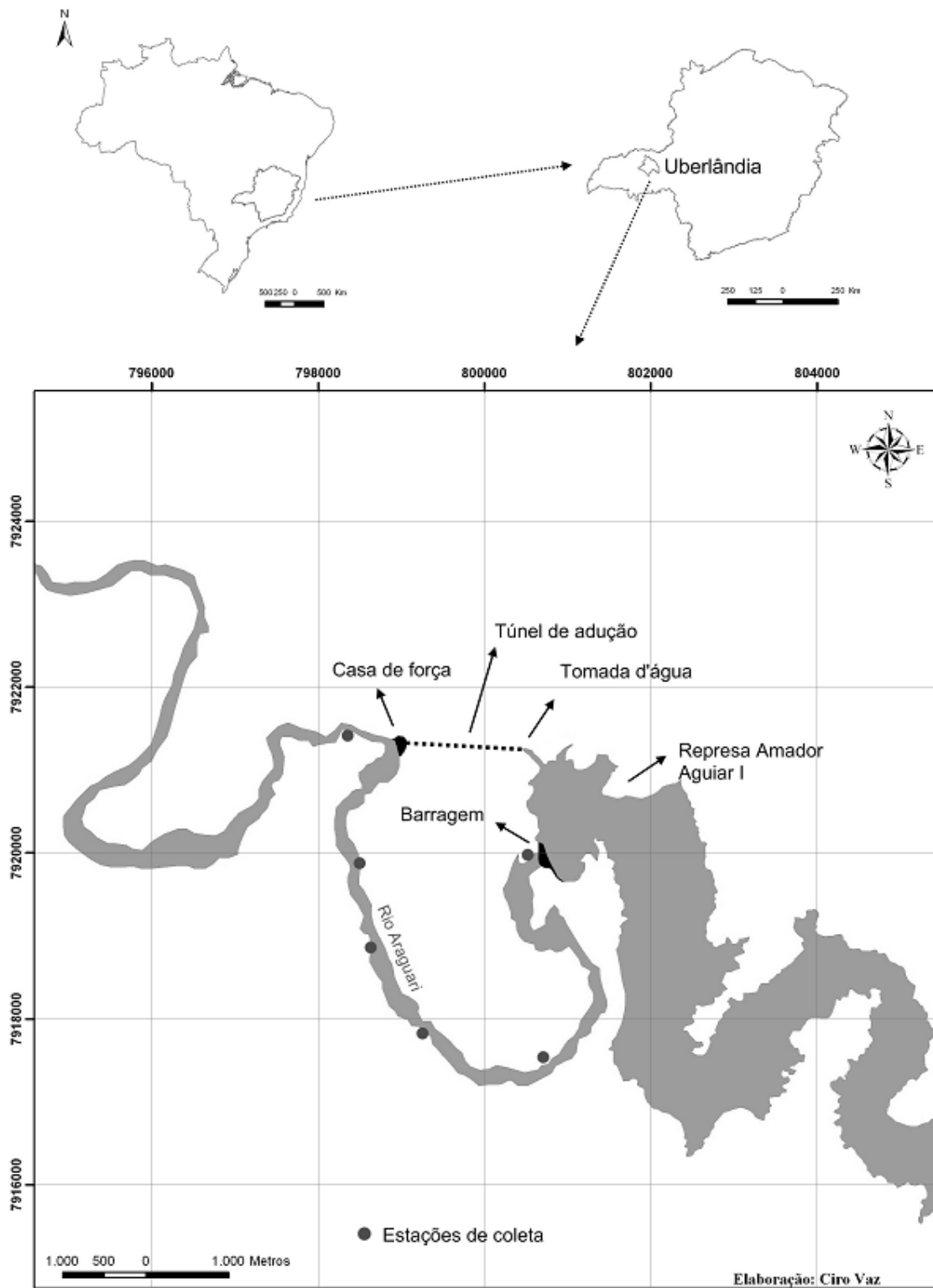


Figura 1: Mapa do trecho de vazão reduzida a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguaia – MG.

Análise de Dados

Para avaliar diferenças significativas entre os pontos de coleta e os períodos sazonais foram utilizadas ANOVA one-way, ANOSIM e teste t com os valores de riqueza, densidade total, densidade relativa, biomassa total, biomassa relativa, composição taxonômica e diversidade de Shannon-Wiener ($\alpha = 0,05$).

Cada grupo de dados, por ponto de coleta, equivaleu a uma unidade amostral. As alterações das características limnológicas e as mudanças na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre as fases foram testadas através de análise de variância simples (ANOVA one-way) ($\alpha = 0,05$) com auxílio do programa STATISTICA 7.0. As variáveis abióticas (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, P-total e N-total) e as bióticas (densidade e biomassa) foram transformadas ($\log x + 1$) para atender aos pressupostos de normalidade (Komogorov-Smirnov) e homocedasticidade (Levene) (Zar, 1996). Para detectar mudanças nos valores de diversidade entre as fases, as variâncias do índice de Shannon-Wiener foram comparadas através de teste t (Zar, 1996).

As diferenças na composição taxonômica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos entre as fases lótica e semi-lêntica foram avaliadas através da técnica de ordenação nMDS (*Non Metric Multidimensional Scaling*) utilizando uma matriz de dissimilaridade (Bray-Curtis) com dados transformados de abundância ($\log x + 1$) e uma de similaridade (Sorensen) com dados de presença e ausência de *taxa*. Dados de abundância favorecem as espécies comuns enquanto os dados de presença e ausência tendem a reforçar a importância das espécies raras. A nMDS ordenou em um plano bidimensional todas as amostras coletadas, agrupando-as segundo a semelhança taxonômica.

A significância estatística dos agrupamentos (fase lótica x semi-lêntica) foi testada através de análise de similaridade (ANOSIM) ($\alpha = 0,05$). A ANOSIM fornece um valor para

interpretação em que $R > 0,75$ indica grupos totalmente distintos; $0,50 < R < 0,75$ grupos separados, porém sobrepostos; $0,25 < R < 0,50$ grupos separados, porém fortemente sobrepostos e $R < 0,25$ grupos sem distinção (Clarke & Green, 1988; Michellan *et al.*, 2009). Um processo de aleatorização (teste de Monte Carlo) utilizando 10.000 interações foi realizado para validar os valores de R observados. Um valor de $p < 0,05$ indica que o R observado não foi obtido ao acaso. As análises nMDS e ANOSIM foram realizadas com o software PRIMER 6.0.

Resultados

Variáveis físicas e químicas na coluna d'água

De um modo geral, em ambas as fases estudadas, o trecho apresentou águas com pH próximo à neutralidade, elevados teores de oxigênio dissolvido, baixa condutividade elétrica e turbidez e reduzidas concentrações de P-total e N-total (Tabela 3). Entretanto, os valores de condutividade elétrica (ANOVA; $F_{1,22} = 32,63$; $P = 0,00001$), turbidez ($F_{1,22} = 527,84$; $P = 0,000001$), P-total ($F_{1,22} = 5,01$; $P = 0,0356$) e N-total ($F_{1,22} = 21,53$; $P = 0,0001$) foram significativamente menores na fase semi-lêntica. Por outro lado, a temperatura aumentou em média $1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ nesta fase ($F_{1,22} = 5,84$; $P = 0,0243$). Os valores de pH e oxigênio dissolvido não variaram significativamente entre as duas fases de estudo.

Tabela 3: Caracterização física e química da água no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari - MG, durante as fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008). n = nº de amostras.

Variáveis Abióticas	Fase lótica (n = 12)	Fase semi-lêntica (n = 12)
pH	6,87 ± 0,35	7,20 ± 0,47
Condutividade elétrica (S.cm ⁻¹)	26,41 ± 3,76	15,31 ± 5,57
Turbidez (UNT)	11,82 ± 1,01	1,75 ± 1,13
Oxigênio dissolvido (mg/L ⁻¹)	9,41 ± 1,25	8,70 ± 0,37
Temperatura da água (°C)	23,26 ± 1,60	24,74 ± 1,37
Fósforo total (g.L ⁻¹)	18,63 ± 7,57	12,72 ± 5,10
Nitrogênio total (g.L ⁻¹)	163,04 ± 55,42	81,08 ± 26,93

Estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos

No total foram coletados 4891 organismos pertencentes a 50 grupos taxonômicos (2 Mollusca, 2 Annelida e 46 Arthropoda). Destes, 36 foram registrados na fase lótica e 45 na fase semi-lêntica. Não houve diferenças significativas espaciais ou temporais nos valores de riqueza, densidade total, densidade relativa, biomassa total, biomassa relativa, composição taxonômica e diversidade de Shannon-Wiener. Assim, os dados foram agrupados em dois conjuntos: (1) fase lótica (julho e outubro de 2005) e (2) fase semi-lêntica (junho e dezembro de 2008). A riqueza taxonômica não diferiu significativamente entre as duas fases (ANOVA; $F_{1,22} = 3,35$; $P = 0,080$) (Figura 2). Chironomidae foi o grupo dominante, correspondendo a mais de 70% da fauna. Representantes das subfamílias Chironominae, Tanypodinae e Orthoclaadiinae foram identificados nas amostras, com destaque para os gêneros *Aedokritus* (21,0%) e *Polypedilum* (17,9%) na fase lótica; e *Tanytarsus* (34,4%) e *Aedokritus* (15,7%) na fase semi-lêntica.

Dentre os grupos de menor abundância relativa (% ind.m⁻²), predominaram larvas de Ceratopogonidae (7,8% na fase lótica e 2,5% na fase semi-lêntica), Oligochaeta (12,6 – 6,1%) e bivalves invasores da espécie *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (3,7 – 2,8%). Os valores

de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou foram respectivamente 2,50 e 0,69 (fase lótica) e 2,56 e 0,67 (fase semi-lêntica), sem diferenças significativas entre as duas fases (Tabela 4).

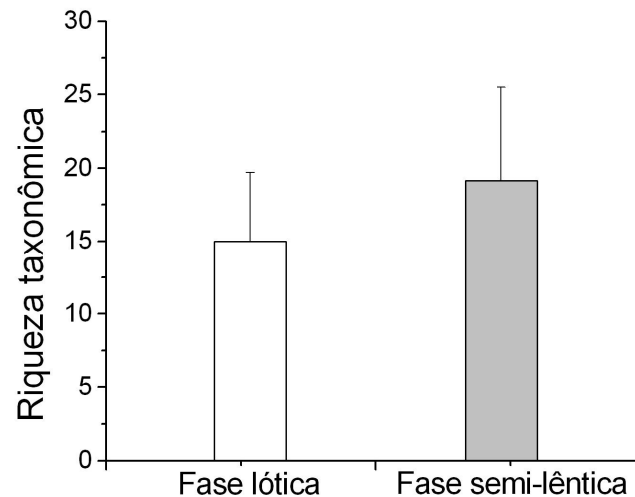


Figura 2: Riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos (média e desvio padrão) coletados no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

Tabela 4: Diversidade de Shannon-Wiener e valores de t e p da comparação das variâncias entre as fases lótica e semi-lêntica no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Var H' = variância do índice de diversidade.

Fase	H'	Var H'	Teste t	
			Valor t	p
Lótica	2,503	0,0006990	- 1,8122	> 0,05
Semi-lêntica	2,568	0,0006229		

Quando classificados em grupos tróficos funcionais os organismos foram agrupados em cinco guildas: coletores-catadores, coletores-filtradores, predadores, fragmentadores e raspadores. Na fase lótica houve predominância numérica de coletores-catadores (53,7%) enquanto na fase semi-lêntica de coletores-filtradores (38,9%). Os grupos que apresentaram abundância relativa intermediária foram os predadores (18,7 – 16,3%, fase lótica e semi-lêntica, respectivamente) e fragmentadores (18,2 – 6,5%). Os raspadores, registrados apenas na fase semi-lêntica, representaram menos de 0,2 % da comunidade (Figura 3).

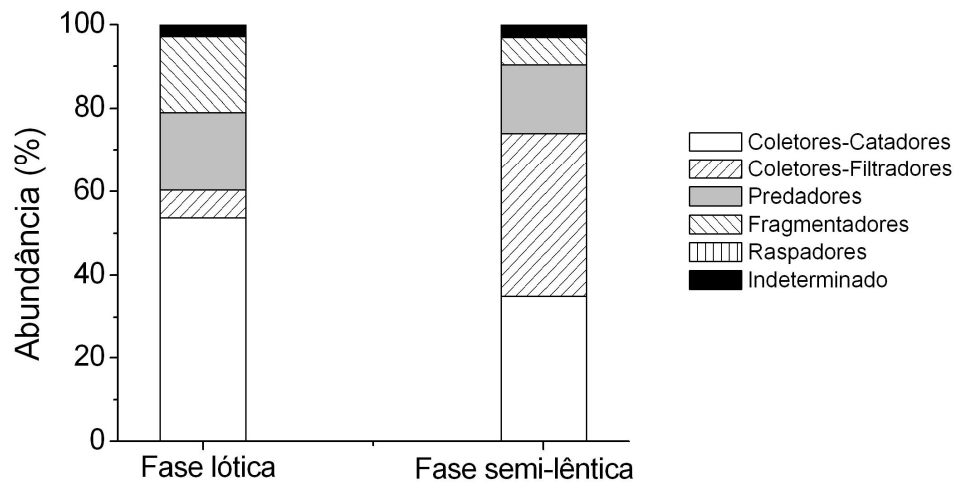


Figura 3: Participação de grupos tróficos funcionais na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos do trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

Os valores de densidade total variaram entre as duas fases, sendo maior na semi-lêntica (ANOVA; $F_{1,22} = 7,36$; $P = 0,0127$) (Figura 4). Os *taxa* que apresentaram acréscimo no número de indivíduos/m² foram *Ablabesmyia* ($F_{1,22} = 12,76$; $P = 0,0017$), *Tanytarsus* ($F_{1,22} = 13,34$; $P = 0,0014$), Leptoceridae ($F_{1,22} = 5,17$; $P = 0,0331$) e Polycentropodidae ($F_{1,22} = 79,97$; $P = 0,000001$) (Tabela 5).

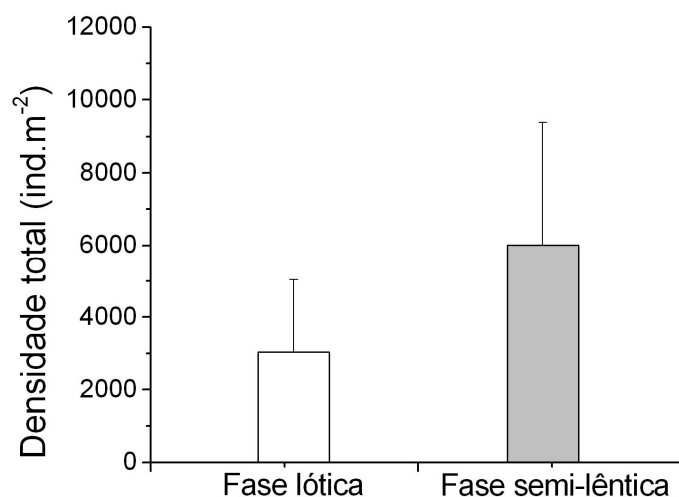


Figura 4: Densidade total de macroinvertebrados bentônicos (média e desvio padrão) coletados no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

Tabela 5: Abundância relativa (% ind.m⁻²), densidade (ind.m⁻²) e biomassa (mg.m⁻²) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lênica (2008). GTF = Grupos tróficos funcionais, A = abundância, D = densidade, B = biomassa, C-F = coletores-filtradores, C-C = coletores-cataadores, PR = predadores, FR = fragmentadores, RA = raspadores, (*) = indeterminado, (**) = valor < 0,1, (-) = ausente.

Taxon	GTF	Fases					
		Lótica			Semi-lênica		
		A	D	B	A	D	B
Mollusca							
Bivalvia							
Corbiculidae							
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	C-F	3,7	115 ± 182	34742,1 ± 81328,0	2,8	170 ± 243	72941,7 ± 138114,1
Gastropoda							
Thiaridae							
<i>Melanoides tuberculatus</i> Müller, 1774	C-C	0,6	17 ± 58	13481,3 ± 46702,2	**	2 ± 6	1,3 ± 4,4
Annelida							
Hirudinea							
	PR	**	6 ± 14	2,3 ± 3,5	-	-	-
Oligochaeta							
	C-C	12,6	387 ± 316	85,3 ± 122,5	6,1	369 ± 664	50,2 ± 66,4
Insecta							
Ephemeroptera							
Baetidae							
	C-C	0,1	4 ± 9	0,1 ± 0,2	0,2	13 ± 20	1,4 ± 4,1
Leptohyphidae							
	C-C	0,2	7 ± 20	**	-	-	-
Leptophlebiidae							
	C-C	0,1	2 ± 6	**	-	-	-
Odonata							
Coenagrionidae							
	PR	-	-	-	0,1	4 ± 9	3,4 ± 11,5
Gomphidae							
	PR	0,4	11 ± 15	66,1 ± 187,8	0,5	30 ± 27	38,2 ± 87,1
Libellulidae							
	PR	0,1	4 ± 9	1,6 ± 5,6	0,7	43 ± 101	1,6 ± 2,6
Heteroptera							
Veliidae							
	PR	-	-	-	0,1	6 ± 14	0,7 ± 1,8
Coleoptera							
Elmidae							
	C-C	0,2	6 ± 14	1,2 ± 3,4	**	2 ± 6	**
Trichoptera							
Hydropsychidae							
	C-F	-	-	-	**	2 ± 6	0,2 ± 0,8
Hydroptilidae							
	C-C	0,1	2 ± 6	**	2,4	146 ± 434	4,0 ± 9,9
Leptoceridae							
	PR	-	-	-	0,4	22 ± 46	6,7 ± 15,8
Odontoceridae							
	RA	-	-	-	0,1	7 ± 14	0,1 ± 2,2
Polycentropodidae							
	C-F	-	-	-	1,7	102 ± 116	11,5 ± 14,0
Diptera							
Ceratopogonidae							
	PR	7,8	239 ± 235	12,3 ± 9,4	2,5	150 ± 136	8,3 ± 7,7
Chironomidae							
Tanypodinae							
<i>Ablabesmyia</i> Johansen, 1905	PR	0,6	19 ± 39	4,0 ± 12,1	3,6	215 ± 287	9,2 ± 7,0
<i>Coelotanytus</i> Kieffer, 1913	PR	-	-	-	0,1	6 ± 14	1,1 ± 3,9
<i>Djalmabatiista</i> Fittkau, 1908	PR	2,1	63 ± 63	3,1 ± 4,2	3,1	185 ± 450	6,4 ± 13,1
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	PR	-	-	-	0,5	30 ± 64	2,9 ± 6,3
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	PR	-	-	-	0,3	20 ± 64	0,2 ± 0,8
<i>Pentaneura</i> Phillipi, 1865	PR	-	-	-	**	2 ± 6	**
<i>Tanytus</i> Meigen, 1803	PR	0,1	2 ± 6	0,2 ± 0,6	1,9	115 ± 270	12,9 ± 32,9
Chironominae							
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	C-C	20,7	637 ± 1001	56,9 ± 93,0	15,7	943 ± 1253	73,0 ± 93,8
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	C-C	1,1	35 ± 47	3,6 ± 7,7	1,6	93 ± 198	25,6 ± 62,3
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	C-C	8,6	265 ± 293	5,4 ± 7,0	3,5	211 ± 273	4,3 ± 4,7
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	PR	6,9	211 ± 150	8,2 ± 6,2	2,2	135 ± 115	8,8 ± 7,8

Tabela 5: Continuação

Taxon	GTF	Fases					
		Lótica			Semi-lêntica		
		A	D	B	A	D	B
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	C-C	1,1	35 ± 48	2,1 ± 3,0	0,2	13 ± 38	0,4 ± 1,2
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913	C-C	-	-	-	0,3	19 ± 40	1,9 ± 4,8
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	*	2,2	67 ± 123	2,8 ± 5,7	2,2	135 ± 256	8,5 ± 11,8
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	C-C	0,1	2 ± 6	0,2 ± 0,7	0,1	6 ± 10	1,3 ± 2,9
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	C-C	6,9	211 ± 291	5,7 ± 5,9	0,7	41 ± 75	0,3 ± 0,6
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	C-C	0,1	3 ± 14	0,2 ± 0,5	0,6	33 ± 60	1,0 ± 1,5
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	*	0,7	20 ± 32	0,7 ± 1,3	0,7	43 ± 45	0,5 ± 0,9
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	FR	17,6	543 ± 637	12,0 ± 21,0	4,3	257 ± 354	6,2 ± 8,9
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	C-C	0,1	4 ± 9	0,1 ± 0,3	1,2	70 ± 209	3,9 ± 9,6
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	C-C	0,1	4 ± 9	0,1 ± 0,4	0,4	26 ± 45	0,6 ± 0,9
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	FR	-	-	-	0,1	7 ± 20	0,6 ± 1,5
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	C-F	2,9	89 ± 81	1,8 ± 2,9	34,4	2072 ± 2585	35,2 ± 40,5
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	C-C	0,1	4 ± 13	**	0,2	11 ± 26	0,1 ± 0,4
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	C-C	0,2	6 ± 14	0,1 ± 0,4	0,7	39 ± 82	0,5 ± 1,5
Orthoclaadiinae							
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	FR	0,6	17 ± 38	0,6 ± 1,1	2,2	130 ± 240	3,1 ± 6,4
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	C-C	0,7	22 ± 34	0,4 ± 0,8	1,2	69 ± 68	1,3 ± 1,4
Dolichopodidae							
Muscidae	PR	0,2	6 ± 14	0,6 ± 1,9	-	-	-
Muscidae	PR	-	-	-	0,1	4 ± 9	0,1 ± 0,3
Tipulidae	PR	0,6	17 ± 39	1,4 ± 3,2	-	-	-
Collembola							
Hydracarina	C-C	-	-	-	0,1	4 ± 13	0,1 ± 0,2
Hydracarina	PR	0,1	2 ± 6	**	0,3	17 ± 45	0,1 ± 0,3

A biomassa total das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi representada predominantemente pelo bivalve *Corbicula fluminea* (> 65%). Chironomidae, embora dominante numericamente, contribuiu pouco em termos de biomassa (< 0,5%) (Figura 5).

Não foi registrada variação na biomassa total de macroinvertebrados bentônicos entre as duas fases (ANOVA; $F_{1,22} = 1,10$; $P = 0,3046$) (Figura 6), entretanto, *Ablabesmyia* ($F_{1,22} = 12,72$; $P = 0,0017$), *Tanytarsus* ($F_{1,22} = 27,80$; $P = 0,00003$), Leptoceridae ($F_{1,22} = 4,84$; $P = 0,0378$) e Polycentropodidae ($F_{1,22} = 21,08$; $P = 0,0001$) apresentaram maior biomassa na fase semi-lêntica (Tabela 5).

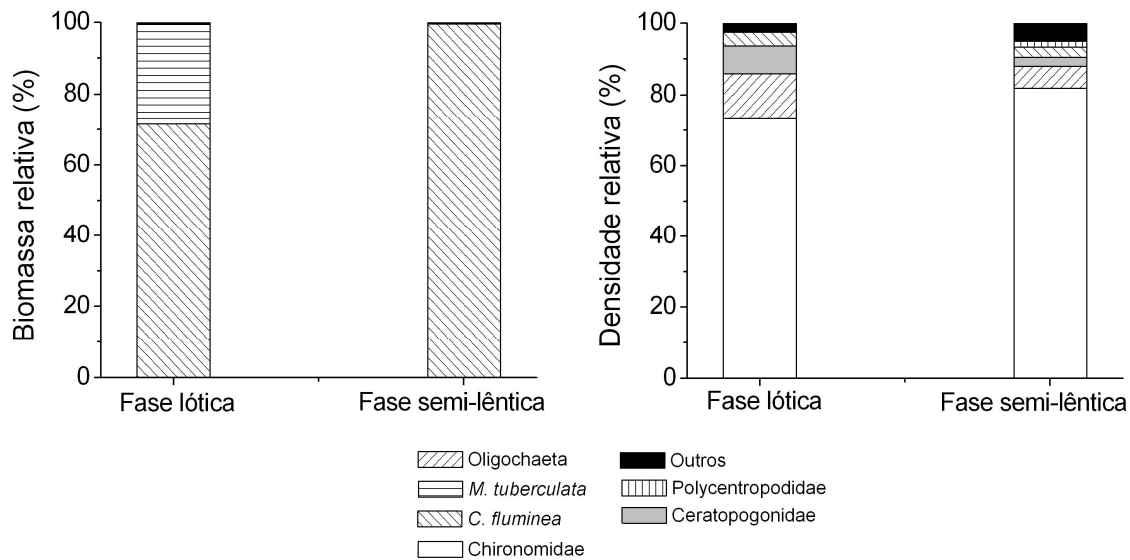


Figura 5: Biomassa e abundância relativa (%) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

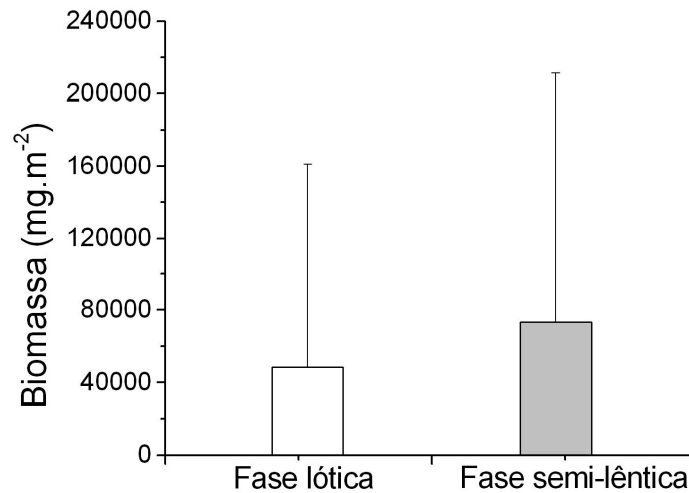


Figura 6: Biomassa total de macroinvertebrados bentônicos (média e desvio padrão) coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008).

As análises de escalonamento dimensional não métrico (nMDS) e similaridade apontaram separação significativa das amostras coletadas nas fases lótica e semi-lêntica tanto para os dados de abundância (ANOSIM; $R = 0,32$; $P = 0,001$) como para aqueles de presença e ausência de *taxa* (ANOSIM; $R = 0,30$; $P = 0,001$), indicando alteração na composição

taxonômica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos após às mudanças e fragmentação nos habitats fluviais (Figura 7). Do total de *taxa* registrados, 10% foram exclusivos da fase lótica (Hirudinea, Tipulidae, Dolichopodidae, Leptohyphidae e Leptophlebiidae) e 26% da fase semi-lêntica (*Coelotanypus*, *Fittkauimyia*, *Pentaneura*, *Dicrotendipes*, *Stenochironomus*, Muscidae, Coenagrionidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Odontoceridae, Polycentropodidae, Veliidae e Collembola).

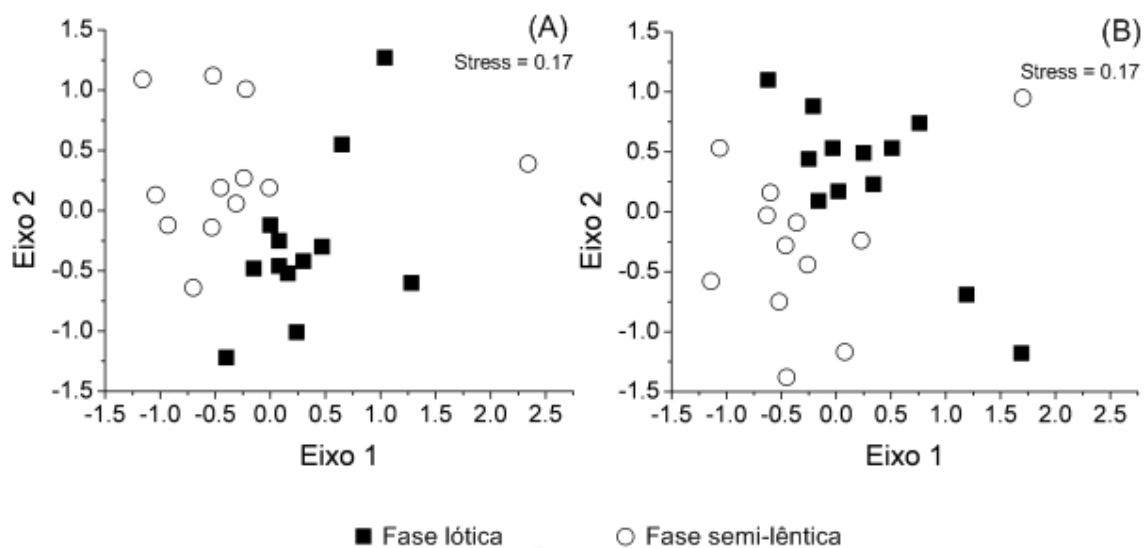


Figura 7. Ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para os dados de abundância (A) e presença e ausência (B) de *taxa* de macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho à jusante do reservatório Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008). (A) – ANOSIM; $R = 0,32$; $p = 0,001$. (B) – ANOSIM; $R = 0,30$; $p = 0,001$.

Discussão

Investigações prévias sobre a implantação de trechos de vazão reduzida com soleiras vertentes e seus efeitos na qualidade da água e fauna de macroinvertebrados bentônicos são inexistentes no Brasil. Neste estudo, as alterações das características limnológicas registradas

na fase semi-lênica (redução dos valores de condutividade elétrica, turbidez e nutrientes dissolvidos e aumento da temperatura da água) possivelmente foram decorrentes da construção das soleiras vertentes e operação da barragem principal Amador Aguiar I.

De maneira geral, as represas atuam como bacias de decantação, favorecendo a transparência da água ao reterem sedimentos finos (Kondolf, 1997). Devido à disposição em cascata é provável que a barragem Amador Aguiar I, juntamente com os reservatórios a montante (Nova Ponte e Miranda), tenham incorporado grande parte dos nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, liberando nos trechos a jusante uma água de melhor qualidade. Este padrão foi inicialmente constatado para a seqüência de grandes reservatórios do rio Tietê (SP) (Barbosa *et al.*, 1999), posteriormente confirmado no rio Paraná (PR) (Roberto *et al.*, 2009), mas não evidente no trecho baixo da bacia do rio São Francisco (MG) (Callisto *et al.*, 2005).

Em relação ao acréscimo da temperatura, como a água acumulada em sistemas lênticos tende a um aquecimento superficial, a liberação desta camada resulta em águas mais quentes nos trechos a jusante. Além disso, à medida que a água sai das represas sua temperatura entra em equilíbrio com a prevalecente no ar (Lessard & Hayes, 2003). Dessa maneira, a maior temperatura ambiente registrada na coleta da fase semi-lênica (28,3 °C) quando comparada com a da fase lótica (26,9 °C) provavelmente contribuiu para o aquecimento da água no trecho de vazão reduzida.

A despeito das mudanças nestas variáveis, a qualidade da água não deteriorou-se na fase semi-lênica, mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira para consumo humano após tratamento simplificado e proteção das comunidades biológicas (P-total 0,1 mg/L; N-total 3,7 mg/L; oxigênio dissolvido superior a 6,0 mg/L, pH entre 6,0 a 9,0; turbidez 40,0 UNT) (CONAMA, 2005). Entretanto, abordagens baseadas exclusivamente em

medidas físicas e químicas não refletem de modo eficaz a integridade dos ecossistemas aquáticos (Buss *et al.*, 2003).

Um estudo realizado em um rio australiano (rio Cotter) regulado por grandes barramentos hidrelétricos comprovou que o monitoramento das variáveis abióticas não foi suficiente para indicar os impactos decorrentes do represamento e da fragmentação dos habitats fluviais. Entretanto, após a inclusão de dados sobre a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos os efeitos negativos tornaram-se evidentes (Nichols *et al.*, 2006). A fauna aquática tem exigências específicas de habitats que são independentes da qualidade da água registrada por medidas pontuais (Hannaford *et al.*, 1997).

Comumente, o efeito mais observado sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em trechos de vazão reduzida tem sido o declínio da riqueza taxonômica (Cazaubon & Giudicelli, 1999; McIntosh *et al.*, 2002; Kinzie *et al.*, 2006). A diminuição do volume de água leva à perda de habitats bem como queda na quantidade e qualidade do alimento resultando em desaparecimento de alguns *taxa* (McKay & King, 2006). A queda da riqueza contribui, conseqüentemente, para a redução dos valores do índice de diversidade.

Este padrão, entretanto, não foi constatado em nosso estudo na bacia do rio Araguari. Como as respostas da macrofauna bentônica frente a um distúrbio dependem de sua resistência ou sensibilidade a agentes estressores (Mannes *et al.*, 2008), é provável que as mudanças nos habitats fluviais ocorridas na fase semi-lêntica tenham sido pouco impactantes para a comunidade local, dominada desde o início por grupos generalistas e tolerantes a modificações antrópicas (p. ex., larvas de Chironomidae, Ceratopogonidae e Oligochaeta) (Callisto *et al.*, 2001; Ogbeibu & Oribhabor, 2002; Brendenhand & Samways, 2009). Segundo Dewson *et al.* (2007c) a composição inicial das comunidades controla a magnitude e direção das mudanças face à redução da vazão. Estes autores ressaltam que apesar de várias

espécies de macroinvertebrados terem sua distribuição limitada pela correnteza, outras são generalistas, podendo ocorrer em ambientes onde as condições hidráulicas são variadas, sendo portanto, pouco afetadas pelas mudanças no fluxo d'água.

A presença de moluscos exóticos na fase lótica (*Corbicula fluminea* e *Melanooides tuberculatus*) sugere que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos do rio Araguari encontravam-se alteradas antes da implantação do trecho de vazão reduzida e construção das soleiras vertentes. Desde a década de 90 dois grandes empreendimentos hidrelétricos (Miranda e Nova Ponte) operam a montante do trecho estudado (Rodrigues, 2002). Os efeitos do controle da vazão pelas grandes barragens propagam-se por extensas regiões à jusante (Stevaux *et al.*, 2009). Ao perderem seu padrão natural de descarga, os rios represados tornam-se homogêneos (Moyle & Mount, 2007), abrigando inevitavelmente, faunas homogêneas e pouco diversas (Poff *et al.*, 2007).

Em rios não regulados, os pulsos de inundação e seca (vazões extremas) atuam como força seletiva, eliminando os invasores, não adaptados a estas condições (Lytle & Poff, 2004). Assim, ao nivelar as flutuações naturais de descarga de um rio, as represas facilitam a bioinvasão (Bunn & Arthington, 2002). Este é o primeiro registro de ocorrência de *Corbicula fluminea* no rio Araguari, ampliando sua distribuição geográfica dentro do estado de Minas Gerais. Estudos anteriores destacaram a presença de indivíduos deste gênero nas bacias hidrográficas do rio Doce (Vidigal *et al.*, 2005) e do rio Grande (Mota, 2006).

É importante destacar que esta espécie apresenta alta capacidade de dispersão, reprodução e competição o que a torna capaz de colonizar ecossistemas aquáticos com características hidráulicas, físicas e químicas variadas (Rodrigues *et al.*, 2007; Suriani *et al.*, 2007; Jorcin *et al.*, 2009). Caso ela seja beneficiada pelas novas condições ambientais do trecho de vazão reduzida, poderá ser transportada rio abaixo instalando-se nas tubulações e

trocadores de calor da usina hidrelétrica que opera a jusante (UHE Amador Aguiar II) causando sérios prejuízos econômicos (Thiengo *et al.*, 2005).

Apesar da classificação dos organismos em grupos tróficos funcionais ser uma ferramenta muito útil na análise de padrões ou elaborações de predições em estudos ecológicos (Vallania & Corigliano, 2007), resultados inversos ao esperado foram constatados neste estudo. Os organismos coletores-catadores que alimentam-se de matéria orgânica particulada fina depositada no sedimento (Wallace & Webster, 1996), e conseqüentemente, são favorecidos pela baixa turbulência da água, predominaram numericamente na fase lótica, quando os rápidos e corredeiras eram bem desenvolvidos. Por outro lado, os organismos coletores-filtradores que alimentam-se de partículas transportadas pela correnteza (Wallace & Merritt, 1980), dominaram a comunidade na fase semi-lêntica quando os poções e remansos compreendiam o tipo de habitat principal.

Vale ressaltar que os hábitos alimentares de alguns macroinvertebrados ainda não são claramente definidos (Motta & Uieda, 2004). Em experimentos de laboratório foi comprovado que alguns Chironomidae, tipicamente não fragmentadores, podem utilizar detritos foliares da vegetação ripária como fonte complementar de alimento (Callisto *et al.*, 2007). Análises de conteúdos estomacais também apontam que muitos organismos caracterizados tradicionalmente como predadores em uma área geográfica se comportam como coletores de detritos em outras localidades (Silva *et al.*, 2008).

Neste sentido, é provável que as cadeias alimentares na maioria dos ecossistemas aquáticos, especialmente nos neotropicais, sejam dominadas por *taxa* de macroinvertebrados generalistas e de comportamento oportunista que ocupam simultaneamente mais de uma categoria trófica (Tomanova *et al.*, 2006). A obtenção de alimento pelos insetos filtradores, por exemplo, não se restringe à retenção da matéria orgânica particulada fina que atravessa

suas redes de filtração. Os organismos pertencentes a esta guilda trófica, embora favorecidos pelo fluxo d'água, podem empregar métodos alternativos de captura de partículas (p. ex., interceptação direta ou atração eletrostática) que são importantes, principalmente, em condições de baixa correnteza (Wallace & Merritt, 1980).

Em relação à densidade total, valor superior foi registrado na fase semi-lêntica. Aumento no número de indivíduos/m² em trechos de vazão reduzida ocorre quando os organismos ficam concentrados nas poças residuais facilitando a amostragem (Cortes *et al.*, 2002; Dewson *et al.*, 2007c). Entretanto, na fase semi-lêntica, a lâmina d'água foi restabelecida ao nível semelhante às condições prevalecentes na fase lótica (aproximadamente 90 metros de largura). Desta maneira, o aumento da densidade total não pode ser creditado a diferenças no esforço amostral.

Os grupos que apresentaram densidades superiores na fase semi-lêntica foram dois gêneros de Chironomidae (*Ablabesmyia* e *Tanytarsus*) e duas famílias da ordem Trichoptera (Leptoceridae e Polycentropodidae). *Ablabesmyia* pertence à subfamília Tanypodinae, grupo de espécies predadoras que alimentam-se de outras larvas de Chironomidae e de outros macroinvertebrados menores (Epler, 2001; Callisto *et al.*, 2002b). Considerando que abundância dos predadores depende diretamente da disponibilidade de suas presas (Vannote *et al.*, 1980), o acréscimo do número total de macroinvertebrados como recursos alimentares pode ter contribuído para o aumento da densidade numérica deste gênero.

Tanytarsus é habitante de substratos arenosos sendo muito comum em ambientes com baixo fluxo de água (Roque *et al.*, 2004; Takahashi *et al.*, 2008). Por possuir baixa concentração de hemoglobina no sangue (Panis *et al.*, 1996), é considerado indicador de locais com boa qualidade de água (Resende & Takeda, 2007). Os elevados teores de oxigênio dissolvido associados à conversão dos habitats fluviais de lóticos para semi-lênticos

provavelmente favoreceram o gênero. As famílias Leptoceridae e Polycentropodidae também incluem representantes que vivem em poções e remansos (Pérez, 1988; Martins-Silva *et al.*, 2008). Semelhante ao gênero *Tanytarsus*, o acréscimo de suas densidades possivelmente ocorreu devido à colonização dos novos habitats semi-lênticos.

A biomassa total não apresentou variação entre as duas fases, sendo representada predominantemente pelo bivalve invasor *Corbicula fluminea*. Esta espécie é filtradora e sua biomassa consiste basicamente de carbono proveniente do fitoplâncton (Vaughan & Hakenkamp, 2001). Apesar das baixas concentrações de nitrogênio e fósforo restringirem a produção primária no trecho estudado (Valadares, 2007), o fato destes organismos não terem inimigos naturais nas áreas invadidas (ex. parasitas e predadores) e filtrarem rapidamente grandes volumes de água (Sousa *et al.*, 2008), provavelmente explica sua elevada biomassa mesmo num ambiente com produtividade limitada.

Mudanças significativas na composição faunística foram registradas após a redução da vazão e formação dos habitats semi-lênticos, porém a distinção dos grupos não foi completa, havendo sobreposição das comunidades entre as fases lótica e semi-lêntica. Em ambientes represados, a substituição das espécies fluviais por aquelas adaptadas a viver em sistemas lênticos pode levar alguns anos (Voshell & Simmons, 1984). Ao estudar a sucessão de macroinvertebrados bentônicos em um ambiente lêntico recém formado, Bass (1992) observou que os colonizadores iniciais eram espécies que já habitavam o rio antes do represamento e toleravam a nova situação hidráulica. Em seguida ocorreu a chegada de espécies de áreas adjacentes possivelmente por dispersão de adultos alados. Ao final de três anos o autor observou que 80% dos *taxa* originais tinham desaparecido e que outros novos se estabeleceram no local. Informações de literatura sugerem um período variando de 20 a 36

meses para que as comunidades de macroinvertebrados se estabilizem em um ecossistema lântico recém formado (Solimini *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2008).

Neste contexto, a forte sobreposição das comunidades entre as duas fases pode ter ocorrido porque os macroinvertebrados bentônicos foram coletados no primeiro ano após a formação dos sistemas semi-lânticos, ou seja, no início do processo de colonização. Vinson (2001), em investigação a jusante da represa Flaming George (EUA), destacou pequenas alterações na fauna invertebrada quando analisados os dados referentes aos primeiros anos do represamento do rio, entretanto, mudanças importantes na comunidade foram detectadas ao incluir informações de longa duração (períodos superiores a 5 anos após as mudanças hidráulicas).

Temporalmente é provável que a fauna de macroinvertebrados bentônicos presente neste trecho de vazão reduzida com soleiras vertentes continue se reestruturando diferenciando-se cada vez mais daquelas ocorrentes em áreas lóaticas, preservadas e livres de influência humana. Duas famílias associadas a habitats de correnteza, Tipulidae (Wallace & Anderson, 1996) e Leptohiphidae (Goulart & Callisto, 2005; Bispo & Oliveira, 2007), desapareceram do trecho na fase semi-lântica. Simultaneamente, grupos taxonômicos comuns em poções e remansos colonizaram-no, dentre eles: *Dicrotendipes* (Rosin & Takeda, 2007) e Veliidae (Goulart *et al.*, 2002).

Por colonizarem um habitat homogêneo onde a variação das condições ambientais é pequena e o fluxo de água constante, estas comunidades tendem a ser bastante frágeis e susceptíveis a perturbações físicas. As interações biológicas, tais como a competição e predação, possivelmente exercerão forte influência sobre a estrutura e dinâmica das futuras comunidades, devido ao desenvolvimento em um ambiente artificial e estável (Armitage, 2006). Assim, uma das maneiras de amenizar estes problemas seria estabelecer no local um

regime de vazões que respeite as variações hidrometeorológicas da bacia e que não se restrinja ao valor constante e mínimo de $7\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Em conclusão, os resultados deste trabalho evidenciam que houve alterações significativas na composição taxonômica e densidade total de macroinvertebrados após a redução da vazão e construção das soleiras vertentes. Diferenças nos valores de riqueza, diversidade e biomassa total não foram observadas. Assim, nossa hipótese foi parcialmente validada. Destaca-se ainda que durante as duas fases de estudo a macrofauna caracterizou-se pelo domínio numérico de organismos tolerantes a distúrbios e pela elevada biomassa da espécie invasora *Corbicula fluminea* indicando que este trecho do rio Araguari estava degradado antes da conversão dos habitats fluviais de lóticos em semi-lênticos.

Desde o início dos anos 80, o rio Araguari vem sendo continuamente submetido a impactos antrópicos, tais como a construção de barramentos em cascata e a substituição da vegetação nativa por pastagens e cultivos agrícolas. Estas atividades têm levado ao empobrecimento de suas comunidades biológicas e, provavelmente, alterado o funcionamento do ecossistema. Como a reestruturação da fauna bentônica em trechos de rios regulados é gradual sugere-se a continuidade do biomonitoramento neste trecho de vazão residual recém implantado a fim de verificar qual será seu impacto sobre a biota em uma perspectiva de longo prazo.

Agradecimentos

Ao Consórcio Capim Branco Energia pelo financiamento do projeto, ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor e a US FISH, CAPES e FAPEMIG por apoiarem o desenvolvimento deste trabalho. Ao Renner Gregório pela ajuda nas coletas de

campo e aos colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos - UFMG pelo apoio no processamento das amostras. Ao Daniel Coscarelli, Laboratório de Malacologia – UFMG, pela identificação do bivalve *Corbicula fluminea*.

Referências

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1: 70-78.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 1119-1132.
- ARMITAGE, P. D. 2006. Long-term faunal changes in a regulated and an unregulated stream – Cow Green thirty years on. **River Research and Applications**, 22: 947-966.
- APHA. 1992. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 18 ed. Washington: American Public Health Association.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS, G.; ROCHA, O. 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its applications to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi, J. G. & Straskaba, M. (Org). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. Leiden: Backhuys Publishers, p. 425-438.
- BASS, D. 1992. Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in Arcadia Lake, a South-Central USA reservoir. **Hydrobiologia**, 242: 122-131.
- BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 283-293.

- BRASHER, A. M. D. 2003. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. **BioScience**, 53: 1052-1060.
- BRENDENHAND, E. & SAMWAYS, M. J. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region, South Africa. **Journal of Insect Conservation**, 13: 297-307.
- BRITAIN, J. E. & L'AB'EE-LUND, J. H. 1995. The environmental effect of dams and strategies for reducing their impact. In: SANTBEGGEN, L. & WESTEN, C. J. V. (Eds). **Reservoirs in River Basin Development**. Rotterdam: AA Balkema. p. 129-138.
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, 30: 492-507.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, 2: 465-473.
- CALLISTO, M.; GONÇALVES-JR, J. F.; GRAÇA, M. S. 2007. Leaf litter as possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese streams. **Revista Brasileira de Zoologia**, 2: 442-448.
- CALLISTO, M., GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrate along a reservoir cascade in the lower São Francisco river (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 65: 1-6.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D.; PETRUCIO, M. 2002a. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13:91-98.

- CALLISTO, M.; MORENO, P.; GONÇALVES, J. F.; LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A. 2002b. Diversity and biomass of chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 62: 77-84.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6: 71-82.
- CALLISTO, M. & ESTEVES, F. A. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13:91-98.
- CAZAUBON, A. & GIUDICELLI, J. 1999. Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: the Durance, France. **Regulated Rivers: Research and Management**, 15: 441-461.
- CCBE – Consórcio Capim Branco Energia. 2007. **Soleiras vertentes – obras concluídas**. Informativo do Consórcio Capim Branco Energia. Ano V, n 38, 4 p.
- CLARKE, K. R. & GREEN, R. H. 1988. Statistical design and analysis for a "biological effects" study. **Marine Ecology Progress Series**, 46: 213-226.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acessado em 22 abril de 2009.
- CORTES, R. M. V.; FERREIRA, M. T.; OLIVEIRA, S. V.; OLIVEIRA, D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. **River Research and Applications**, 18: 367-382.

- COSTA, C.; IDE, S.; SOMONKA, C. E. S. 2006. **Insetos Imaturos: metaformose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos. 249 p.
- COVICH, A. P.; AUSTEN, M. C.; BÄRLOCHER, F.; CHAUVET, E.; CARDINALE, B. J.; BILES, C. L.; INCHAUST, P.; DANGLES, O.; SOLAN, M.; GESSNER, M. O.; STATZNER, B.; MOSS, B. 2004. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystem. **BioScience**, 54: 767-775.
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, 40: 71-90.
- DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W.; DEATH, R. G. 2007a. A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, 26: 401-41.
- DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W.; DEATH, R. G. 2007b. Invertebrate responses to short-term water abstraction in small New Zealand streams. **Freshwater Biology**, 52: 357-369.
- DEWSON, Z. S.; JAMES, A. B. W.; DEATH, R. G. 2007c. Invertebrate community responses to experimentally reduced discharge in small streams of different water quality. **Journal of the North American Benthological Society**, 26: 754-766.
- EPLER, J. H. 2001. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. Raleigh: North Carolina Department of Environment and Natural Resources Division of Water Quality. 528 p.
- FERNÁNDEZ, H. R. & DOMÍNGUEZ, E. 2001. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucuman: Universidad Nacional de Tucuman. 282 p.

- FJELLHEIM, A. & RADDUM, G. G. 1996. Weir building in a regulated west Norwegian river: long-term dynamics of invertebrates and fish. **Regulated Rivers: Research and Management**, 12: 501-508.
- GEORGIAN, T. & THORP, J. H. 1992. Effects of microhabitat selection on feeding rates of net-spinning caddisfly larvae. **Ecology**, 73: 229-240.
- GOULART, M. & CALLISTO, M. 2005. Mayfly diversity in the brazilian tropical headwaters of Serra do Cipó. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 48: 983-996.
- GOULART, M.; MELO, A. L.; CALLISTO, M. 2002. Qual a relação entre as variáveis ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude? **Bios**, 10: 63-76.
- GRAÇA, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream - a review. **International Review of Hydrobiology**, 86: 383-393.
- HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. W. 1997. Training reduces observer variability in visual – based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, 16: 853-860.
- HANSEN, R. A.; HART, D. D.; MERZ, R. A. 1991. Flow mediates predator-prey interactions between triclad flatworms and larval black flies. **Oikos**, 60: 187-196.
- HART, D. D. & FINELLI, C. M. 1999. Physical-biological coupling in streams: the pervasive effects of flow on benthic organisms. **Annual Review of Ecology and Systematic**, 30: 363-395.
- JAMES, A. B. W.; DEWSON, Z. S.; DEATH, R. G. 2007. The effect of experimental flow reductions on macroinvertebrate drift in natural and stream side channels. **River Research and Applications**, 24: 22-35.

- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G.; BELMONT, R. 2009. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera reservoir (Paraná river, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 69: 19-29.
- KINZIE, R. A. I.; CHONG, C.; DEVRELL, J.; LINDSTROM, D.; WOLF, R. 2006. Effects of water removal on a Hawaiian stream ecosystem. **Pacific Science**, 60: 1-47.
- KONDOLF, G. M. 1997. Hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels. **Environmental Management**, 21: 533-551.
- KRATZ, K. W. 1996. Effects of stoneflies on local prey populations: mechanisms of impact across prey density. **Ecology**, 77: 1573-1585.
- LESSARD, J. L. & HAYES, D. B. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. **River Research and Applications**, 19: 721-732.
- LYTLE, D. A. & POFF, N. L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology and Evolution**, 19: 94-100.
- MAGURRAN, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science, 256p.
- MALMQVIST, B. & SACKMANN, G. 1996. Changing risk of predation for a filter-feeding insect along a current velocity gradient. **Oecologia**, 108: 450-458.
- MANNES, S.; ROBINSON, C. T.; UEHLINGER, U.; SCHEURER, T.; ORTLEEP, J.; MÜRLE, U.; MOLINARI, P. 2008. Ecological effects of a long-term flood program in a flow-regulated river, **Journal of Alpine Research**, 96: 125-134.
- MARTINS-SILVA, M. J.; ENGEL, D. W.; ROCHA, F. M.; ARAÚJO, J. 2008. Imaturos de Trichoptera na bacia do rio Paranã, GO, com novos registros de gênero. **Neotropical Entomology**, 37: 735-738.

- MCKAY, S. F. & KING, A. J. 2006. Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. **River Research and Applications**, 22: 1023-1037.
- MCINTOSH, M. D.; BENBOW, M. E.; BURKY, A. J. 2002. Effects of stream diversion on riffle macroinvertebrate communities in a Maui, Hawaii, stream. **River Research and Applications**, 18: 569-581.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2 ed. Iowa: Kendall Hunt, 750 p.
- MICHELLAND, R. J.; COMBES, S.; MONTEILS, V.; CAUQUIL, L.; GIDENNE, T.; FORTUN-LAMOTHE, L. 2009. Molecular analysis of the bacteria community in digestive tract of rabbit. **Anaerobe**, 1: 1-5.
- MOTA, H. R. 2006. **Análise de influência geoquímica do ambiente e das características do substrato na estruturação da população de *Corbicula fluminea*, Muller 1774 (Mollusca, Bivalvia) no reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande – MG/SP**. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.
- MOTTA, R. L. & UIEDA, V. S. 2004. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, 64: 809-817.
- MOYLE, P. B. & MOUNT, J. F. 2007. Homogeneous rivers, homogeneous faunas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 14: 5711-5712.
- NICHOLS, S.; NORRIS, R.; MAHER, W.; THOMS, M. 2006. Ecological effects of serial impoundment on the Cotter River, Australia. **Hydrobiologia**, 572: 255-273.
- NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308: 405-408.

- OGBEIBU, A. E. & ORIBHABOR, B. J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrate as indicators. **Water Research**, 36: 2427-2436.
- PANIS, L. T.; GODDEERIS, B.; VERHEYEN, R. 1996. On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen stress in littoral Chironomidae (Diptera). **Hydrobiologia**, 318: 61-67.
- PAULO, R. F. G. 2007. **Ferramentas para determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado no caso de Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PÉREZ, G. H. 1988. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Universidad de Antioquia, 217 p.
- POFF, N. L.; OLDEN, J. D.; MERRIT, D. M.; PEPIN, D. M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 14: 5732-5737.
- RESENDE, D. L. M. C & TAKEDA, A. M. 2007. Larvas de Chironomidae (Diptera) em três reservatórios do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, 9: 167-176.
- RESH, V. H. & JACKSON, J. K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. (Eds). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, p. 195-233.
- ROBERTO, M. C.; SANTANA, N. F.; THOMAZ, S. M. 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, 69: 717-725.

- RODRIGUES, S. C. 2002. Mudanças ambientais na região do Cerrado. Análise das causas e efeitos da ocupação do solo sobre o relevo. O caso da bacia hidrográfica do rio Araguari – MG. **Geosp**, 12: 105-124.
- RODRIGUES, J. C. A.; PIRES-JUNIOR, O. R.; COUTINHO, M. F.; MARTINS-SILVA, M. J. 2007. First occurrence of the asian clam *Corbicula fluminae* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paranoá Lake, Brasília, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64: 789-790.
- ROQUE, F. O.; CORREIA, L. C. S.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. 2004. A review of chironomidae studies in lentic system in the state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, 4: 1-19.
- ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; LIMA, S. C. 2006. Uso do solo e cobertura vegetal na área de influência do AHE Capim Branco I. **Sociedade e Natureza**, 18: 133-150.
- ROSIN, G. C. & TAKEDA, A. M. 2007. Larvas de Chironomidae (Diptera) da planície de inundação do alto rio Paraná: distribuição e composição em diferentes ambientes e períodos hidrológicos. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 29: 57-63.
- SIMGE. 2010. Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos de Minas Gerais. **Mapas Climáticos Mensais**. Disponível em http://www.simge.mg.gov.br/monitoramento/mapas_climaticos.html. Acessado em 22 de janeiro de 2010.
- SILVA, F. L.; MOREIRA, D. C.; BOCHINI, G. L.; RUIZ, S. S. 2008. Hábitos alimentares de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) do córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. **Biotemas**, 21: 155-159.
- SILVA, J. F.; CAMPOS, P. B. R.; SERATO, D. S.; NETO, F. M. L.; RODRIGUES, S. C. 2009. Fragilidade ambiental das bacias hidrográficas que deságuam no trecho de vazão reduzida da hidrelétrica de Capim Branco I em dezembro de 2008, Uberlândia MG. In:

- Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada.** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p. 1-10.
- SOLIMINI, A. G.; RUGGIERO, A.; BERNARDINI, V.; CARCHINI, G. 2003. Temporal pattern of macroinvertebrate diversity and production in a new man made shallow lake. **Hydrobiologia**, 506-509: 373-379.
- SOUSA, R.; ANTUNES, C.; GUILHERMINO, L. 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystem: an overview. **Annales de Limnologie**, 44: 85-94.
- STEVAUX, J. C.; MARTINS, D. P.; MEURER, M. 2009. Changes in a large regulated tropical river: the Paraná river downstream from Porto Primavera dam, Brazil. **Geomorphology**, 113: 230-238.
- SUGUIO, K. 1973. **Introdução a Sedimentologia**. EDUSP: Edgar Blucher Ltda, 317p.
- SURIANI, A. L.; FRANÇA, R. S.; ROCHA, O. 2007. A malacofauna bentônica das represas do médio Tietê (São Paulo, Brasil) e uma avaliação ecológica das espécies exóticas invasoras, *Melanoides tuberculata* (Müller) e *Corbicula fluminea* (Müller). **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 21-32.
- TAKAHASHI, M. A.; HIGUTI, J.; BAGATINI, Y. M.; ZVIEJKOVSKI, I. P., VELHO, L. M. F. 2008. Composition and biomass of larval chironomid (Insecta, Diptera) as potential indicator of trophic conditions in southern Brazil reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20: 5-13.
- THIENGO, S. C.; SANTOS, S. B.; FERNANDEZ, M. A. 2005. Malacofauna límnic da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22: 867-874.

- TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. **Hydrobiologia**, 556: 221-265.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCAR, 229 p.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMARA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 631 p.
- TUNDISI, J.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. E. M. 2008. Reservoirs and human well-being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 1113-1135.
- VALADARES, C. F. 2007. **Alterações nas características limnológicas e na comunidade zooplânctonica do rio Araguari (MG) em função das obras hidráulicas da UHE Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- VALLANIA, A. & CORIGLIANO, M. D. C. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the grande river (São Luis, Argentina). **Environmental Monitoring and Assessment**, 124: 201-209.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fish Aquatic Science**, 37: 130-137.
- VAUGHN, C. C. & HAKENKAMP, C. C. 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. **Freshwater Biology**, 46: 1431-1446.

- VIDIGAL, T. H. D. A.; MARQUES, M. M. G. S. M.; LIMA, H. P.; BARBOSA, F. A. 2005. Gastrópodes e bivalves límnicos do trecho médio da bacia do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Lundiana**, 6: 67-76.
- VINSON, M. R. 2001. Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. **Ecological Applications**, 11: 711-730.
- VOSHELL, J. R. & SIMMONS, G. M., 1984. Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in a new reservoir. **Hydrobiologia**, 112: 27-39.
- WALLACE, J. B. & ANDERSON, N. H. 1996. Habitat, life history and behavioral adaptations of aquatic insects. In: MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. (Eds.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. Iowa: Kendall Hunt, p. 41-73.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**, 41: 115–139.
- WALLACE, J. B. & MERRITT, R. W. 1980. Filter-feeding ecology of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, 25: 103-132.
- WALTON, O. E. 1980. Invertebrate drift from predator-prey associations. **Ecology**, 61: 1486-1497.
- WILLIAMS, P.; WHITFIELD, M.; BIGGS, J. 2008. How can we make new ponds biodiverse? A case study monitored over 7 years. **Hydrobiologia**, 597: 137-148.
- ZAR, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. 3 ed. New Jersey: Prentice–Hall. 662 p.

Capítulo 2

Peixes como ferramenta ecológica complementar em inventários de biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos

Daniel M. Maroneze, Taynan H. Tupinambás, Carlos B. M. Alves, Fábio Vieira, Paulo S.

Pompeu e Marcos Callisto

Resumo

A amostragem de macroinvertebrados bentônicos, principalmente em rios de grandes dimensões, apresenta uma série de limitações, decorrentes não apenas da seletividade dos aparelhos tradicionais de coleta, mas também das dificuldades de capturar os organismos que habitam as zonas mais profundas e com forte correnteza. Considerando o papel dos macroinvertebrados bentônicos como alimento de peixes, as restrições amostrais nas coletas de sedimento realizadas com dragas e a importância de levantamentos de biodiversidade bentônica, o objetivo deste estudo foi avaliar o conteúdo estomacal de cinco espécies de peixes (*Astyanax altiparanae* Garutti & Britski 2000; *Leporinus friderici* (Bloch 1974); *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski 1987; *Iheringichthys labrosus* (Lütken 1874) e *Pimelodus maculatus* Lacepède 1803) como ferramenta ecológica complementar em inventários de macroinvertebrados bentônicos. As coletas dos peixes e macroinvertebrados bentônicos foram conduzidas em um trecho do rio Araguari (MG) de 9 km de extensão e aproximadamente 90 metros de largura em três campanhas de campo. Independentemente do período de coleta, novos grupos taxonômicos de macroinvertebrados bentônicos foram acrescentados ao inventário final após a análise dos estômagos das espécies de peixes. Estes resultados demonstram que os peixes podem ser empregados como amostradores alternativos, sendo a análise de seus conteúdos estomacais eficaz quando for necessário complementar inventários taxonômicos bentônicos obtidos através de amostragens tradicionais de sedimento.

Palavras – chave: conteúdo estomacal, amostradores, bentos, rios, interação trófica.

Introdução

As técnicas utilizadas para a coleta de macroinvertebrados bentônicos são bastante variadas, sendo que em cada tipo de ecossistema aquático deve-se utilizar uma metodologia de amostragem específica, considerando-se a profundidade, textura do sedimento, correnteza e heterogeneidade espacial (Alves & Strixino, 2003; Blockson & Flotemersch, 2005; Kikuchi *et al.*, 2006). Em ecossistemas lóticos, comumente, opta-se pelo emprego de coletores do tipo Surber ou dragas (ex. Eckman-Birge, Van Veen, Petersen, etc) que, por terem área amostral conhecida, oferecem dados quantitativos das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Bady *et al.*, 2005).

Embora amostras quantitativas permitam comparações estatísticas, muitas vezes exigem tempo e recursos financeiros para serem coletadas e identificadas (Rosenberg *et al.*, 1997; Bartsch *et al.*, 1998). Além disso, são realizadas em habitats específicos e, como consequência, parte da comunidade bentônica não é adequadamente amostrada (Lenat, 1988). Estas limitações ocorrem principalmente em rios de grande porte onde a coleta dos macroinvertebrados bentônicos concentra-se, na maioria das vezes, nas margens dos cursos d'água (Reece & Richardson, 2000). Amostragens nas zonas mais profundas e de forte correnteza normalmente não são realizadas devido a problemas de acesso e segurança dos coletores e, quando necessária, exige o emprego de aparelhos extras como bombas de sucção (Rosenberg *et al.*, 1997) ou a utilização de técnicas indiretas como o uso de substratos artificiais (Humphries *et al.*, 1998, Collier *et al.*, 2009).

Entretanto, dependendo da natureza do estudo, amostras qualitativas são suficientes, como em Programas de Biomonitoramento de qualidade de água que utilizam índices bióticos baseados na presença e ausência de espécies (Junqueira *et al.*, 2000; Buss & Borges, 2008),

ou em inventários taxonômicos que visem fornecer uma listagem das espécies de uma determinada área geográfica ou bacia hidrográfica (Mackey *et al.*, 1984).

Recentemente alguns estudos destacaram que a análise de conteúdos estomacais de peixes que consomem macroinvertebrados bentônicos pode ser uma estratégia importante em levantamentos taxonômicos destas comunidades (Russo *et al.*, 2002; Tupinambás *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2009). O hábito dos peixes explorarem uma grande variedade de microhabitats favorece a captura de macroinvertebrados em locais não alcançados pelos aparelhos de coleta convencionais, tornando-os bons amostradores (Callisto *et al.*, 2002; Galina & Hanh, 2004).

Buscando avaliar a importância da análise de conteúdos estomacais de peixes para inventários taxonômicos de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, foram estudados os estômagos de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski 2000, *Leporinus friderici* (Bloch 1974), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski 1987, *Iheringichthys labrosus* (Lütken 1874) e *Pimelodus maculatus* Lacepède 1803.

Nossa hipótese é que a riqueza de macroinvertebrados bentônicos será elevada nos estômagos dos peixes, devido ao forrageamento em diferentes habitats aquáticos, sendo a análise de seus conteúdos uma técnica ecológica complementar em levantamentos taxonômicos obtidos através de amostragens tradicionais de sedimento. Para tanto, foram comparados os *taxa* bentônicos coletados em amostras de sedimento com aqueles encontrados no trato digestivo de peixes, em um mesmo trecho do rio Araguari (MG). Estas espécies foram escolhidas para o estudo em função de investigações anteriores realizadas na área demonstrarem que todas incluem macroinvertebrados bentônicos em suas dietas (Durães *et al.*, 2001; Vono, 2002; Callisto *et al.*, 2002).

Área de Estudo

Este estudo foi realizado em um trecho do rio Araguari (MG) situado entre as coordenadas geográficas 18° 20' S - 46° 00' W e 20° 10' S - 48° 50' W. O segmento de rio, com 9 Km de extensão e aproximadamente 90 metros de largura, drena áreas formadas principalmente por arenitos e basalto, chegando, no fundo do vale a erodir rochas resistentes ao intemperismo, como granitos e gnaisses (Rodrigues, 2002).

Em sua bacia afluyente predominam pastagens (39,7% da região) além da presença de cerrado preservado (17,8%), cultura agrícola anual (17,5%), cultura agrícola temporária - hortaliças (15,4%), área urbana (7,5%), estradas e sítios (1,8%) e uma pequena área de proteção permanente (0,1%) (Silva *et al.*, 2009).

O clima do local é caracterizado pela presença de chuvas entre outubro a março e período seco bem definido entre maio e setembro. A temperatura média anual é de 22°C com um total pluviométrico de 1555 mm/ano (Rosa *et al.*, 2006). De um modo geral as águas do rio são bem oxigenadas, ligeiramente ácidas, com baixos valores de condutividade elétrica, turbidez e nutrientes totais dissolvidos (Valadares, 2007).

Em maio de 2006, devido à operação de um reservatório a montante (Amador Aguiar I) houve redução da vazão média no trecho estudado de aproximadamente 346 m³/s para 7m³/s (Paulo, 2007). Para restabelecer a espelho d'água ao nível semelhante às condições naturais, cinco soleiras vertentes foram construídas acarretando na formação de uma seqüência de sistemas semi-lênticos.

Material e Métodos

As amostragens foram realizadas durante três campanhas de campo nos meses de julho e outubro de 2005 e junho de 2008, em seis estações amostrais. Os peixes foram coletados com redes de espera de 10 metros de comprimento e altura entre 1,4 a 2,4 m. A malhas empregadas variaram de 3 a 16 cm (entre nós opostos). Em cada estação amostral foi utilizado um total de 128 m² de redes. Estas foram armadas ao entardecer e retiradas na manhã do dia seguinte, permanecendo na coluna d'água por aproximadamente 14 horas. Em campo os exemplares foram fixados em solução de formol 10%. No laboratório foram lavados, identificados, pesados, medidos e mantidos em solução de álcool 70%.

Para a análise dos conteúdos estomacais, os indivíduos foram dissecados e os estômagos retirados, sendo os macroinvertebrados bentônicos identificados em microscópio estereoscópico com auxílio de chaves taxonômicas de Pérez (1988) e Costa *et al.*, (2006). Foram considerados apenas os macroinvertebrados que apresentavam cabeça e moluscos com parte mole. O número de estômagos estudados variou entre as espécies de peixes, o estágio de desenvolvimento dos exemplares e os períodos de amostragem (Tabela 1). O comprimento padrão (cm) do menor exemplar em maturação avançada foi utilizado como critério de separação dos indivíduos jovens dos adultos (Vono, 2002). Estômagos vazios foram desconsiderados.

Para avaliação da composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos três amostras de sedimento foram coletadas nas margens do trecho em cada uma das estações amostrais com auxílio de uma draga de Van Veen (0,045 m²). Em laboratório, as amostras de sedimento foram lavadas sobre peneiras com abertura de malha de 1,00 e 0,50 mm, triadas e os exemplares identificados em microscópio estereoscópico segundo as chaves taxonômicas propostas por Pérez (1988) e Costa *et al.*, (2006).

Tabela 1: Número de estômagos analisados das cinco espécies de peixes coletadas no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nos três períodos de amostragem. (-) = 0.

Espécie	Nome Popular	Período						Total
		jul/05		out/05		jun/08		
		Jovens	Adultos	Jovens	Adultos	Jovens	Adultos	
CHARACIDAE								
<i>A. altiparanae</i>	Lambari-do-rabo-amarelo	-	15	-	11	5	30	61
ANOSTOMIDAE								
<i>L. amblyrhynchus</i>	Timburé	3	2	3	9	1	1	19
<i>L. friderici</i>	Piau-três-pintas	3	3	1	7	14	1	29
PIMELODIDAE								
<i>I. labrosus</i>	Mandi-beiçudo	-	4	-	3	-	8	15
<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	12	1	2	7	8	1	31
Total		43		43		69		155

A importância da análise dos conteúdos estomacais dos peixes como complemento ao inventário das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foi avaliada através do número de grupos taxonômicos registrados nos estômagos das espécies que não foram identificados nas amostras de sedimento coletadas com draga de Van Veen. Para retirar a influência das amostras desiguais (nº de estômagos analisados) e verificar quais as espécies que mais contribuíram para o inventário, calculou-se o número médio de *taxa* exclusivos por estômago (NT) através da seguinte fórmula: $NT = n_{(x)} / N_{(x)}$, onde $n_{(x)}$ é o número de *taxa* encontrado nos conteúdos estomacais da espécie x e não registrado nas amostras de sedimento e $N_{(x)}$ é o número de estômagos da espécie x analisados. Assim, quanto maior o valor do NT, maior é contribuição da espécie (acréscimo de *taxa* ao inventário).

Resultados

Durante os três períodos de estudo foram encontrados 26 *taxa* de macroinvertebrados bentônicos nos estômagos das cinco espécies de peixes (155 estômagos analisados). Os organismos foram identificados nos filos Mollusca, Annelida e Arthropoda e nas classes Bivalvia, Gastropoda, Oligochaeta e Insecta. O grupo taxonômico mais diverso foi Insecta, com 6 ordens e 21 famílias (Tabela 2).

Do total, 14 *taxa* foram registrados em julho de 2005, 19 em outubro de 2005 e 13 em junho de 2008. *Leporinus amblyrynchus*, *I. labrosus* e *P. maculatus* foram as espécies que consumiram maior variedade de macroinvertebrados bentônicos sendo identificados em seus conteúdos estomacais respectivamente: 8, 7 e 6 *taxa* em julho de 2005; 15, 7 e 10 *taxa* em outubro de 2005; e 6, 6 e 6 *taxa* em junho de 2008. (Tabela 2).

Nas amostras de sedimento foi encontrado um total de 21 grupos taxonômicos: 15 em julho de 2005, 11 em outubro de 2005 e 15 em junho de 2008. Com exceção da classe Hirudinea, os *taxa* registrados no substrato pertenceram aos três filos e quatro classes identificados nos estômagos, tendo sido também os insetos o grupo mais diversificado, com 6 ordens e 16 famílias (Tabela 2).

Quando comparados os levantamentos obtidos pelas duas metodologias (amostras de sedimento e amostras provenientes dos estômagos das cinco espécies de peixes), verificou-se que, independente do período estudado, os conteúdos estomacais apresentaram *taxa* exclusivos, ampliando a riqueza no inventário de macroinvertebrados bentônicos. Cinco *taxa* foram acrescentados na amostragem realizada em julho de 2005, incluindo uma família de Diptera (Empididae), duas de Ephemeroptera (Leptophlebiidae e Polymitarcyidae), uma de Megaloptera (Corydalidae) e uma de Trichoptera (Hydropsychidae).

Tabela 2: Taxa de macroinvertebrados registrados nas amostras de sedimento e nos conteúdos estomacais das cinco espécies de peixes estudadas em julho e outubro de 2005 e em junho de 2008. (SE) - Sedimento, (Ap) - *Axyanax altiparanae*, (Lf) - *Leporinus friderici*, (La) - *Leporinus amblyrhynchus*, (Il) - *Iheringichthys labrosus*, (Pm) - *Pimelodus maculatus*, (ES) - Total de taxa registrado nos estômagos das cinco espécies, (EX) - Taxa registrados exclusivamente nos estômagos dos peixes e (FI) - Inventário final considerando amostras de sedimento e conteúdos estomacais.

Taxa	Julho 2005									Outubro 2005									Junho 2008								
	SE	Ap	Lf	La	Il	Pm	ES	EX	FI	SE	Ap	Lf	La	Il	Pm	ES	EX	FI	SE	Ap	Lf	La	Il	Pm	ES	EX	FI
Mollusca																											
Bivalvia	x				x	x	x		x	x		x	x	x	x		x		x			x		x		x	
Gastropoda	x								x									x					x		x		x
Annelida																											
Oligochaeta	x					x		x		x		x	x	x	x		x										x
Hirudinea	x									x								x									
Arthropoda																											
Hidracarina	x				x			x		x		x		x	x		x										x
Collembola																							x		x		x
Insecta																											
Ephemeroptera																											
Baetidae	x					x	x	x		x		x	x			x		x					x		x		x
Leptohyphidae	x					x		x		x			x		x	x	x	x					x		x		x
Leptophlebiidae						x			x	x					x			x									
Polymitarcyidae							x		x	x	x												x		x		x
Odonata																											
Coenagrionidae																								x			x
Gomphidae	x									x				x		x		x						x			x
Libellulidae	x												x		x	x	x	x						x			x
Heteroptera																											
Veliidae																								x			x
Coleoptera																											
Elmidae	x									x			x			x		x									
Trichoptera																											
Glossosomatidae															x		x	x	x								
Helicopsychidae															x		x	x	x					x		x	x
Hydropsychidae						x		x	x	x	x				x		x	x	x					x			x
Hydroptilidae	x					x			x					x		x	x	x	x					x			x
Leptoceridae														x	x		x	x	x					x		x	x
Odontoceridae																											x
Philopotamidae																								x			
Polycentropodidae																								x			x
Megaloptera																											
Corydalidae								x	x	x	x																
Diptera																											
Ceratopogonidae	x					x	x		x		x			x	x	x	x		x					x		x	x
Chironomidae	x					x	x	x	x		x			x	x	x	x		x					x		x	x
Dolichopodidae	x																										
Empidiidae								x		x						x	x	x	x								
Simuliidae																											
Tipulidae	x							x		x																	
Total	15	0	0	8	7	6	14	5	18	11	2	2	15	7	10	19	10	21	15	2	2	6	6	6	14	5	20

Em outubro de 2005 houve acréscimo de dez *taxa*, incluindo duas famílias de Diptera (Empididae e Simuliidae), uma de Ephemeroptera (Leptohyphidae), uma de Odonata (Libellulidae) e seis de Trichoptera (Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae e Philopotamidae). Em junho de 2008, quatro *taxa* foram acrescentados, sendo eles uma ordem (Collembola), duas famílias de Ephemeroptera (Leptohyphidae e Polymitarcyidae) e uma família de Trichoptera (Leptoceridae).

Vale ressaltar que as espécies de peixes contribuíram de forma diferente para a complementação dos levantamentos taxonômicos. Em termos numéricos, *L. amblyrynchus* foi a mais importante chegando a acrescentar 7 *taxa* na amostragem de outubro de 2005. Em seguida, destacaram-se *I. labrosus* e *P. maculatus*. Ambas adicionaram ao menos um grupo nos três períodos de amostragem. As espécies que menos contribuíram foram *A. altiparanae* e *L. friderici*, notadamente em julho de 2005, quando nenhum macroinvertebrado bentônico foi identificado nos estômagos dos exemplares. Em outubro de 2005, contudo, a família Simuliidae foi registrada apenas nos conteúdos estomacais de *A. altiparanae* enquanto em junho de 2008, a família Leptoceridae ocorreu exclusivamente nos estômagos de *L. friderici*.

Padrão semelhante foi observado após ser retirada a influência das amostras desiguais (nº de estômagos analisados). *Leporinus amblyrynchus*, *I. labrosus* e *P. maculatus* foram as espécies que apresentaram maiores médias de *taxa* exclusivos por estômago (NT) (Tabela 3), sendo assim, as mais importantes na complementação dos levantamentos taxonômicos. Ao final do estudo (incluindo os três períodos de amostragem), 30% dos *taxa* do inventário foram exclusivos das amostras de conteúdos estomacais (Collembola, Polymitarcyidae, Glossomatidae, Helicopschidae, Leptoceridae, Philopotamidae, Corydalidae, Empididae e Simullidae), 17% das amostras de sedimento (Hirudinea, Coenagrionidae, Vellidae, Odontocerida e Dolichopodidae) e 53% comum a ambas (Bivalvia, Gastropoda, Oligochaeta,

Hidracarina, Baetidae, Leptohiphidae, Leptophlebiidae, Gomphidae, Libellulidae, Elmidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Ceratopogonidae, Chironomidae e Tipulidae).

Tabela 3: Número médio de *taxa* exclusivos por estômago (NT) das cinco espécies de peixes analisadas do trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG em julho e outubro de 2005 e em junho de 2008.

Período	Espécie				
	<i>A. altiparanae</i>	<i>L. friderici</i>	<i>L. amblyrhyndus</i>	<i>I. labrosus</i>	<i>P. maculatus</i>
Julho 2005	0	0	0,60	0,25	0,15
Outubro 2005	0,18	0	0,87	0,66	0,55
Junho 2008	0	0,06	1,5	0,12	0,22

Discussão

Macroinvertebrados bentônicos, principalmente larvas de insetos, são itens comuns na dieta de diversas espécies de peixes de água doce (Russo *et al.*, 2002; Hanh & Fugui, 2007; Pinto & Uieda, 2007). Apesar destes organismos terem sido registrados nos estômagos das cinco espécies analisadas, foram os conteúdos estomacais de *L. amblyrhyndus*, *I. labrosus* e *P. maculatus* que apresentaram maior riqueza taxonômica. Por terem distribuição geográfica ampla, as dietas destas três espécies têm sido freqüentemente estudadas, e a riqueza de macroinvertebrados bentônicos em seus conteúdos estomacais constatada por diversos autores (Durães *et al.*, 2001; Andrade & Braga, 2005; Fagundes *et al.*, 2008).

Embora larvas de Chironomidae predominem dentre todos os macroinvertebrados, é comum o registro de outros grupos taxonômicos como, por exemplo, Ceratopogonidae, Simuliidae e Empididae nos estômagos de *L. amblyrhyndus* (Durães *et al.*, 2001; Mendonça *et al.*, 2004); Gastropoda, Gomphidae, Libellulidae, Polymitarciidae, Leptohiphidae, Odontoceridae e Polycentropodidae nos estômagos de *I. labrosus* (Fagundes *et al.*, 2008; Teixeira & Benneman, 2007); e Bivalvia, Hirudinea, Culicidae e Chaoboridae nos estômagos de *P. maculatus* (Lolis & Andrian, 1996; Lima-Júnior & Goitein, 2004; Andrade & Braga, 2005) (Tabela 4).

Tabela 4: Taxa de macroinvertebrados bentônicos registrados nos conteúdos estomacais das espécies de peixes analisadas do trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, e na literatura.

Espécie	Presente estudo	Literatura	Fonte
<i>A. altiparanae</i>	MOLLUSCA	MOLLUSCA	Casatti, 2002
	Gastropoda	Gastropoda	Casemiro <i>et al.</i> , 2002
			Benneman <i>et al.</i> , 2005
	INSECTA	INSECTA	Teixeira & Benneman, 2007
	TRICHOPTERA	EPHEMEROPTERA	Peretti & Andrian, 2008
	Philopotamidae	Ninfas	Rocha <i>et al.</i> , 2009
	DIPTERA	ODONATA	Gomiero & Braga, 2008
	Ceratopogonidae	Ninfas	
	Chironomidae	TRICHOPTERA	
	Simuliidae	Larvas	
		PLECOPTERA	
		Ninfas	
	DIPTERA		
	Ceratopogonidae		
	Chironomidae		
<i>L. amblyrhynchus</i>	MOLLUSCA	MOLLUSCA	Callisto <i>et al.</i> , 2002
	Bivalvia	Bivalvia	Mendonça <i>et al.</i> , 2004
		Gastropoda	
	ANNELIDA		
	Oligochaeta		
	ARACHNIDA	ARACHNIDA	
	Hidracarina	Hidracarina	
	INSECTA	INSECTA	
	EPHEMEROPTERA	DIPTERA	
	Baetidae	Ceratopogonidae	
	Leptohyphidae	Chironomidae	
	Leptophlebiidae	Empididae	
	ODONATA	Simuliidae	
	Libellulidae		
	COLEOPTERA		
	Elmidae		
	TRICHOPTERA		
	Helicopsychidae		
	Hydropsychidae		
	Hydroptilidae		
	Leptoceridae		
Philopotamidae			
Polycentropodidae			
DIPTERA			
Ceratopogonidae			
Chironomidae			
Empididae			
COLLEMBOLA			

Tabela 3: Continuação

Espécie	Presente estudo	Literatura	Fonte
<i>L. friderici</i>	INSECTA TRICHOPTERA Odontoceridae DIPTERA Chironomidae	INSECTA DIPTERA Chironomidae	Durães <i>et al.</i> , 2001 Luz <i>et al.</i> , 2001
<i>I. labrosus</i>		NEMATODA	Abes <i>et al.</i> , 2001 Teixeira & Benneman, 2007 Fagundes <i>et al.</i> , 2008
	MOLLUSCA Bivalvia	MOLLUSCA Bivalvia Gastropoda	
	ANNELIDA Oligochaeta	ANNELIDA Oligochaeta	
	ARACHINIDA Hidracarina	ARACHINIDA Hidracarina	
	INSECTA EPHEMEROPTERA Baetidae Polymitarcyidae ODONATA Gomphidae TRICHOPTERA Glossosomatidae Hydroptilidae Leptoceridae	INSECTA EPHEMEROPTERA Baetidae Leptohiphidae Polymitarcyidae ODONATA Aeshinidae Gomphidae Libellulidae COLEOPTERA Dytiscidae Hydrophilidae HETEROPTERA Veliidae	
<i>P. maculatus</i>	MOLLUSCA Bivalvia Gastropoda	MOLLUSCA Bivalvia Gastropoda	Lolis & Andrian, 1996 Callisto <i>et al.</i> , 2002 Lima-Júnior & Goitein, 2004 Andrade & Braga, 2005 Silva <i>et al.</i> , 2007
	ANNELIDA Oligochaeta	ANNELIDA Hirudinea	
	ARACHINIDA Hidracarina	ARACHINIDA Hidracarina	
	INSECTA EPHEMEROPTERA Baetidae Leptohiphidae Leptophlebiidae Polymitarcyidae	INSECTA DIPTERA Ceratopogonidae Chaoboridae Chironomidae Culicidae	

Tabela 3: Continuação

Espécie	Presente estudo	Literatura	Fonte
<i>P. maculatus</i>	INSECTA		Lolis & Andrian, 1996
	ODONATA		Callisto <i>et al.</i> , 2002
	Libellulidae		Lima-Júnior & Goitein, 2004
	TRICHOPTERA		Andrade & Braga, 2005
	Hydropsychidae		Silva <i>et al.</i> , 2007
	Hydroptilidae		
	MEGALOPTERA		
	Corydalidae		
	DIPTERA		
	Ceratopogonidae		
	Chironomidae		
	Empididae		
	Tipulidae		
		COLLEMBOLA	

De um modo geral, as espécies de peixes que consomem macroinvertebrados bentônicos apresentam características morfológicas que auxiliam na captura destes organismos, tais como boca subterminal, mandíbula protrátil ou apêndices sensoriais (Gerking, 1994; Teixeira & Bennemann, 2007). Os olhos grandes de *L. amblyrynchus* facilitam a percepção de movimentos de larvas aquáticas sendo os indivíduos desta espécie ativos principalmente durante os períodos de maior intensidade luminosa quando a predação visual é favorecida (Mendonça *et al.*, 2004).

Iheringichthys labrosus possui rastros branquiais bem espaçados que permitem a retenção das larvas e a rejeição da matéria orgânica (Fugi *et al.*, 2001). Além disso, suas nadadeiras peitorais longas estão relacionadas a manobras lentas e precisas, técnicas requeridas para a captura de organismos no fundo dos ecossistemas aquáticos (Abelha *et al.*, 2001). *Pimelodus maculatus* possui dois pares de barbilhões maxilares (Santos *et al.*, 2007a), estrutura ricamente enervada com grande quantidade de corpúsculos gustativos cutâneos (Rotta, 2003). Indivíduos jovens dependem fortemente da orientação química provida por estes apêndices para capturar presas no sedimento (Lima-Junior & Goitein, 2003).

Neste trabalho, 30% dos grupos taxonômicos foram encontrados exclusivamente nos estômagos da ictiofauna não tendo sido identificados nas amostras de sedimento. Callisto *et al.*, (2002) estudando a fauna de Chironomidae presente nos estômagos de *P. maculatus* e *L. amblyrynchus* coletados na área de influência do reservatório de Miranda (MG) identificaram 21 gêneros ressaltando que um levantamento prévio obtido através de amostragens de sedimento (draga de Eckman-Birge) revelou apenas 25% deste total.

A despeito dos conteúdos estomacais das espécies bentófagas (*L. amblyrynchus*, *I. labrosus* e *P. maculatus*) terem acrescentado maior número de *taxa* aos levantamentos de macroinvertebrados bentônicos, em outubro de 2005 e junho de 2008 a análise dos estômagos de *A. altiparanae* e *L. friderici* também contribuiu para complementação. Tanto *A. altiparanae* como *L. friderici* são espécies que normalmente não utilizam macroinvertebrados bentônicos como item alimentar principal (Gomiero & Braga, 2003; Melo & Röpke, 2004; Bennemann *et al.*, 2005), entretanto, o hábito de coletarem partículas arrastadas pela corrente (Casatti, 2002), possivelmente resulta na captura dos organismos transportados na coluna d'água por deriva.

Rios de grande porte, como o Araguari, caracterizam-se pela complexidade de sua estrutura física (Collier *et al.*, 2009), fornecendo diferentes tipos de habitats e substratos para a fauna de macroinvertebrados bentônicos. Trechos com alta velocidade de água e substrato rochoso são colonizados por organismos que possuem adaptações morfológicas (ex, corpo achatado dorsalmente) para fixação e resistência à correnteza, como muitas espécies da ordem Ephemeroptera, ou ainda por grupos que alimentam-se de matéria orgânica particulada fina transportada pela água corrente, como as larvas coletoras-filtradoras da família Simuliidae (Merritt & Cummins, 1996). Por outro lado, em áreas de baixa correnteza com sedimento essencialmente arenoso, observa-se o predomínio de larvas de Chironomidae e náides de Odonata (Baptista *et al.*, 2001).

Apesar da escassez de dados sobre o modo de forrageamento de *I. labrosus*, *L. amblyrynchus* e *P. maculatus*, é provável que as três espécies em conjunto tenham explorado estes diferentes tipos de habitats no trecho estudado. Peixes bentófagos apresentam táticas de forrageamento distintas (Inoue *et al.*, 2005), o que garante que os diversos compartimentos do ambiente aquático sejam amostrados. Tal padrão deve ser verdadeiro principalmente em ambientes onde as espécies co-ocorrentes apresentarem nichos espaciais e tróficos pouco sobrepostos. Em um riacho tropical, por exemplo, a espécie *Rhamdia quelen* ocorre em poços profundos e forrageia entre rochas sem revolver o substrato, enquanto, *Corydoras aeneus* permanece em áreas rasas na margem revolvendo o sedimento arenoso à procura de presas que são capturadas rapidamente através de sucção (Casatti, 2002).

Além disso, muitas espécies bentófagas, como as do gênero *Trycomiaterus*, vivem em pequenos espaços entre grãos de cascalho grosso (Chara *et al.*, 2006), rochas (Barreto & Aranha, 2005) ou mesmo em bancos de folhas submersos (Abilhoa *et al.*, 2008). Esses locais, além de servirem de refúgio para os próprios peixes, também são habitats preferenciais de grande parte dos macroinvertebrados aquáticos, tornando-os presas relativamente fáceis para a ictiofauna (Russo *et al.*, 2002). Na Inglaterra, estudo conduzido em substratos experimentais com a espécie bentófaga generalista *Gasterosteus aculeatus* demonstrou que após um período de 24 horas sem alimento os indivíduos forragearam preferencialmente nos substratos complexos (cascalho entre 5 a 20 mm), em detrimento dos simples (partículas de areia menores que 2mm), porque os associam a maior disponibilidade de presas (Webster & Hart, 2004).

Outro aspecto importante a ser mencionado refere-se à capacidade natatória dos peixes das famílias Anostomidae e Pimelodidae. Estudos recentes demonstraram que as espécies *Leporinus reinhardti* e *Pimelodus maculatus* são boas nadadores podendo, portanto, ter

acesso a ambientes de hidrodinamismo elevado (Santos *et al.*, 2007b; Santos *et al.*, 2008). Isto certamente contribui para que estes animais capturem presas invertebradas habitantes de áreas com elevada velocidade da água que normalmente são de difícil amostragem nos rios de grande porte.

Neste contexto, destaca-se que as técnicas usuais de coleta dos macroinvertebrados bentônicos são seletivas, ou seja, cada método prioriza determinado tipo de habitat e, conseqüentemente, captura apenas os organismos diretamente associados (Humphries *et al.*, 1998). Isto dificulta o levantamento da composição da macrofauna de um rio, limitando inventários de biodiversidade bentônica em Programas de Biomonitoramento Ambiental. Assim, os peixes surgem como amostradores alternativos, sendo a análise de seus conteúdos estomacais eficaz quando for necessário complementar inventários taxonômicos obtidos através de amostragens tradicionais de sedimento.

Agradecimentos

Ao Consórcio Capim Branco Energia pelo financiamento do projeto, ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo ao primeiro autor e a US-FISH, CAPES e FAPEMIG por apoiarem o desenvolvimento deste trabalho. A Clarissa Chalub pela ajuda na dissecação dos peixes e aos colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos - UFMG pelo apoio no processamento das amostras.

Referências

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 2: 425-434.

- ABES, S. S.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GOMES, L. C. 2001. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir, Paraná River, Brazil-Paraguay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 44: 101-105.
- ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; FILHO, D. P. A. 2008. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguaçu, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 25: 238-246.
- ALVES, R. G. & STRIXINO, G. 2003. The sampling of benthic macroinvertebrates using two different methods: waiting trays and Ekamn collector. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 15: 1-6.
- ANDRADE, P. M. & BRAGA, F. M. S. 2005. Diet and feeding of fish from Grande river, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. 2005. **Brazilian Journal of Biology**, 65: 377-385.
- BADY, P.; DODELÉC, S.; FESL, C.; GAYRAUD, S.; BACCHI, M.; SCHÖLL, F. 2005. Use of invertebrates traits for biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. **Freshwater Biology**, 50: 159-173.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DROVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 61: 249-258.
- BARRETO, A. P. & ARANHA, J. M. 2005. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 2: 153-160.
- BARTSCH, L. A.; RICHARDSON, W. B.; NAIMO, T. J. 1998. Sampling benthic macroinvertebrates in a large flood-plain river: considerations of study design, sample size and cost. **Environmental Monitoring and Assessment**, 52: 425-439.

- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, 3: 247-254.
- BLOCKSON, K. A. & FLOTEMERSCH, J. E. 2005. Comparison of macroinvertebrate sampling methods for nonwadeable stream. **Environmental Monitoring and Assessment**, 102: 243-262.
- BUSS, D. F. & BORGES, E. L. 2008. Application of rapid bioassessment protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparasion between sampling techniques and mesh sizes. **Neotropical Entomology**, 37: 288-295.
- CALLISTO, M.; VONO, V.; BARBOSA, F. A. R.; SANTEIRO, S. M. 2002. Chironomidae as a food source resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. **Lundiana**, 1: 67-73.
- CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2: 1-14.
- CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI, R. 2002. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, 2000 (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 24: 419-425.
- CHARA, J. D.; BAIRD, D. J.; TELFER, T. C.; RUBIO, E. A. 2006. Feeding ecology and habitat preferences of the catfish genus *Trichomycterus* in low-order streams of the Colombian Andes. **Journal of Fish Biology**, 68: 1026-1040.
- COLLIER, K. J.; HAMER, M.; CHADDERTON, W. L. 2009. A new substrate for sampling deep river macroinvertebrates. **New Zealand Natural Sciences**, 34: 49-61.

- COSTA, C.; IDE, S.; SOMONKA, C. E. S. 2006. **Insetos Imaturos: metaformose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos. 249 p.
- DURÃES, R.; POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. 2001. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, 90: 183-191.
- FAGUNDES, C. K.; BEHR, E. R.; KOTZIAN, C. B. 2008. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes, Pimelodidae) in the Ibicuí river, southern Brazil. **Iheringia Série Zoologia**, 1: 60-65.
- FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, 61: 27-33.
- GALINA, A. B. & HAHN, N. S. 2004. Atividade de forrageamento de *Triportheus* spp. (Characidae, Triportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da entomofauna, na área do reservatório de Manso, MT. **Revista Brasileira de Zoociências**, 6: 81-92.
- GERKING, S. D. 1994. **Feeding ecology of fish**. California: Academic Press. 416 p.
- GOMIERO, L. M. & BRAGA, F. M. S. 2008. Feeding habitats of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, 8: 41-47.
- GOMIERO, L. M. & BRAGA, F. M. S. 2003. O lambari *Astyanax altiparanae* (Characidae) pode ser um dispersor de sementes? **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 2: 353-360.
- HAHN, N. S. & FUGI, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, 11: 469-480.

- HUMPHRIES, P.; GROWNS, J. E.; SERAFINI, L. G.; HAWKING, J. H.; CHICK, A. J.; LAKE, P. S. 1998. Macroinvertebrate sampling methods for lowland Australian river. **Hydrobiologia**, 364: 209-218.
- INOUE, M.; MIYAYOSHI, M.; SONE, S. 2005. Foraging modes of stream benthic fishes in relation to their predation effects on local prey density. **Ecological Research**, 20: 151-161.
- JUQUEIRA, V. M.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S. & FRANÇA, E. S. 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 12: 73-87.
- KIKUCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A.; SHIMIZU, G. Y. 2006. Suction sampler for collection of benthic macroinvertebrates in several continental aquatic environments: a comparative study with the Hess and Surber samplers. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 18: 29-37.
- LENAT, D. R. 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, 7: 222-223.
- LIMA-JÚNIOR, S. E. & GOITEIN, R. 2004. Diet and feeding activity of *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes: Pimelodidae) in the Piracicaba river (State of São Paulo, Brazil) – the effect of seasonality. **Boletim do Instituto de Pesca**, 30: 134-140.
- LIMA-JÚNIOR, S. E. & GOITEIN, R. 2003. Ontogenetic shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): an ecomorphologic approach. **Environmental Biology of Fishes**, 68: 73-79.

- LOLIS, A. A. & ANDRIAN, I. F. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépede, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 23: 187-202.
- LUZ, K. D. G.; ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. 2001. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 23: 401-407.
- MACKEY, A. P.; COOLING, D. A.; BERRIE, A. D. 1984. An evaluation of sampling strategies for qualitative surveys of macroinvertebrates in rivers, using pond nets. **Journal of Applied Ecology**, 21: 515-534.
- MELO, C. H. & RÖPKE, C. P. 2004. Alimentação e distribuição de piaus (Pisces, Anostomidae) na planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 1: 51-56.
- MENDONÇA, F. P.; HAHN, N. S.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E. 2004. Feeding aspects of *Leporinus amblyrinchus* (Characiformes: Anostomidae) in the first stages of formation of a Neotropical reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 3: 145-150.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2 ed. Iowa: Kendall Hunt, 750 p.
- PAULO, R. F. G. 2007. **Ferramentas para determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado no caso de Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- PERETTI, D. & ANDRIAN, I. F. 2008. Feeding and morphological analysis of the digestive tract of four species of fish (*Astyanax altiparanae*, *Parauchenipterus galeatus*,

- Serrasalmus marginatus* and *Hoplias* aff. *malabaricus*) from the upper Paraná river floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 671-679.
- PEREZ, G. H. 1988. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Universidad de Antioquia, 217 p.
- PINTO, T. L. F. & UIEDA, V. S. 2007. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: are there spatial and season differences in their selectivity? **Acta Limnologica Brasiliensia**, 19: 67-78.
- REECE, P. F. & RICHARDSON, J. S. 2000. Benthic macroinvertebrates assemblages of coastal and continental stream and large rivers of southwestern British Columbia, Canada. **Hydrobiologia**, 439: 77-89.
- RODRIGUES, S. C. 2002. Mudanças ambientais na região do Cerrado. Análise das causas e efeitos da ocupação do solo sobre o relevo. O caso da bacia hidrográfica do rio Araguari – MG. **Geosp**, 12: 105-124.
- ROCHA, F. C.; CASATTI, L.; PEREIRA, D. C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 21: 123-134.
- ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; LIMA, S. C. 2006. Uso do solo e cobertura vegetal na área de influência do AHE Capim Branco I. **Sociedade e Natureza**, 18: 133-150.
- ROTTA, M. A. 2003. **Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 48 p.
- RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 2: 411-417.

- ROSENBERG, D. M.; DAVES, I. J.; COBB, D. G.; WIENS, A. P. 1997. **Protocols for measuring biodiversity: Benthic Macroinvertebrates in Fresh Waters**. Department of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute, University Crescent, Winnipeg, Manitoba, 46 p.
- SANTOS, A. F. G. N.; RACCA-FILHO, F.; SANTOS, L. N.; ARAÚJO, F. G. 2009. El pez *Trachelyopterus striatulus* (Siluriformes: Auchenipteridae) como herramienta de muestreo de la entomofauna en un embalse tropical. **Revista de Biología Tropical**, 57: 1081-1091.
- SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. 2008. Swimming performance of the freshwater neotropical fish *Pimelodus maculatus* Lacèpede, 1803. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 433-439.
- SANTOS, C. M.; DUARTE, S.; SOUZA, T. G. L.; RIBEIRO, T. P.; SALES, A.; ARAÚJO, F. G. 2007a. Histologia e caracterização histoquímica do tubo gastrintestinal de *Pimelodus maculatus* (Pimelodidae, Siluriformes) no reservatório de Funil, Rio de Janeiro, Brazil. **Iheringia Série Zoologia**, 4: 411-417.
- SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. 2007b. Swimming performance of the migratory Neotropical fish *Leporinus reinhardti* (Characiformes: Anostomidae). **Neotropical Ichthyology**, 5: 139-146.
- SILVA, E. L.; FUGI, R.; HAHN, N. 2007. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 29: 387-394.
- SILVA, J. F.; CAMPOS, P. B. R.; SERATO, D. S.; NETO, F. M. L.; RODRIGUES, S. C. 2009. Fragilidade ambiental das bacias hidrográficas que deságuam no trecho de vazão reduzida da hidrelétrica de Capim Branco I em dezembro de 2008, Uberlândia MG. In:

- Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada.** Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p. 1-10.
- TEIXEIRA, I. & BENNEMANN, S. T. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 2: 67-76.
- TUPINAMBÁS, T. H.; CALLISTO, M.; SANTOS, G. B. 2007. Benthic macroinvertebrates assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 887-897.
- VALADARES, C. F. 2007. **Alterações nas características limnológicas e na comunidade zooplancônica do rio Araguari (MG) em função das obras hidráulicas da UHE Capim Branco I.** Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- VONO, V. 2002. **Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (bacia do Alto Paraná, MG).** Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- WEBSTER, M. M. & HART, P. J. B. 2004. Substrate discrimination and preference in foraging fish. **Animal Behaviour**, 68: 1071-1077.

Conclusões

1 – Independente das mudanças na vazão, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos no trecho estudado caracterizaram-se pelo domínio numérico de organismos tolerantes a distúrbios antrópicos e pela elevada biomassa da espécie invasora *Corbicula fluminea* refletindo o baixo estado de conservação do rio Araguari;

2 - A conversão dos habitats fluviais de lóticos para semi-lênticos provocou mudanças significativas na composição faunística, porém houve forte sobreposição das comunidades entre as fases lótica e semi-lêntica. Além disso, não foram registradas alterações na estrutura das comunidades bentônicas (riqueza, diversidade e biomassa), sugerindo que passado um ano da implantação do TVR, a biota foi pouco impactada. É de fundamental importância que as comunidades bentônicas sejam monitoradas a longo prazo (10, 15, 20 anos) a fim de aprofundar esta abordagem de bioindicadores no TVR.

3 – As espécies de peixes, especialmente *Leporinus amblyrhynchus*, *Iheringichthys labrosus* e *Pimelodus maculatus*, mostraram-se eficientes na captura de diferentes taxa de macroinvertebrados bentônicos, podendo ser empregados como amostradores complementares em estudos de inventários taxonômicos.

Considerações Finais e Perspectivas Futuras

Ao contrário do esperado, os estudos no trecho de vazão residual da UHE Amador Aguiar I demonstraram que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram pouco alteradas após a perda e fragmentação dos habitats lóticos. Entretanto, ainda não é possível saber qual será o impacto deste trecho sobre a biota a longo prazo, visto que sua implantação ainda é recente e a reestruturação da fauna em ecossistemas lênticos recém formados é gradual. Desta forma, para maior entendimento dos efeitos da redução da vazão sobre as comunidades bentônicas do rio Araguari, recomenda-se que estudos futuros avaliem:

1. A dinâmica populacional e o ciclo de vida da espécie invasora *Corbicula fluminea* sob as novas condições ambientais em intervalos de 1 ano.
2. A influência das soleiras vertentes na retenção de macroinvertebrados que estão sendo transportados na coluna d'água por deriva.
3. A utilização da zona hiporréica por larvas de Chironomidae como refúgio às alterações da vazão.

Por fim, destaca-se que uma das maneiras de minimizar os impactos dos trechos de vazão reduzida em futuros empreendimentos hidrelétricos seria criar um regime de vazões baseado em condições hidrometeorológicas e não só em um valor absoluto como vem ocorrendo no trecho da UHE Amador Aguiar I. A princípio esta medida deve sofrer resistência uma vez que acarretará em perdas econômicas por parte dos empreendedores. Entretanto, esforços desta natureza são fundamentais para a conservação das águas continentais principalmente se considerado que elas figuram atualmente entre os ecossistemas

mais ameaçados do mundo com taxas de extinção superiores as registradas em ecossistemas terrestres e marinhos.

Referências Bibliográficas

- ACREMAN, M. & DUNBAR, M. J. 2004. Defining environmental river flow requirements – a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, 8: 861-876.
- ANDERSON, K. E.; PAUL, A. J.; MCCAULEY, E.; JACKSON, L. J.; POST, J. R.; NISBET, R. M. 2006. Instream flow needs in stream sand rivers: the importance of understanding ecological dynamics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 4: 309-318.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, 1: 70-78.
- ANA. Agência Nacional das Águas. 2009. Disponível em: <www.ana.gov.br/gefap/arquivos/Cap%206.pdf>. Acessado em 1 de dezembro de 2009.
- BACARRO, C. A.; MEDEIROS, S. M.; FERREIRA, I. L.; RODRIGUES, S. C. 2004. Mapeamento Geomorfológico da Bacia do Rio Araguari (MG). In: LIMA, S. C. & SANTOS, R. J. (Org.). **Gestão Ambiental da Bacia do Rio Araguari - rumo ao desenvolvimento sustentável**. Uberlândia: EDUFU, p. 1-20.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS, G.; ROCHA, O. 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its applications to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: Tundisi, J. G. & Straskaba, M. (Org.). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. Leiden: Backhuys Publishers, p. 425-438.
- BARON, J. S. & POFF, N. L. 2004. Sustaining healthy freshwater ecosystems. **Water Resources Update**, 127: 52-58.

- BERMAN, C. 2007. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. **Estudos Avançados**, 21: 139-153.
- BLOCKSON, K. A. & FLOTEMERSCH, J. E. 2005. Comparison of macroinvertebrate sampling methods for nonwadeable stream. **Environmental Monitoring and Assessment**, 102: 243-262.
- BRANDT, S. A. 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. **Catena**, 40: 375-401.
- BRITTO, J. L. S. & ROSA, R. 2003. Elaboração do mapa de solos da bacia do Rio Araguari na escala de 1:500.000. In: **Anais do II Simpósio Regional de Geografia – Perspectivas para o Cerrado no século XXI**. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia. p. 1-7.
- BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, 30: 492–507.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, 2: 229-240.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D.; PETRUCIO, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13:91-98.
- CALLISTO, M. & ESTEVES, F. A. 1996. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 13:91-98.
- CARRIÓ, B. R. 2003. Cartografia geomorfológica com base em níveis de dissecação do relevo no médio curso do Rio Araguari-MG. **Caminhos da Geografia**, 4: 41-59.

- CCBE – Consórcio Capim Branco Energia. 2007. **Soleiras vertentes – obras concluídas**. Informativo do Consórcio Capim Branco Energia. Ano V, n 38, 4p.
- CCBE – Consórcio Capim Branco Energia. 2006. **Hidrelétrica Capim Branco I em funcionamento**. Informativo do Consórcio Capim Branco Energia. Ano III, n 29, 4p.
- CCBE – Consórcio Capim Branco Energia. 2005a. **Capim Branco I completa dois anos de obra**. Informativo do Consórcio Capim Branco Energia. Ano II, n 23, 6p.
- CCBE – Consórcio Capim Branco Energia. 2005b. **Capim Branco I começa a gerar energia em janeiro**. Informativo do Consórcio Capim Branco Energia. Ano II, n. 27, 5p.
- COELHO, A. L. N. 2008. Geomorfologia fluvial de rios impactados por barragens. **Caminhos da Geografia**, 26: 16-32.
- COLLIER, K. J.; HAMER, M.; CHADDERTON, W. L. 2009. A new substrate for sampling deep river macroinvertebrates. **New Zealand Natural Sciences**, 34: 49-61.
- CORTES, R. M. V.; FERREIRA, M. T.; OLIVEIRA, S. V.; OLIVEIRA, D. 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. **River Research and Applications**, 18: 367-382.
- CHUNG, S. W.; KO, I. H.; KIM, Y. K. 2008. Effects of reservoir flushing on downstream river water quality. **Journal of Environmental Management**, 86: 139-147.
- 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 North American Benthological Society**, 26: 401-41.
- DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWATABA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVEQUË, C.; NAIMAN, J. 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 Reviews**, 81: 163-182.
- FELISBERTO, S. A. & RODRIGUES, L. 2005. Periphytic community of reservoirs cascade in the Paranapanema river, Brazil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 27: 215-223.
- GLEICK, P. H. 2000. The changing water paradigm a look at twenty-first century water resources development. **Water International**, 25: 127-138.
- GRAÇA, M. A. S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream - a review. **International Review of Hydrobiology**, 86: 383-393.
- GRAF, W. L. 1999. Dam nation: A geographic sensus of American dams and their large-scale hydrologic impacts. **Water Resources Research**, 35: 1305-1311.
- JUNK, W. J. & MELLO, J. A. S. N. 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, 4: 126-143.
- NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. **Science**, 308: 405-408.
- PAULO, R. F. G. 2007. **Ferramentas para determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado no caso de Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- RODRIGUES, S. C. 2002. Mudanças ambientais na região do Cerrado. Análise das causas e efeitos da ocupação do solo sobre o relevo. O caso da bacia hidrográfica do rio Araguari – MG. **Geosp**, 12: 105-124.
- ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; LIMA, S. C. 2006. Uso do solo e cobertura vegetal na área de influência do AHE Capim Branco I. **Sociedade e Natureza**, 18: 133-150.

- SILVA, J. F.; CAMPOS, P. B. R.; SERATO, D. S.; NETO, F. M. L.; RODRIGUES, S. C. 2009. Fragilidade ambiental das bacias hidrográficas que deságuam no trecho de vazão reduzida da hidrelétrica de Capim Branco I em dezembro de 2008, Uberlândia MG. In: **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, p. 1-10.
- SILVE, E. M. & POMPEU, P. S. 2008. Análise crítica dos estudos de ictiofauna para o licenciamento ambiental de 40 PCH no estado de Minas Gerais. **PCH Notícias**, 9: 22-26.
- SUGUIO, K. 1973. **Introdução a Sedimentologia**. EDUSP: Edgar Blucher Ltda, 317p.
- TUNDISI, J. G. 2007. The exploitation of the hydroelectric potential of the Amazon region. **Estudos Avançados**, 59: 109-117.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2003. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, 500: 231-242.
- VALADARES, C. F. 2007. **Alterações nas características limnológicas e na comunidade zooplanctônica do rio Araguari (MG) em função das obras hidráulicas da UHE Capim Branco I**. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- VONO, V. 2002. **Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (bacia do Alto Paraná, MG)**. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**, 41: 115–139.

Anexos

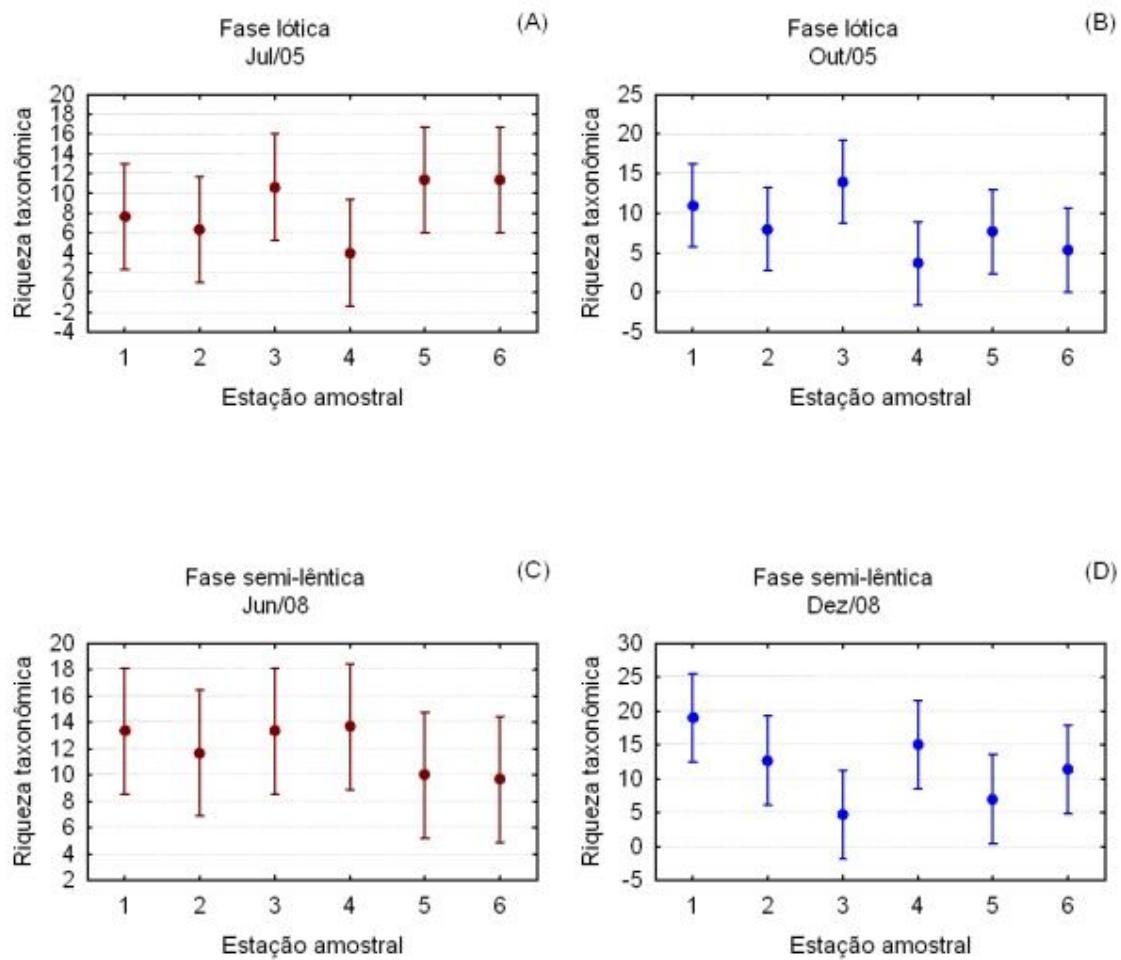


Figura A1: Riqueza taxonômica de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas seis estações amostrais no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lítica (2005) e semi-lêntica (2008). (A) - $F_{5,12} = 1,53$; $p = 0,250$; (B) - $F_{5,12} = 2,39$; $p = 0,099$; (C) - $F_{5,12} = 0,65$; $p = 0,661$; (D) - $F_{5,12} = 3,02$; $p = 0,054$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

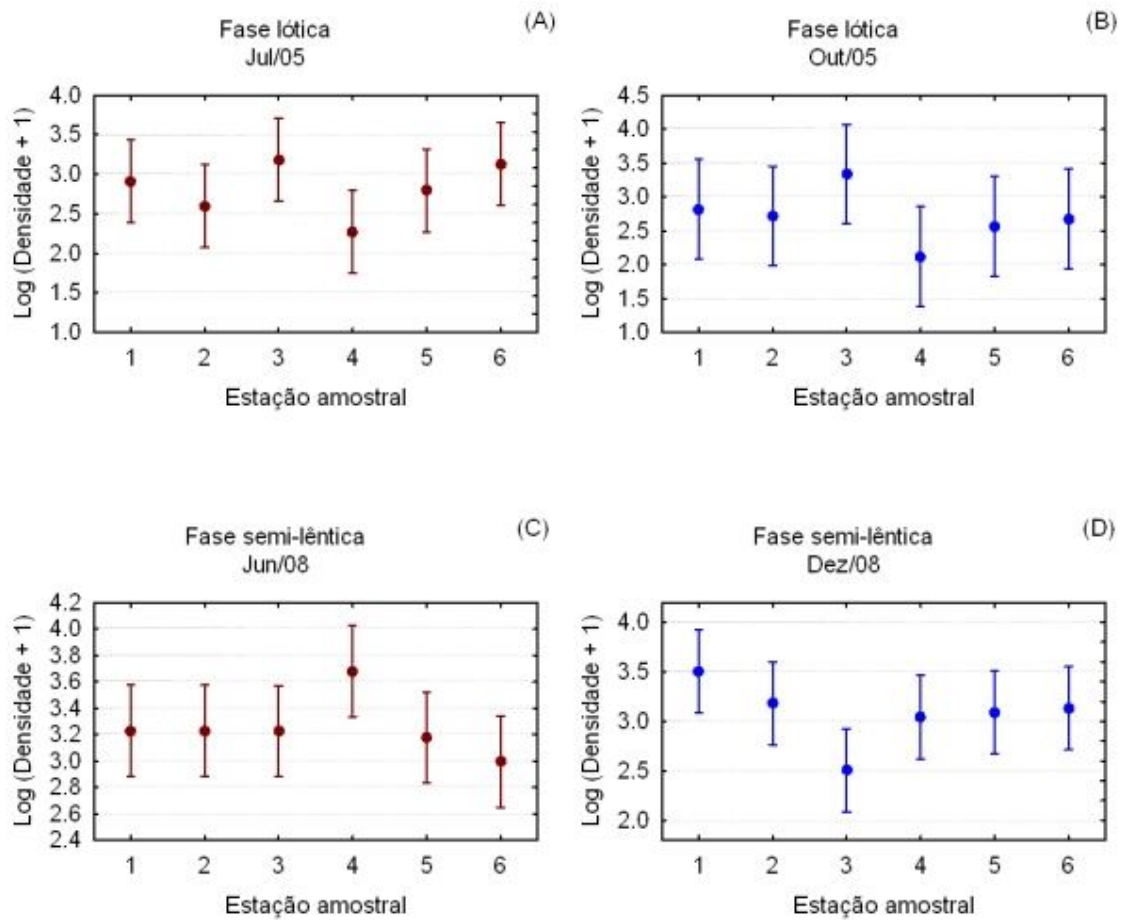


Figura A2: Densidade total de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas seis estações amostrais no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008). (A) - $F_{5,12} = 2,03$; $p = 0,144$; (B) - $F_{5,12} = 1,35$; $p = 0,307$; (C) - $F_{5,12} = 2,05$; $p = 0,143$; (D) - $F_{5,12} = 2,81$; $p = 0,066$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

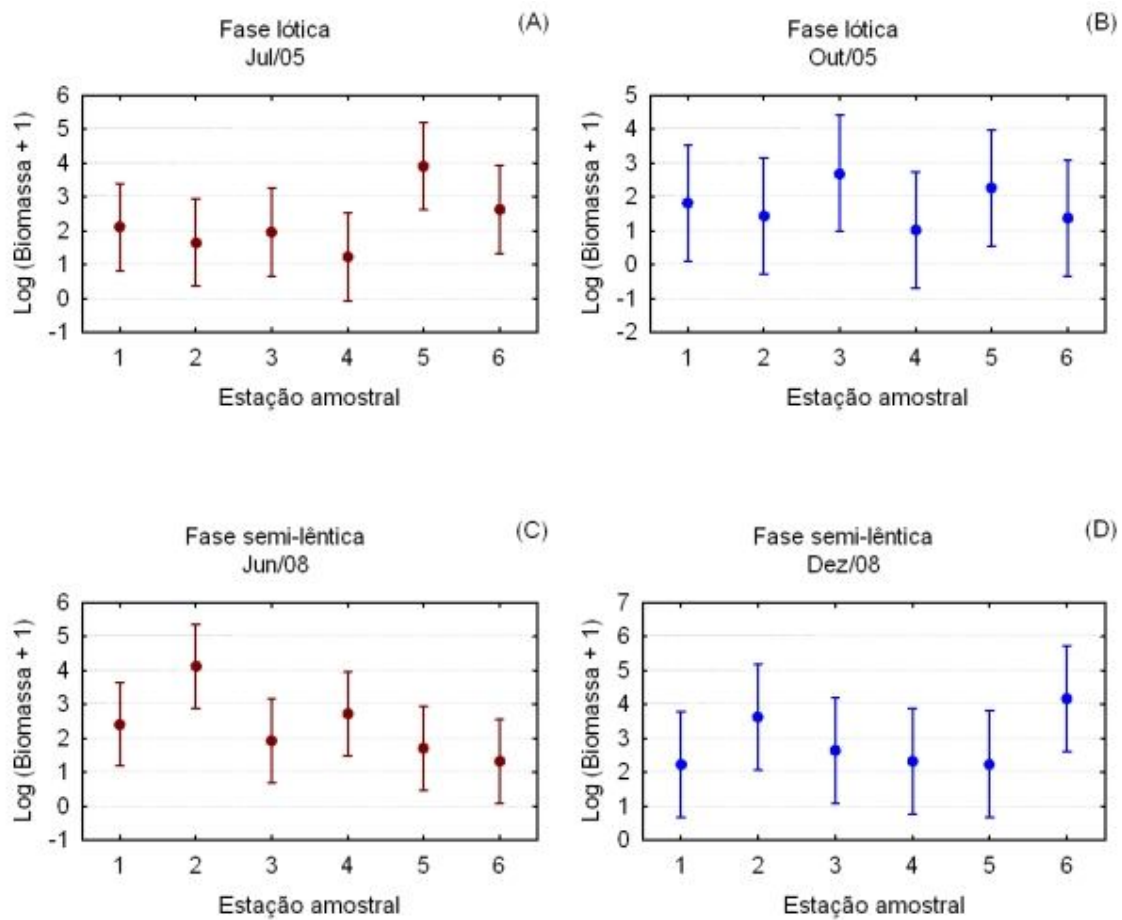


Figura A3: Biomassa total de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas seis estações amostrais no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lênica (2008). (A) - $F_{5,12} = 2,49$; $p = 0,090$; (B) - $F_{5,12} = 0,62$; $p = 0,681$; (C) - $F_{5,12} = 3,08$; $p = 0,050$; (D) - $F_{5,12} = 1,32$; $p = 0,316$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

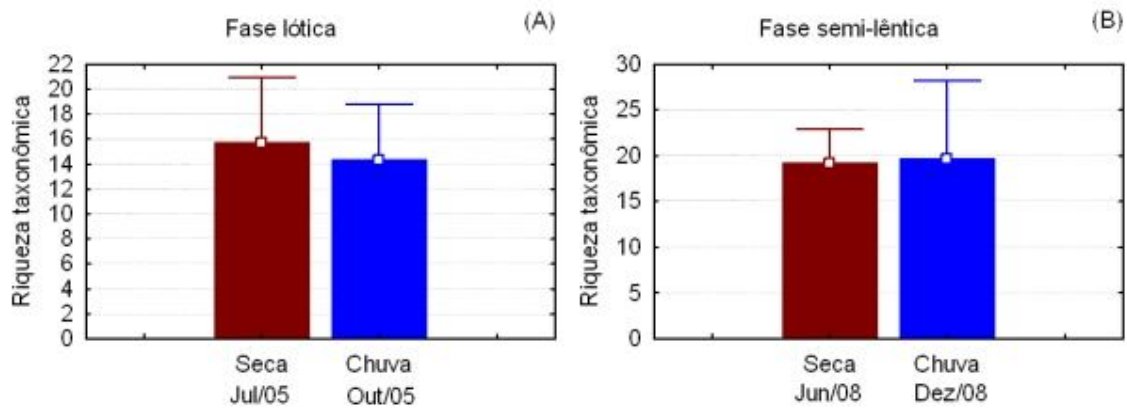


Figura A4: Riqueza taxonômica de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas estações seca e chuvosa no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lântica (2008). (A) – $F_{1,10} = 0,22$; $p = 0,646$; (B) – $F_{1,10} = 0,01$; $p = 0,897$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

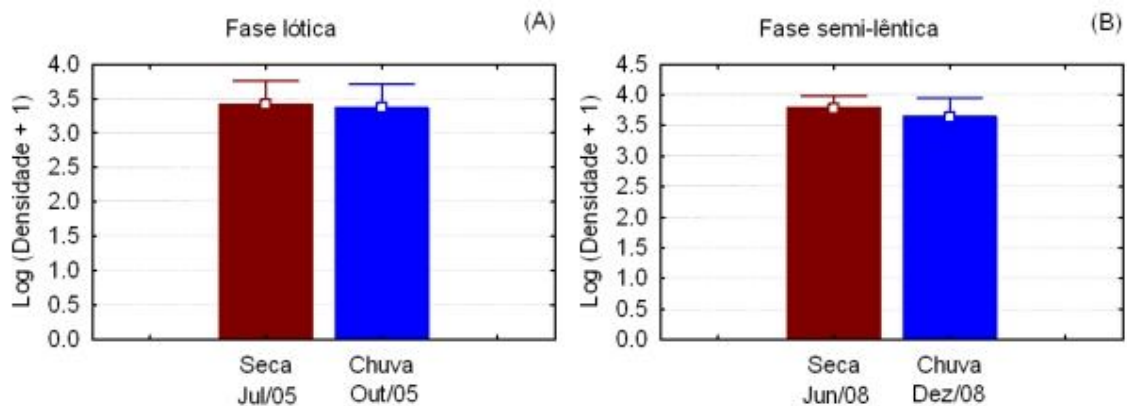


Figura A5: Densidade total de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas estações seca e chuvosa no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lântica (2008). (A) – $F_{1,10} = 0,05$; $p = 0,814$; (B) – $F_{1,10} = 0,86$; $p = 0,375$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

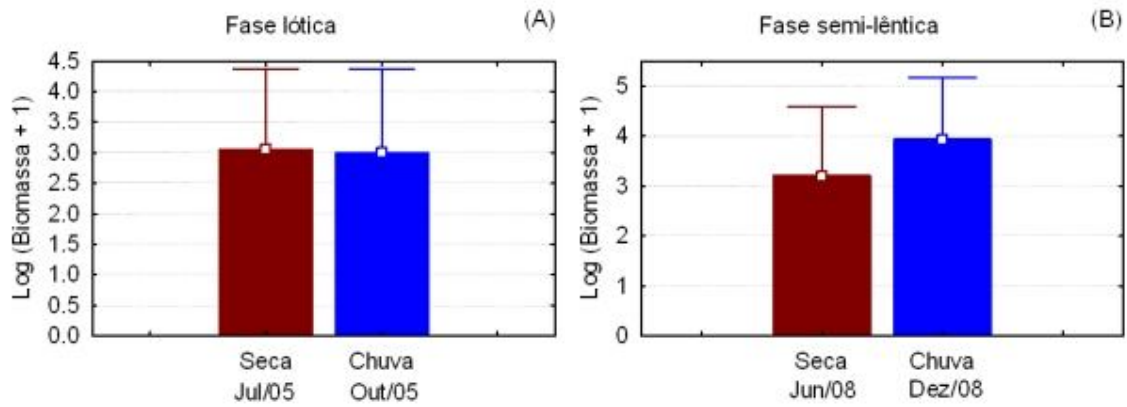


Figura A6: Biomassa total de macroinvertebrados (média e desvio padrão) coletados nas estações seca e chuvosa no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lênica (2008). (A) – $F_{1,10} = 0,003$; $p = 0,953$; (B) – $F_{1,10} = 0,928$; $p = 0,357$. (Vermelho = estação seca; Azul = estação chuvosa).

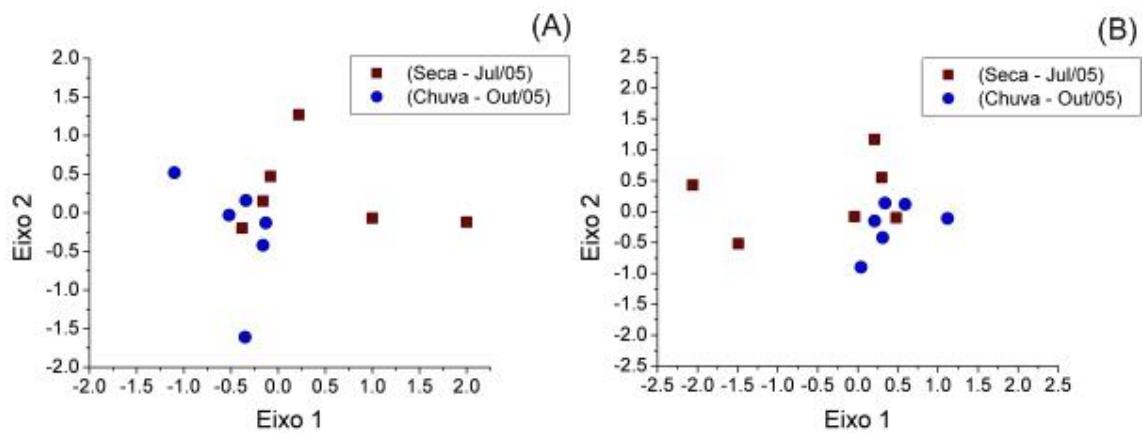


Figura A7: Ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para os dados de abundância (A) e presença e ausência (B) dos *taxa* de macroinvertebrados coletados nas estações seca e chuvosa no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, na fase lótica (2005). (A) – $Stress = 0,003$; ANOSIM; $R = 0,133$; $p = 0,061$. (B) – $Stress = 0,003$; ANOSIM; $R = 0,131$; $p = 0,065$.

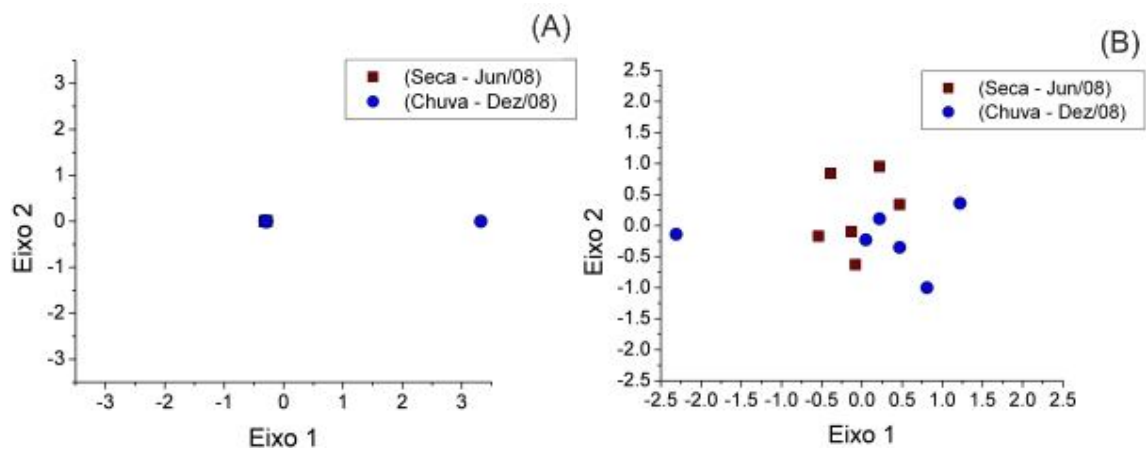


Figura A8: Ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para os dados de abundância (A) e presença e ausência (B) dos *taxa* de macroinvertebrados coletados nas estações seca e chuvosa no trecho à jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, na fase semi-lêntica (2008). (A) – *Stress* = 0,003; ANOSIM; $R = 0,139$; $p = 0,054$. (B) – *Stress* = 0,003; ANOSIM; $R = 0,130$; $p = 0,045$.

Tabela A1: Densidade (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas estações seca e chuvosa da fase lótica (2005) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jul/05)	Chuva (out/05)	F _(1;10)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	44 \pm 109	185 \pm 222	4,152	0,068
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> Müller, 1774	-	33 \pm 82	1,000	0,340
Annelida				
Hirudinea				
	4 \pm 9	7 \pm 18	0,018	0,894
Oligochaeta				
	185 \pm 196	489 \pm 355	2,451	0,148
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae				
	4 \pm 9	4 \pm 9	0	1,000
Leptohiphidae				
	15 \pm 27	-	2,432	0,150
Leptophlebiidae				
	-	4 \pm 9	1,000	0,340
Odonata				
Gomphidae				
	7 \pm 11	15 \pm 18	0,397	0,542
Libellulidae				
	7 \pm 11	-	2,500	0,144
Heteroptera				
Coleoptera				
Elmidae				
	-	11 \pm 19	2,465	0,147
Trichoptera				
Hydroptilidae				
	4 \pm 9	-	1,000	0,340
Diptera				
Ceratopogonidae				
	322 \pm 286	156 \pm 153	2,072	0,180
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johansen, 1905	15 \pm 18	22 \pm 54	0,605	0,454
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	41 \pm 43	85 \pm 75	2,411	0,151
<i>Tanytus</i> Meigen, 1803	4 \pm 9	-	1,000	0,340
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	485 \pm 762	789 \pm 1253	3,039	0,111
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	19 \pm 22	52 \pm 61	0,616	0,450
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	296 \pm 310	233 \pm 300	0,437	0,523
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	141 \pm 85	281 \pm 174	1,446	0,256
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	26 \pm 33	44 \pm 61	0,024	0,878
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	93 \pm 175	41 \pm 33	0,369	0,556
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	-	4 \pm 9	1,000	0,340
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	341 \pm 375	81 \pm 67	0,460	0,512
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	11 \pm 19	-	2,465	0,147
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	22 \pm 37	19 \pm 30	0,001	0,969
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	822 \pm 816	263 \pm 196	2,865	0,121
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	7 \pm 11	-	2,500	0,144
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	4 \pm 9	4 \pm 9	0	1,000
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	137 \pm 84	41 \pm 43	4,847	0,052
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	-	7 \pm 18	1,000	0,340
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	7 \pm 18	4 \pm 9	0,018	0,894

Tabela A1: Continuação

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jul/05)	Chuva (out/05)	F _(1,10)	p
Orthoclaadiinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	30 ± 52	4 ± 9	1,730	0,217
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	26 ± 36	19 ± 36	0,281	0,607
Dolichopodidae	11 ± 19	-	0,281	0,607
Tipulidae	33 ± 52	-	2,497	0,145
Hydracarina	4 ± 9	-	1,000	0,340

Tabela A2: Densidade (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas estações seca e chuvosa da fase semi-lêntica (2008) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jun/08)	Chuva (dez/08)	F _(1,10)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	293 \pm 298	48 \pm 72	3,354	0,096
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> Müller, 1774	-	4 \pm 9	1,000	0,340
Annelida				
Oligochaeta	622 \pm 892	115 \pm 139	4,423	0,061
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae	11 \pm 19	15 \pm 23	0,010	0,920
Odonata				
Coenagrionidae	4 \pm 9	4 \pm 9	0	1,000
Gomphidae	30 \pm 33	30 \pm 23	0,225	0,644
Libellulidae	67 \pm 142	19 \pm 30	0,278	0,609
Heteroptera				
Veliidae	4 \pm 9	7 \pm 18	0,018	0,894
Coleoptera				
Elmidae	-	4 \pm 9	1,000	0,340
Trichoptera				
Hydropsychidae	4 \pm 9	-	1,000	0,340
Hydroptilidae	255 \pm 615	37 \pm 80	0,047	0,831
Leptoceridae	-	44 \pm 60	8,870	0,013*
Odontoceridae	15 \pm 18	-	4,913	0,051
Polycentropodidae	126 \pm 142	79 \pm 80	1,013	0,337
Diptera				
Ceratopogonidae	170 \pm 177	130 \pm 93	0,007	0,931
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johhansen, 1905	111 \pm 172	319 \pm 387	0,107	0,750
<i>Coelotanypus</i> Kieffer, 1913	7 \pm 18	4 \pm 9	0,018	0,894
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	52 \pm 116	319 \pm 624	0,729	0,413
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	33 \pm 71	26 \pm 64	0,192	0,670
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	-	41 \pm 89	2,262	0,163
<i>Pentaneura</i> Phillipi, 1865	4 \pm 9	-	1,000	0,340
<i>Tanypus</i> Meigen, 1803	89 \pm 218	141 \pm 334	0,148	0,707
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	307 \pm 339	1578 \pm 1540	0,671	0,431
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	15 \pm 27	170 \pm 266	1,852	0,203
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	267 \pm 360	156 \pm 165	0,446	0,519
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	96 \pm 106	174 \pm 119	0,850	0,378

Tabela A2: Continuação

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jun/08)	Chuva (dez/08)	F _(1,10)	p
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	4 ± 9	22 ± 54	0,090	0,769
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913	22 ± 54	15 ± 23	0,157	0,699
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	74 ± 64	196 ± 362	0,021	0,887
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	-	11 ± 12	1,000	0,340
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	-	81 ± 92	4,989	0,049
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	44 ± 67	22 ± 54	2,128	0,175
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	37 ± 54	48 ± 38	1,059	0,327
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	274 ± 489	241 ± 190	0,093	0,766
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	11 ± 19	130 ± 296	0,562	0,470
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	48 ± 57	4 ± 9	4,634	0,056
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	11 ± 27	4 ± 9	0,041	0,842
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	3237 ± 3331	907 ± 588	2,667	0,133
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	11 ± 27	11 ± 27	0	1,000
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	7 ± 18	70 ± 109	0,786	0,396
Orthoclaadiinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	200 ± 306	59 ± 145	2,688	0,132
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	100 ± 70	37 ± 54	2,264	0,163
Muscidae	-	7 ± 11	2,500	0,144
Collembola	7 ± 18	-	1,000	0,340
Hydracarina	30 ± 62	4 ± 9	0,655	0,437

Tabela A3: Biomassa (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas estações seca e chuvosa da fase lótica (2005) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Biomassa (mg.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jul/05)	Chuva (out/05)	F _(1;10)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	27970,26 \pm 68512,86	41514,00 \pm 98728,31	3,126	0,107
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> Müller, 1774			1,000	0,340
Annelida				
Hirudinea				
Oligochaeta	00,52 \pm 1,27	2,00 \pm 4,90	0,154	0,702
Oligochaeta	102,41 \pm 164,78	68,11 \pm 71,70	0,034	0,856
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae				
Leptohyphidae	0,04 \pm 0,09	0,11 \pm 0,27	0,319	0,584
Leptophlebiidae	0,07 \pm 0,11	-	2,500	0,144
Leptophlebiidae	-	0,04 \pm 0,09	1,000	0,340
Odonata				
Gomphidae	1,22 \pm 2,00	131,04 \pm 259,72	1,944	0,193
Libellulidae	3,26 \pm 7,88	-	1,163	0,306
Heteroptera				
Coleoptera				
Elmidae	-	2,44 \pm 5,87	1,180	0,303
Trichoptera				
Hydroptilidae	0,04 \pm 0,09	-	1,000	0,340
Diptera				
Ceratopogonidae	16,93 \pm 9,97	7,63 \pm 6,67	3,190	0,104
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johansen, 1905	0,70 \pm 1,00	7,26 \pm 17,24	0,279	0,608
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	1,15 \pm 1,37	5,15 \pm 5,18	4,566	0,058
<i>Tanytus</i> Meigen, 1803	0,37 \pm 0,91	-	1,000	0,340
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	38,19 \pm 71,01	75,52 \pm 114,68	1,633	0,226
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	3,26 \pm 7,44	3,85 \pm 8,58	0,015	0,903
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	5,59 \pm 8,43	5,30 \pm 6,07	0,015	0,904
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	5,81 \pm 5,20	10,52 \pm 6,59	1,941	0,193
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	1,89 \pm 2,66	2,59 \pm 3,54	0,141	0,714
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	5,39 \pm 7,74	0,89 \pm 0,74	1,094	0,320
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	-	0,41 \pm 1,00	1,000	0,340
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	5,70 \pm 7,38	5,63 \pm 4,75	0,060	0,810
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	0,33 \pm 0,71	-	1,491	0,250
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	1,07 \pm 1,78	0,30 \pm 0,46	0,605	0,454
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	21,66 \pm 27,64	2,81 \pm 1,51	7,991	0,017*
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	0,19 \pm 0,36	-	1,778	0,212
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	0,22 \pm 0,54	0,04 \pm 0,09	0,551	0,474
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	3,00 \pm 3,70	0,63 \pm 0,88	4,500	0,059
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	-	0,07 \pm 0,18	1,000	0,340
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	0,04 \pm 0,09	0,26 \pm 0,64	0,591	0,459

Tabela A3: Continuação

Taxon	Biomassa (mg.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jul/05)	Chuva (out/05)	F _(1,10)	p
Orthocladinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	0,81 ± 1,23	0,37 ± 0,91	0,560	0,471
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	0,26 ± 0,36	0,48 ± 1,07	0,043	0,839
Dolichopodidae	1,19 ± 2,69	-	1,451	0,256
Tipulidae	2,74 ± 4,30	-	2,488	0,145
Hydracarina	0,04 ± 0,09	-	1,000	0,340

Tabela A4: Biomassa (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas estações seca e chuvosa da fase semi-lêntica (2008) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Biomassa (mg.m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jun/08)	Chuva (dez/08)	F _(1,10)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	74065,48 \pm 176976,57	71817,96 \pm 103162,02	0,016	0,899
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanooides tuberculatus</i> Müller, 1774	-	2,56 \pm 6,26	1,456	0,240
Annelida				
Oligochaeta	58,44 \pm 75,45	41,89 \pm 61,88	0,634	0,444
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae	0,41 \pm 0,89	2,41 \pm 5,79	0,280	0,607
Odonata				
Coenagrionidae	0,04 \pm 0,09	6,67 \pm 16,33	0,892	0,367
Gomphidae	5,67 \pm 10,57	70,67 \pm 118,43	1,460	0,254
Libellulidae	2,11 \pm 3,40	1,00 \pm 1,56	0,265	0,617
Heteroptera				
Veliidae	0,33 \pm 0,82	1,00 \pm 2,45	0,143	0,712
Coleoptera				
Elmidae	-	0,04 \pm 0,09	1,000	0,340
Trichoptera				
Hydropsychidae	0,44 \pm 1,09		1,000	0,340
Hydroptilidae	5,76 \pm 13,89	2,30 \pm 4,00	0,000	0,989
Leptoceridae	-	13,44 \pm 21,03	7,985	0,018*
Odontoceridae	2,26 \pm 2,82	-	4,581	0,058
Polycentropodidae	11,59 \pm 12,04	11,48 \pm 16,99	0,285	0,604
Diptera				
Ceratopogonidae	6,48 \pm 7,78	10,19 \pm 7,93	1,387	0,266
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johhansen, 1905	8,67 \pm 4,55	9,81 \pm 9,26	0,152	0,704
<i>Coelotanypus</i> Kieffer, 1913	2,26 \pm 5,53	0,04 \pm 0,09	0,851	0,378
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	3,15 \pm 7,18	9,56 \pm 17,40	0,735	0,411
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	3,33 \pm 6,94	2,52 \pm 6,17	0,124	0,731
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	-	0,48 \pm 1,07	1,385	0,266
<i>Pentaneura</i> Phillipi, 1865	0,04 \pm 0,09	-	1,000	0,340
<i>Tanypus</i> Meigen, 1803	7,52 \pm 18,42	18,37 \pm 44,46	0,072	0,792
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	27,74 \pm 37,73	118,19 \pm 114,21	2,023	0,185
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	10,59 \pm 19,43	40,59 \pm 87,36	0,354	0,564
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	5,52 \pm 6,42	3,07 \pm 2,00	0,001	0,966
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	4,85 \pm 5,42	12,70 \pm 8,29	2,247	0,164

Tabela A4: Continuação

Taxon	Biomassa (mg. m ⁻²)		ANOVA	
	Seca (jun/08)	Chuva (dez/08)	F _(1,10)	p
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	0,04 ± 0,09	0,70 ± 1,72	0,760	0,403
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913	2,63 ± 6,44	1,22 ± 2,78	0,012	0,913
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	6,63 ± 6,69	10,67 ± 15,84	0,105	0,752
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	-	2,56 ± 3,90	2,851	0,122
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	-	0,67 ± 0,74	4,916	0,050
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	1,22 ± 1,32	0,70 ± 1,72	0,987	0,343
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	0,22 ± 0,28	0,85 ± 1,25	1,633	0,230
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	5,56 ± 9,65	6,85 ± 8,89	0,069	0,797
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	1,78 ± 3,94	6,00 ± 13,31	0,285	0,605
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	1,15 ± 1,10	0,04 ± 0,09	4,268	0,066
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	0,37 ± 0,91	0,81 ± 2,00	0,080	0,782
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	54,25 ± 50,64	16,18 ± 12,98	3,215	0,103
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	0,26 ± 0,64	0,04 ± 0,09	0,591	0,459
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	0,07 ± 0,18	0,96 ± 2,05	1,115	0,307
Orthoclaadiinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	4,44 ± 8,13	1,78 ± 4,35	0,596	0,458
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	2,01 ± 1,51	0,63 ± 1,06	3,267	0,100
Muscidae	-	0,26 ± 0,40	2,456	0,148
Collembola	0,11 ± 0,27	-	1,000	0,340
Hydracarina	0,15 ± 0,27	0,15 ± 0,36	0,008	0,928

Tabela A5: Diversidade de Shannon-Wiener e valores de t e p da comparação das variâncias entre as estações seca (julho) e chuvosa (outubro) da fase lótica (2005) no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Var H' = variância do índice de diversidade.

Estação	H'	Var H'	Teste t	
			Valor t	p
Seca (jul/05)	2,420	0,0014088	0,7823	> 0,05
Chuva (out/05)	2,378	0,0014591		

Tabela A6: Diversidade de Shannon-Wiener e valores de t e p da comparação das variâncias entre as estações seca (junho) e chuvosa (dezembro) da fase semi-lêntica (2008) no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG. Var H' = variância do índice de diversidade.

Estação	H'	Var H'	Teste t	
			Valor t	p
Seca (jun/08)	2,191	0,0013733	- 8,8312	> 0,05
Chuva (dez/08)	2,640	0,0011998		

Tabela A7: Densidade (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Lótica (2005)	Semi-lêntica (2008)	F _(1,22)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	115 \pm 182	170 \pm 243	0,752	0,395
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanooides tuberculatus</i> Müller, 1774	17 \pm 58	2 \pm 6	0,122	0,729
Annelida				
Hirudinea	6 \pm 14	-	2,175	0,154
Oligochaeta	387 \pm 316	369 \pm 664	0,516	0,479
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae	4 \pm 9	13 \pm 20	1,208	0,283
Leptohyphidae	7 \pm 20	-	2,145	0,157
Leptophlebiidae	2 \pm 6	-	1	0,328
Odonata				
Coenagrionidae	-	4 \pm 9	2,2	0,152
Gomphidae	11 \pm 15	30 \pm 27	3,597	0,071
Libellulidae	4 \pm 9	43 \pm 101	2,564	0,123
Heteroptera				
Veliidae	-	6 \pm 14	2,157	0,154
Coleoptera				
Elmidae	6 \pm 14	2 \pm 6	0,452	0,508
Trichoptera				
Hydropsychidae	-	2 \pm 6	1	0,328
Hydroptilidae	2 \pm 6	146 \pm 434	2,822	0,107
Leptoceridae	-	22 \pm 46	5,17	0,033*
Odontoceridae	-	7 \pm 14	3,624	0,07
Polycentropodidae	-	102 \pm 116	79,978	0,000*
Diptera				
Ceratopogonidae	239 \pm 235	150 \pm 136	0,003	0,952
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johansen, 1905	19 \pm 39	215 \pm 287	12,766	0,001*
<i>Coelotanypus</i> Kieffer, 1913	-	6 \pm 14	2,175	0,154
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	63 \pm 63	185 \pm 450	1,547	0,226
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	-	30 \pm 64	3,464	0,076
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	-	20 \pm 64	2,029	0,1683
<i>Pentaneura</i> Phillipi, 1865	-	2 \pm 6	1	0,328
<i>Tanypus</i> Meigen, 1803	2 \pm 6	115 \pm 270	1,892	0,182
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	637 \pm 1001	943 \pm 1253	0,08	0,779
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	35 \pm 47	93 \pm 198	0,014	0,904
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	265 \pm 293	211 \pm 273	0,555	0,463
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	211 \pm 150	135 \pm 115	1,64	0,213

Tabela A7: Continuação

Taxon	Densidade (ind.m ⁻²)		ANOVA	
	Lótica (2005)	Semi-lêntica (2008)	F _(1,22)	p
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	35 ± 48	13 ± 38	4,241	0,051
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913	-	19 ± 40	3,525	0,071
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	67 ± 123	135 ± 256	2,345	0,139
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	2 ± 6	6 ± 10	1,157	0,293
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	211 ± 291	41 ± 75	9,424	0,005*
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	3 ± 14	33 ± 60	2,238	0,148
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	20 ± 32	43 ± 45	2,407	0,135
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	543 ± 637	257 ± 354	3,645	0,069
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	4 ± 9	70 ± 209	2,359	0,138
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	4 ± 9	26 ± 45	2,578	0,122
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	-	7 ± 20	2,145	0,157
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	89 ± 81	2072 ± 2585	13,349	0,001*
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	4 ± 13	11 ± 26	0,454	0,507
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	6 ± 14	39 ± 82	0,701	0,411
Orthoclaadiinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	17 ± 38	130 ± 240	1,125	0,3
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	22 ± 34	69 ± 68	2,505	0,127
Dolichopodidae				
	6 ± 14	-	2,175	0,154
Muscidae				
	-	4 ± 9	2,2	0,152
Tipulidae				
	17 ± 39	-	2,198	0,152
Collembola				
	-	4 ± 13	1	0,328
Hydracarina				
	2 ± 6	17 ± 45	1,411	0,247

Tabela A8: Biomassa (média \pm DP) dos macroinvertebrados bentônicos coletados no trecho a jusante da UHE Amador Aguiar I, rio Araguari – MG, nas fases lótica (2005) e semi-lêntica (2008) e resultados da ANOVA one-way. (-) = ausente, (*) = valor significativo

Taxon	Biomassa (mg.m ⁻²)		ANOVA	
	Lótica (2005)	Semi-lêntica (2008)	F _(1,22)	p
Mollusca				
Bivalvia				
Corbiculidae				
<i>Corbicula fluminea</i> Müller, 1774	34742,1 \pm 81328,0	72941,7 \pm 138114,1	0,352	0,558
Gastropoda				
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> Müller, 1774	13481,3 \pm 46702,25	1,3 \pm 4,4	1,393	0,250
Annelida				
Hirudinea				
Oligochaeta	2,3 \pm 3,5	-	1,999	0,171
Oligochaeta	85,3 \pm 122,5	50,2 \pm 66,4	0,610	0,443
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae				
Leptohiphidae	0,1 \pm 0,2	1,4 \pm 4,1	1,551	0,226
Leptophlebiidae	**	-	2,200	0,152
Leptophlebiidae	**	-	1,000	0,328
Odonata				
Coenagrionidae				
Gomphidae	-	3,4 \pm 11,5	1,118	0,301
Libellulidae	66,1 \pm 187,8	38,2 \pm 87,1	0,313	0,581
Libellulidae	1,6 \pm 5,6	1,6 \pm 2,6	0,861	0,363
Heteroptera				
Veliidae				
Veliidae	-	0,7 \pm 1,8	2,012	0,170
Coleoptera				
Elmidae				
Elmidae	1,2 \pm 3,4	**	1,002	0,327
Trichoptera				
Hydropsychidae				
Hydropsychidae	-	0,2 \pm 0,8	1,000	0,328
Hydroptilidae	**	4,0 \pm 9,9	3,438	0,077
Leptoceridae	-	6,7 \pm 15,8	4,884	0,037*
Odontoceridae	-	0,1 \pm 2,2	3,456	0,076
Polycentropodidae	-	11,5 \pm 14,0	21,080	0,000*
Diptera				
Ceratopogonidae				
Ceratopogonidae	12,3 \pm 9,4	8,3 \pm 7,7	0,848	0,366
Chironomidae				
Tanypodinae				
<i>Ablabesmyia</i> Johansen, 1905	4,0 \pm 12,1	9,2 \pm 7,0	12,722	0,001*
<i>Coelotanypus</i> Kieffer, 1913	-	1,1 \pm 3,9	1,164	0,292
<i>Djalmabatista</i> Fittkau, 1908	3,1 \pm 4,2	6,4 \pm 13,1	0,049	0,825
<i>Fittkauimyia</i> Karunakaran, 1969	-	2,9 \pm 6,3	3,241	0,085
<i>Labrundinia</i> Fittkau, 1962	-	0,2 \pm 0,8	1,338	0,259
<i>Pentaneura</i> Phillipi, 1865	-	**	1,000	0,328
<i>Tanypus</i> Meigen, 1803	0,2 \pm 0,6	12,9 \pm 32,9	1,918	0,179
Chironominae				
<i>Aedokritus</i> Roback, 1958	56,9 \pm 93,0	73,0 \pm 93,8	0,12	0,732
<i>Chironomus</i> Meigen, 1803	3,6 \pm 7,7	25,6 \pm 62,3	1,444	0,242
<i>Cladopelma</i> Kieffer, 1921	5,4 \pm 7,0	4,3 \pm 4,7	0,013	0,910
<i>Cryptochironomus</i> Kieffer, 1918	8,2 \pm 6,2	8,8 \pm 7,8	0,129	0,722

Tabela A8: Continuação

Taxon	Biomassa (mg.m ⁻²)		ANOVA	
	Lótica (2005)	Semi-lêntica (2008)	F _(1,22)	p
<i>Demicryptochironomus</i> Lenz, 1941	2,1 ± 3,0	0,4 ± 1,2	4,108	0,054
<i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913	-	1,9 ± 4,8	2,516	0,127
<i>Fissimentum</i> Cranston & Nolte, 1916	2,8 ± 5,7	8,5 ± 11,8	3,974	0,058
<i>Goeldchironomus</i> Fittkau, 1965	0,2 ± 0,7	1,3 ± 2,9	1,080	0,309
<i>Pelomus</i> Reiss, 1989	5,7 ± 5,9	0,3 ± 0,6	12,242	0,001*
<i>Nilothauma</i> Kieffer, 1921	0,2 ± 0,5	1,0 ± 1,5	3,071	0,093
<i>Paralauterboniella</i> Lenz, 1941	0,7 ± 1,3	0,5 ± 0,9	0,003	0,953
<i>Polypedilum</i> Kieffer, 1913	12,0 ± 21,0	6,2 ± 8,9	2,099	0,161
<i>Pseudochironomus</i> Mallock, 1915	0,1 ± 0,3	3,9 ± 9,6	3,358	0,080
<i>Stempellina</i> Thienemann & Bause, 1913	0,1 ± 0,4	0,6 ± 0,9	2,241	0,132
<i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919	-	0,6 ± 1,5	2,094	0,161
<i>Tanytarsus</i> van der Wulp, 1984	1,8 ± 2,9	35,2 ± 40,5	27,802	0,000*
<i>Tribelos</i> Townes, 1945	**	0,1 ± 0,4	0,582	0,453
<i>Zavreliella</i> Kieffer, 1920	0,1 ± 0,4	0,5 ± 1,5	0,567	0,459
Orthoclaadiinae				
<i>Cricotopus</i> van der Wulp, 1874	0,6 ± 1,1	3,1 ± 6,4	0,961	0,337
<i>Psectrocladius</i> Kieffer, 1906	0,4 ± 0,8	1,3 ± 1,4	4,021	0,057
Dolichopodidae	0,6 ± 1,9	-	1,394	0,250
Muscidae	-	0,1 ± 0,3	2,169	0,155
Tipulidae	1,4 ± 3,2	-	2,192	0,152
Collembola	-	0,1 ± 0,2	1	0,328
Hydracarina	**	0,1 ± 0,3	2,038	0,167