

Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais (FCBA)
Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da
Biodiversidade



**MACROINVERTEBRADOS DISCRIMINAM ÁREAS DE TURISMO EM UM
RIO CÁRSTICO NO BRASIL? PRÉ-REQUISITO PARA USO DO GRUPO
EM BIOMONITORAMENTO**

Suzana Cunha Escarpinati

Dourados – MS

Abril – 2010

Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais (FCBA)
Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da
Biodiversidade

MACROINVERTEBRADOS DISCRIMINAM ÁREAS DE TURISMO EM UM
RIO CÁRSTICO NO BRASIL? PRÉ-REQUISITO PARA USO DO GRUPO
EM BIOMONITORAMENTO

Suzana Cunha Escarpinati

Orientador

Prof. Dr. Fábio de Oliveira Roque

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade, da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Entomologia e Conservação da Biodiversidade.

Dourados – MS

Abril - 2010

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho a minha família e a todos meus amigos, pela
confiança, respeito e companheirismo.

AGRADECIMENTOS

Uma dissertação é muito mais do que esta encadernação, é o conhecimento, a experiência, a vivência, o aprendizado, coisas refletidas aqui, mas impossíveis de serem ditas ou mesmo transmitidas.

Assim também são os agradecimentos, apenas refletem:

Ao Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal da Grande Dourados pelo acolhimento;

Ao Prof. Dr. Fabio de Oliveira Roque, pela oportunidade, confiança e ensinamentos de vida;

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade e da Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais da Universidade Federal da Grande Dourados pelos ensinamentos passados;

A Fundação o Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento concedido ao projeto;

A CAPES pela bolsa concedida;

Ao PROCAD pela bolsa de intercambio nacional, que possibilitou a confirmação da identificação do material zoológico;

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), pela permissão em coleta através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO);

A Secretária de Turismo do município de Bonito/MS pela disponibilidade em ajuda;

A Leiza (Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade) pela disponibilidade em ajuda durante esses dois anos;

Aos membros de minha banca de qualificação: Prof. Dr. Fabricio Fagundes Pereira e Prof. Dr. Paulino Medina Barroso Junior pelas valiosas sugestões e ao Prof. Dr. Josué Raizer, também pela disponibilidade em me auxiliar no tratamento estatístico dos dados;

A doutoranda Melissa Ottoboni Segura do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais da UFSCar, pelo auxilio na identificação dos exemplares de Coleóptera;

Ao Prof. Dr. Frederico Falcão Salles da Universidade Federal do Espírito Santo, pelo auxilio na identificação dos exemplares de Ephemeroptera;

Ao mestrando Rafael Moretto do Programa de Pós-Graduação Entomologia da Universidade Estadual de São Paulo – Ribeirão Preto, pelo auxílio na identificação dos exemplares de Trichoptera;

A pesquisadora Silvana Thiengo da Fiocruz, pelo auxílio na identificação dos exemplares de Molusca;

Ao doutorando Lucas Silveira Lecci do Programa de Pós-Graduação em Entomologia da Universidade Estadual de São Paulo de Ribeirão Preto, pelo auxílio na identificação dos exemplares de Plecoptera;

A mestranda Juliana Freires do Programa de Pós-Graduação em Entomologia do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, pelo auxílio na identificação dos exemplares de Hemíptera;

A doutoranda Carolina Silva Neubern de Oliveira do Programa de Pós-Graduação em Entomologia da Universidade Federal do Paraná pelo auxílio na identificação dos exemplares de Tanypodinae;

A mestranda Gabriela Schulz do Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade e a doutoranda Marina Schmidt Dalzochio do Programa de Pós-Graduação em Biologia e Manejo da Vida Silvestre pelo auxílio na identificação dos imaturos de Odonata;

Ao Graduando Emerson Pereira da Silva do Curso de Gestão Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados, pelo auxílio em laboratório;

A Gabriela, Rodolfo Carlinhos, Paulinho, Neto, Fabio, Raquel, Luana, Livia, Emílio, Eduardo, Enrico, pelo auxílio em campo;

Aos meus colegas de laboratório Tatiane, Greice, Emílio, Gabriela, Aureliano, Emersom, Paulo, Marina, Thiago e Eveline pela convivência;

A Raquel Taminato Gomes da Silva e ao Rodrigo Basso pelas correções de texto;

Aos meus colegas de mestrado pela convivência;

Aos funcionários do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pela disponibilidade em ajuda;

Aos proprietários de fazendas por disponibilizar o acesso e aos seus respectivos funcionários pelo acolhimento;

Ao carinho, amor, apoio e incentivo recebido pelos meus pais, durante toda minha vida;

Aos meus irmãos Mauricio e Marcelo, pelo carinho;

A graciosidade dos meus sobrinhos, por trazerem mais alegria para minha vida;

A Frida, minha gata, pela companhia diária;

Aos meus amigos Messias, Bia, Jú, Manuela, Livia e Melissa que mesmo distantes estão presentes diariamente em minha vida;

Aos novos amigos que conquistei nessa minha nova etapa: Fabio, Raquel, Luana, Adna, Eveline, Priscila, Emílio, Paulino, Silvia e Bia.

Sumário

Resumo	xx
1. Introdução	01
2. Material e métodos	04
2.1. Área de estudo	04
2.2. Estações de amostragem	05
2.3. Método de coleta e identificação taxonômica	06
2.4. Caracterização ambiental	06
2.5. Análise dos dados	10
3. Resultados	11
4. Discussão	23
4.1. Implicações para elaboração de estratégias de biomonitoramento	27
5. Referências bibliográficas	29
6. Material complementar	

Lista de tabelas

Tabela 01: Média e desvio padrão do número de indivíduos de macroinvertebrados aquáticos registrados para as cinco áreas de referência e para as cinco áreas sob atividade de visitação pública.....12

Tabela 02: Correlação das variáveis ambientais com os três primeiros eixos de uma análise de componentes principais para 10 amostras. Destacamos em negrito os valores maiores do que 0,5.....21

Lista de figuras

Figura 01: Localização da bacia hidrográfica do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil, com o esquema mostrando a distribuição de cada uma das estações de amostragem ao longo do leito principal do Rio Formoso/MS – Brasil. Fonte: adaptação de Rio Formoso (2007) – Laboratório de Geoprocessamento UNIDERP, Modificado de Medina-Jr (2007).....08

Figura 02: Imagens ilustrando exemplos de áreas sob atividade de visitação pública (A, B e C) e imagens ilustrando exemplos de áreas de referência (D e E)09

Figura 03: Ordenação das amostras de variáveis ambientais por análise de componentes principais (PCA). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública... 20

Figura 04: Ordenação das amostras de macroinvertebrados por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública. Os vetores indicam a contribuição relativa (“loadings”) de cada gênero ($r > 0,5$) para a configuração do plano de ordenação.....22

Figura 05: Ordenação das amostras de macroinvertebrados por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública. Os vetores indicam a contribuição relativa (“loadings”) de cada família ($r > 0,5$) para a configuração do plano de ordenação.....23

Apresentação

Nas próximas páginas apresento minha dissertação intitulada “Macroinvertebrados discriminam áreas de turismo em um rio cárstico no Brasil? Pré-requisito para uso do grupo em biomonitoramento”, que visa entender como atividades antrópicas em rios de Bonito, uma das regiões de maior importância turística no Brasil, podem causar impactos na biodiversidade, particularmente em macroinvertebrados aquáticos. O trabalho está organizado na forma de um artigo científico que será submetido à avaliação da revista “*Natureza & Conservação*”. Neste estudo, eu foco na distribuição dos macroinvertebrados em áreas de referência e áreas de balneários no Rio Formoso, sistema mais intensamente usado para turismo na região. Além disso, eu exploro os desdobramentos dos resultados em relação a critérios de racionalização (potencial de discriminação de impacto e maior poder preditivo embasado em teoria ecológica), implementação (baixos custos e protocolos simples) e desempenho (fácil interpretação dos resultados e ampla aplicabilidade) do grupo em programas de biomonitoramento.

Susana Cunha Escarpinati

MACROINVERTEBRADOS DISCRIMINAM ÁREAS DE TURISMO EM UM RIO CÁRSTICO NO BRASIL? PRÉ-REQUISITO PARA USO DO GRUPO EM BIOMONITORAMENTO

Resumo

O biomonitoramento e manejo de áreas sob visitação é limitado pelo nosso conhecimento sobre o impacto de atividades de visitação pública na biodiversidade. Neste trabalho, investigamos como a comunidade de macroinvertebrados está distribuída espacialmente, particularmente entre áreas de referência e áreas de balneários, em um rio de região cárstica no segundo maior pólo turístico brasileiro – Bonito, Mato Grosso do Sul. Coletamos macroinvertebrados em 5 áreas sob atividade de visitação pública e 5 áreas de referência. Nossos resultados mostram que valores de variáveis ambientais, como, por exemplo, matéria orgânica, número de troncos, velocidade e profundidade da água e o número de piraputangas discriminam áreas sob visitação pública de áreas de referência. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos apresentou menor número de táxons e de exemplares em áreas sob atividade de visitação pública. Diferentemente do nível de identificação em família, a comunidade de macroinvertebrados, com base em gêneros, apresenta variabilidade entre as áreas sob visitação pública quando comparadas com áreas de referência. As atividades de visitação pública que ocorrem na região de Bonito podem não ser fortes suficientes para gerar gradientes ambientais que imprimam diferença na distribuição de macroinvertebrados usando a classificação *a priori* entre áreas de referência e áreas sob atividade de visitação pública.

Palavras Chave: Bonito; impacto ambiental; visitantes; bioindicador; inseto aquático.

DO MACROINVERTEBRATES DISCRIMINATE TOURISTIC AREAS IN A
KARSTIC RIVER IN BRAZIL? PREREQUISITE FOR USING THE GROUP IN
BIOMONITORING

Abstract: The biomonitoring and management of visitation areas are limited by our knowledge of the impact of the visiting public on the biodiversity. In this study, we investigate how the macroinvertebrate community is spatially distributed, especially between reference areas and public swimming areas in a karst region river in the second largest tourist destination in Brazil - Bonito, Mato Grosso do Sul. Macroinvertebrates were collected from five public sites and from five reference sites. Our results show that environmental variable values such as organic matter, the number of tree trunks, the water velocity and depth and the number of piraputangas discriminate public areas from reference areas. The aquatic macroinvertebrate community had fewer taxons and exemplars in the public areas. Based on genera, unlike identifications done on the family level, the macroinvertebrate community presents variability between the public areas and the reference areas. The activities of the visiting public in the region of Bonito may not be strong enough to generate environmental gradients that show a difference in the distribution of the macroinvertebrates when using *a priori* classification between the reference areas and public areas.

Keywords: Bonito; environmental impact; visitors; bioindicator; aquatic insect.

1: INTRODUÇÃO

O turismo tem aumentado em diversas áreas naturais do planeta (Fennell e Weaver 2005), sendo as belezas cênicas e a biodiversidade os principais atrativos (Turton 2005). Apesar deste crescimento em alguns ambientes, pouco sabemos sobre as consequências dos impactos ambientais associados à visitação pública em sistemas continentais.

A despeito das possíveis contribuições do turismo para a conservação da natureza, pesquisas realizadas em sistemas terrestres, como florestas (Cole e Landres 1996, Talbot *et al.* 2003), montanhas (Heil *et al.* 2005, Geneletti e Dawa 2009) e áreas polares (Ayres *et al.*, 2008) têm demonstrado que atividades de visitação pública e turismo causam perda de diversidade local. Em sistemas aquáticos, trabalhos também vêm registrando resultados semelhantes em algas (Davenport e Davenport, 2006), invertebrados (Liddle 1975, Casu *et al.* 2006, Bonte e Mães 2008, Ugolini *et al.* 2008) e peixes (Sabino *et al.* 2005). Estes, quase que exclusivamente marinhos, somando esforços na tentativa de elaborar sistemas de monitoramento, enfatizam a importância da inclusão de informações biológicas.

Devido à elevada diversidade biológica, à propensão para impactos antropogênicos e à demanda por múltiplos usos, os ambientes aquáticos continentais estão entre os ambientes mais frágeis e prioritários para a conservação no mundo (Ramsar Convention 1975, Convention of Biological Diversity 1992, Millenium Ecosystem Assessment 2005). A despeito das múltiplas estratégias e diferentes programas de monitoramento que possam ser construídos para atingir metas de conservação, um denominador comum entre eles é a dependência de informações

básicas sobre a distribuição dos organismos frente aos impactos antrópicos (Balmford *et al.* 2005).

Desde o início do século XIX, inicialmente com trabalhos desenvolvidos na Europa, tem crescido o desenvolvimento de pesquisas que avaliam os efeitos de alterações ambientais, como, por exemplo, o incremento de metais pesados (Corbi *et al.* 2010), diferentes usos do solo (Allan 2004), poluição orgânica (Dahl *et al.* 2004), mudanças climáticas (Walther *et al.* 2002) e sedimentação (Runde e Hellenthal 2000) em comunidades aquáticas - particularmente de macroinvertebrados (Bonada *et al.* 2006). Entretanto não sabemos nem ao menos como os macroinvertebrados se distribuem frente a atividades relacionadas à visitação pública como uso de embarcação, mergulho, banho, rafting, bóia-cross (Liddle e Scorgie 1980).

Dentre as áreas tropicais com elevada beleza cênica e potencial turístico, baseado principalmente em atributos dos sistemas naturais de água doce, destaca-se a região cárstica de Bonito, em Mato Grosso do Sul – Brasil. A região de Bonito recebe cerca de 70.000 visitantes ao ano e rende um total de R\$ 17.000.000,00 para a região, consolidando-a como o segundo destino de maior visitação de turismo de natureza no país (EMBRATUR 2007).

A beleza cênica da região de Bonito se deve à presença de calcário puro e solúvel, que ao diluir-se, absorve e decanta as poucas impurezas presentes, tornando suas águas altamente cristalinas, além de promover a formação de incrustações e tufas calcárias no fundo dos ambientes aquáticos, que propiciam a formação de cachoeiras e barramentos naturais (Sallun-Filho *et al.* 2009).

Essas formações são exclusivas de regiões cársticas e representam habitats únicos e sensíveis (Sallun-Filho *et al.* 2009) facilmente sujeitos a sofrer distúrbios frente

a atividades de visitação pública. A seqüência de barramentos naturais das águas límpidas (Boggiani 1999), tornam esses locais ideais para a implementação de balneários que são tidos como os mais populares atrativos da região.

Áreas de balneários podem ser consideradas locais com potencial impacto em comunidades de macroinvertebrados aquáticos, não só por oferecerem atividades que são tidas como impactantes como, por exemplo, mergulho e banho que tem a movimentação e o pisoteamento como os principais comportamentos decorrentes dessas atividades (Casu *et al.* 2006). Mas também por comportamentos ambientalmente inadequados dos visitantes, como a frequente alimentação de piraputanga (*Brycon hilarii* (Valenciennes 1850)) (Sabino *et al.* 2005), além da alteração na estrutura do ambiente decorrente do manejo realizado pelos proprietários buscando tornar os empreendimentos mais agradáveis aos visitantes.

Orientados pela proposta de desenvolvimento de programas de monitoramento usando grupos hiperdiversos desenvolvida por Noss (1990), com subseqüentes melhorias realizadas por Kremen *et al.* (1993) e Rohr *et al.* (2006), somada a relevância de suprir a falta de informações para a conservação dos sistemas aquáticos continentais de elevada beleza cênica, como os que ocorrem nos rios de água cristalina da região de Bonito, neste trabalho avaliamos a composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em áreas de balneários e em áreas com ausência de empreendimento turístico no Rio Formoso, Bonito.

Considerando que o pisoteio e movimentação, o manejo e o comportamento ambientalmente inadequado dos visitantes podem alterar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos por esmagamento, redistribuição, aumento de deriva, e favorecimento de espécies agradáveis aos visitantes. Esperamos encontrar maior riqueza

e abundância de macroinvertebrados aquáticos em áreas de referência, quando comparado com áreas de balneários, e por consequência que a composição taxonômica e a abundância de macroinvertebrados discriminem áreas de referência de áreas de balneários.

Adicionalmente, diante da crescente demanda por eficientes métodos de rápida bioavaliação em rios na região tropical (Melo 2005), avaliamos a distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos sob duas diferentes resoluções taxonômicas (gênero e família).

Nosso foco em macroinvertebrados aquáticos justifica-se pelo amplo reconhecimento do uso do grupo em programas de biomonitoramento no mundo (Rosemberg e Resh 1993, Callisto 2001, Bonada *et al.* 2006), inclusive em programas de países tropicais, como o Brasil (Baptista 2008). Dentre as diversas vantagens para seu uso destacam-se aquelas relacionadas à racionalidade (ex, maior potencial de discriminação de impacto e maior poder preditivo embasado em teoria ecológica, quando comparado com outros organismos aquáticos), implementação (baixos custos e protocolos simples) e desempenho do grupo (fácil interpretação dos resultados e ampla aplicabilidade).

2: MATERIAL E MÉTODOS

2.1.: Área de estudo – Conduzimos o trabalho de campo na região cárstica do Planalto da Bodoquena, sudoeste de Mato Grosso do Sul – Brasil, um divisor de águas entre a bacia hidrográfica do rio Paraguai (oeste) e as sub-bacias do rio Apa (sul) e do rio Miranda (leste) (Dias 2000). Os principais cursos de água do Planalto da Bodoquena e o Rio Formoso, da Prata, o Perdido e o Salobra. Todos nascem em maciços calcários

do Planalto da Bodoquena e drenam terrenos também calcários denominados *carste*, formação predominante no Planalto (Boggiani 1999).

Suas águas cristalinas e a beleza das diversas formações calcárias na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso tornam esses ambientes altamente atraentes à visitação pública, conferindo à região o *status* de Pólo de Ecoturismo do Brasil (Newsome 2005). Sua área é de 1.334Km² e localiza-se na região central do município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil. O Rio Formoso apresenta cerca de 100 km de extensão, da nascente à foz, e está inserido em áreas rurais do município de Bonito.

Além da pressão da visitação pública e ocupações irregulares de suas margens com construções de veraneio, o Rio Formoso está exposto a atividades agropecuárias em sua bacia e lançamento pontual, em seu trecho médio, dos efluentes domésticos do município após tratamento. Todas as características já citadas, somadas à relevância de informações preliminares levantadas por Sabino *et al.* (2005) e Santos, *et al.* (2008) sobre os possíveis impactos que as atividades de visitação pública, podem exercer em comunidades aquáticas, torna o Rio Formoso um bom local para avaliar se tais atividades interferem na comunidade de macroinvertebrados, já que a despeito de todos esses impactos, o ecossistema ainda exibe características de um ambiente natural e conservado.

2.2: Estações de amostragem – Para avaliarmos a distribuição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em áreas de balneários e em áreas de referência, realizamos as coletas em cinco estações amostrais (Figura 1).

Cada estação é composta por uma área sob atividade de visitação pública (AV) (ver exemplo na figura 2) e uma área pouco visitada - denominada de área de referência,

localizada à montante da área impactada (RA) (ver exemplo na figura 2), totalizando dez áreas amostradas.

As localidades dos pontos de amostragem situada nas áreas sob atividade de visitação pública e nas áreas de controle foram estrategicamente estabelecidas de forma a refletir as condições da fauna de macroinvertebrados aquáticos sob ação de atividade pública e na situação considerada referência. Todas as áreas amostradas correspondem a um trecho de 10m de extensão do rio por toda sua largura.

As estações de amostragem estão distanciadas uma das outras por, no mínimo, 1.5 km, sendo que as áreas sob efeito de atividade de visitação pública e suas respectivas áreas de referência distanciam-se por, no mínimo, 50m.

O procedimento amostral foi realizado durante o mês de novembro, por representar o período de maior visitação pública.

2.3: Método de coleta e identificação taxonômica – Coletamos os macroinvertebrados aquáticos pelo método de varredura, com Rede tipo D com área amostral de 30cm² e 0,21mm de abertura de malha, e com esforço amostral de 3min. Fixamos as amostras com formalina 4%, etiquetamos e transportamos para o laboratório. Em laboratório lavamos o material, em peneira com malha de 0,21mm de malha, e triamos em bandeja sob fonte luminosa, reservamos o material restante das amostras para medidas de matéria orgânica. Identificamos os exemplares com auxílio de chave de identificação e confirmamos por consulta a especialista (ver agradecimentos). Depositamos os exemplares no museu de Biodiversidade da Universidade Federal da Grande Dourados-Dourados/MS – Brasil.

2.4: Caracterização ambiental – Para caracterizarmos os locais de coleta, incluindo grau de impacto antrópico, selecionamos variáveis e *surrogates* de

biodiversidade de insetos aquáticos de fácil implementação em sistemas de biomonitoramento (Rosemberg e Resh 1993).

Para medirmos condutividade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido e a velocidade da água selecionamos três trechos de cada área amostral, considerando a maior uniformidade possível e baixa irregularidade no fundo do Rio. Medimos condutividade, pH, temperatura e oxigênio dissolvido utilizando sensor multiparâmetros Hanna HI9828. Medimos a velocidade da água pelo método do flutuador (Marques e Argento 1988), considerando o tempo de deslocamento que o flutuador levou para percorrer uma distância de 3m.

Medimos o número de troncos e matéria orgânica, uma vez que são considerados bons indicadores de heterogeneidade, complexidade de habitat e disponibilidade de alimento para macroinvertebrados aquáticos (Wallace *et al.* 1997). Consideramos os troncos submersos com diâmetro acima de 8 cm, presentes em cada área amostrada.

Utilizamos o material restante do processo de triagem para obtenção dos valores de peso seco da matéria orgânica fina (< 5mm) e grossa (> 5mm) (Callisto 2001). Obtivemos os valores de matéria orgânica a partir da somatória dos valores de matéria orgânica e matéria orgânica fina. Também consideramos a proporção de matéria orgânica grossa em relação à matéria orgânica fina, como sendo uma variável.

Considerando-se que a distribuição de macroinvertebrados pode responder a efeitos, decorrentes da elevada quantidade de piraputanga (*Brycon hilarii* (Characidae) (Sabino *et al.* 2005), realizamos uma rápida contagem do número de indivíduos, por um período de 3min, para cada local de coleta

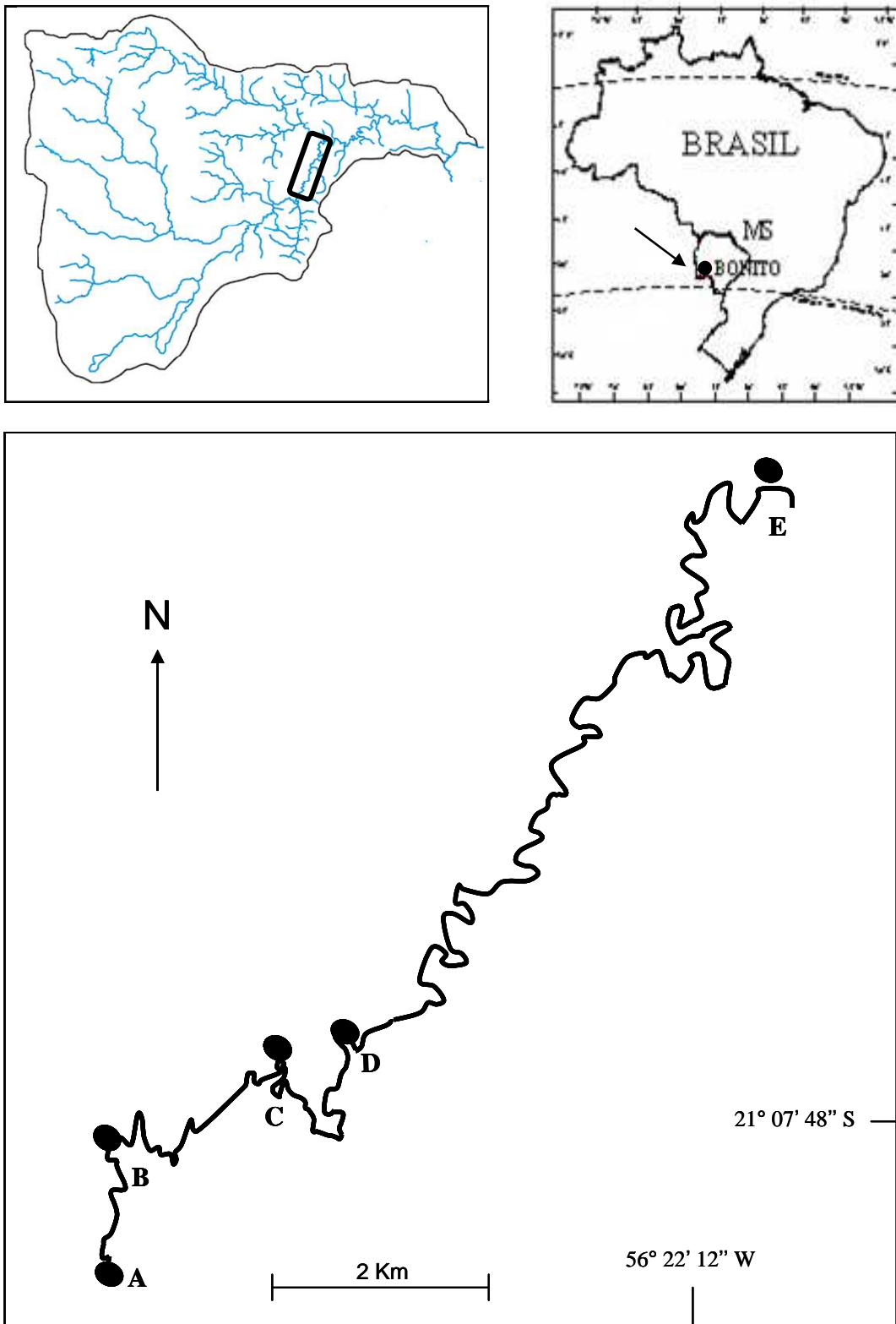


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil, com o esquema mostrando a distribuição de cada uma das estações de amostragem ao longo do leito principal do Rio Formoso/MS – Brasil. Fonte: adaptação de Rio Formoso (2007) – Laboratório de Geoprocessamento UNIDERP, Modificado de Medina-Jr (2007).



Figura 2 - Imagens ilustrando exemplos de áreas sob atividade de visitação pública (A, B e C) e imagens ilustrando exemplos de áreas de referência (D e E),

2.5: *Análise dos dados* – Submetemos as variáveis ambientais (Condutividade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, profundidade média, velocidade da água, número de piraputangas, matéria orgânica, proporção de matéria orgânica grossa em relação a matéria orgânica fina e número de troncos) que estão potencialmente correlacionadas, a uma análise de componentes principais (PCA de correlação) para obter o padrão de estrutura de ambiental em poucas dimensões. Escolhemos o número de eixos visando explicar a maior parte da variância, no conjunto original de dados. Nós utilizamos os *scores* resultantes da PCA em uma análise de variância multivariada (MANOVA) para verificar se estes discriminam áreas de visitação públicas daquelas de referência.

Visando atender a crescente demanda por eficientes métodos rápida bioavaliação, representamos a variação na composição da comunidade de macroinvertebrados em duas distintas resoluções taxonômicas (gênero e família). Para as representarmos em poucas dimensões, utilizamos ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Decidimos o número de dimensões destas ordenações considerando a proporção de variância explicada (r^2) pelas distâncias finais entre as amostras na ordenação e as distâncias entre as amostras na matriz de distância Bray-Curtis. Consideramos a abundância relativa de cada categoria taxonômica para o cálculo das distâncias Bray-Curtis.

A relação entre os pontos no eixo 1 obtido na PCA e no eixo 1 da NMDS foram analisados graficamente. Como apresentaram baixa congruência, optamos por não apresentá-los na sessão de resultados..

3: RESULTADOS

Registramos 2379 indivíduos em 109 táxons, Diptera com 73 taxa e 1736 indivíduos e Gastropoda com 433 indivíduos para 8 taxa, representam 91% de toda a fauna registrada.

As cinco amostras realizadas em áreas de referência somaram 1712 indivíduos em 92 táxons, sendo que os táxons mais abundantes foram: *Goeldichironomus* (Diptera: Chironomidae) com 197 indivíduos; *Polypedilum* (Diptera: Chironomidae) com 181 indivíduos; *Ablabesmyia* (Diptera: Chironomidae) com 153 indivíduos; e *Heleobia* (Gastropoda: Cochliopidae) com 123 indivíduos (Tabela 1).

As cinco amostras realizadas em áreas sob atividade de visitação pública somaram 667 indivíduos para 70 táxons. Os táxons mais abundantes foram: *Cricotopus* (Diptera: Chironomidae) com 113 indivíduos; *Ablabesmyia* (Diptera: Chironomidae) com 73 indivíduos; *Goeldichironomus* (Diptera: Chironomidae) com 72 indivíduos; e *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Cochliopidae) com 123 indivíduos (Tabela 1).

Tabela 1 - Média e desvio padrão do número de indivíduos de macroinvertebrados aquáticos registrados para as cinco áreas de referência e para as cinco áreas sob atividade de visitação pública.

Táxons	Áreas sob atividade de			
	Áreas de referência (RA)		visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
Animalia				
Annelida				
Oligochaeta				
Naididae	0,60	1,20	1,60	2,06
Tubificidae	5,00	3,90	2,20	3,49
Arthropoda				
Crustacea				
Palaemonidae				
<i>Macrobrachium</i>	2,00	3,03		
Microcrustacea	2,00	2,10		
Insecta				
Coleoptera				
Larvas				
Dryopidae	0,40	0,80		
Dytiscidae				
<i>Desmopachria</i>	0,20	0,40		
Curculionidae	0,20	0,40		
Elmidae				
<i>Austrolimnius</i>	0,80	1,60		
<i>Heterelmis</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Hexacylloepus</i>			0,20	0,40
<i>Macrelmis</i>	0,60	1,20		
<i>Microcyloepus</i>	2,20	1,17	0,20	0,40
<i>Microcyloepus</i> aff	0,40	0,80	0,20	0,40

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas sob atividade de			
	Áreas de referência (RA)		visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
<i>Neelmis</i>	0,60	1,20		
<i>Neelmis</i> aff			0,20	0,40
<i>Stegoelmis</i> aff	0,40	0,49		
Gyrinidae				
<i>Gyretes</i>	0,60	1,20		
Psephenidae				
<i>Psephenus</i> aff			0,20	0,40
Adultos				
Elmidae				
<i>Hexacylloepus</i>	2,80	1,94	1,40	1,50
Dytiscidae				
<i>Copelatus</i>			0,60	1,20
Hydrophilidae				
<i>Tropisternus</i>			0,20	0,40
Diptera				
Ceratopogonidae			0,20	0,40
Chironomidae				
<i>Ablabesmyia</i>	30,60	24,76	14,60	15,55
<i>Apedilum</i>	0,20	0,40	0,20	0,4
<i>Cladopelma</i>	1,40	2,33	0,20	0,40
<i>Clinotanypus</i>	0,60	1,20	0,60	1,20
<i>Chironomus</i>	1,20	1,47	0,20	0,40
<i>Coelotanypus</i>	1,80	1,60		
<i>Corynoneura</i>	2,80	3,71	1,00	1,09

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas sob atividade de			
	Áreas de referência (RA)		visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
<i>Cricotopus</i>	1,20	0,99	22,60	20,27
<i>Cryptochironomus</i>	0,60	0,49		
<i>Demicryptochironomus</i>	0,40	0,80		
<i>Dicrotendipes</i>	2,20	3,91	1,40	2,33
<i>Djalmabatista</i>	20,20	22,01	1,40	1,37
<i>Endotribelos</i>	4,40	4,59	0,80	1,17
<i>Fissimentum</i>	1,60	1,62		
<i>Fittkauimyia</i>	0,20	0,40		
<i>Goeldichironomus</i>	39,40	52,01	14,40	22,88
<i>Harnischia</i>	3,60	4,38	2,20	4,40
<i>Labrundinia</i>	16,00	12,17	9,00	11,58
<i>Larsia</i>	1,00	1,26	1,80	3,60
<i>Nanocladius</i>	7,20	9,87	0,80	1,17
<i>Nilothauma</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Parachironomus</i>	0,80	0,75	0,20	0,40
<i>Paralauterborniela</i>			0,40	0,80
<i>Paratendipes</i>	0,20	0,40	0,60	1,20
<i>Parametriocnemus</i>			0,20	0,40
<i>Pentaneura</i>	0,20	0,40	3,00	5,06
<i>Pelomus</i>	0,20	0,40		
<i>Polypedilum</i>	36,20	29,95	2,60	3,77
<i>Stenochironomus</i>	3,20	4,17	0,60	0,80
<i>Tanypus</i>	0,20	0,40		
Tanytarsini	23,20	38,45	10,20	13,29

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas sob atividade de			
	Áreas de referência (RA)		visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
<i>Thienemanniella</i>	0,40	0,80	0,80	0,98
<i>Xestochironomus</i>	2,20	2,99	0,40	0,80
Chironominae tipo 1			0,20	0,40
Empididae			0,40	0,49
Simuliidae				
<i>Simulium</i>			0,20	0,40
Tabanidae			0,20	0,40
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebiidae</i>				
<i>Simothraulopsis</i>	1,00	2,00	0,40	0,49
<i>Farrodes</i>	0,20	0,40		
Baetidae			0,20	0,40
<i>Aturbina georgei</i> (Lugo-Ortiz e McCafferty, 1996)	0,20	0,40	0,40	0,80
<i>Hydation</i>	0,40	0,49		
<i>Callibaetis</i>	0,80	0,75		
<i>Camelobaetidius</i>			0,60	1,20
<i>Cloeodes</i>	0,40	0,80	0,40	0,80
Caenidae				
<i>Caenis cudrica</i>	13,80	14,89	1,80	3,129
<i>Cercobrachys colombianus</i> (Soldán, 1986)	0,40	0,80		
Leptohiphidae				

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas de referência (RA)		Áreas sob atividade de visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
<i>Tricorythodes santarita</i>				
(Traver, 1959)	0,20	0,40	1,20	2,40
<i>Tricorythode</i> sp. n.	0,60	0,80	0,60	0,80
<i>Tricorythodes quizeri</i>				
(Molineri, 2002)	0,80	0,40	0,40	0,49
Hemiptera				
Notonectidae				
<i>Martarega</i>	0,40	0,80		
Lepidoptera				
Pyrilidae				
	1,20	1,17	0,80	1,60
Odonata				
Anisoptera				
Coenagrionidae				
<i>Acanthagrion</i>	0,20	0,40		
Zygoptera				
Gomphidae				
			0,20	0,40
<i>Gomphoides</i>	0,60	0,80	0,20	0,40
<i>Perigomphus</i>			0,20	0,40
<i>Phyllocycla</i>	1,80	2,23	1,20	1,94
<i>Tibiagomphus</i>			0,40	0,80
Protoneuridae				
<i>Neoneura</i>	0,80	1,17		
<i>Peristicta</i>	0,20	0,40		

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas de referência (RA)		Áreas sob atividade de visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
Plecoptera				
Perlidae				
<i>Anacronoura</i>	0,40	0,80		
Trichoptera				
Calamoceratidae				
<i>Phylloicus</i>	2,00	2,19		
Helicopsychidae				
<i>Helicopsyche</i>	1,80	3,60	0,20	0,40
Hydroptilidae				
	2,80	1,94		
Hydropsychidae				
<i>Macronema</i>	5,80	11,11		
<i>Plectomacronema</i>	0,20	0,40		
<i>Smicridea</i>	0,20	0,40		
Leptoceridae				
<i>Oecetis</i>	0,20	0,40		
<i>Triplectides</i>	1,00	1,26	0,40	0,80
<i>Chimarra</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Cyrnellus</i>	0,20	0,40		
Polycentropodidae				
<i>Polycentropus</i>	1,80	2,40	0,20	0,40
<i>Polypectropus</i>	0,80	1,60	0,60	0,80
Mollusca				
Gastropoda				
Ampullariidae				

Obs.: Continuação da tabela 1.

Táxons	Áreas sob atividade de			
	Áreas de referência (RA)		visitação pública (AV)	
	Média	DESVPAD (+/-)	Média	DESVPAD (+/-)
<i>Panacea</i>	6,20	4,83	1,60	2,06
Ancylidae	5,60	6,53		
Cochliopidae				
<i>Heleobia</i>	24,60	24,05	5,60	5,53
Lithoglyphidae				
<i>Potamolithus</i>	0,40	0,80		
Physidae				
Physa	0,20	0,40		
Planorbidae				
<i>Biomphalaria</i>	10,00	18,06	0,60	1,20
<i>Drepanotrema anatinum</i> (Orbigny, 1837)	0,40	0,80		
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)	17,80	27,31	13,60	19,66
Bivalve				
Bivalve tipo 1	9,60	5,95	0,20	0,40
Bivalve tipo 2	0,80	1,60	1,80	3,60
Bivalve tipo 3	1,20	2,40	0,40	0,80
Bivalve tipo 4	0,20	0,40		
Bivalve tipo 5	1,40	2,80		
Bivalve tipo 6			0,20	0,40

Os três primeiros eixos da análise de componentes principais (PCA) recuperaram 74,01 % da variância no conjunto de amostras das variáveis ambientais. O primeiro eixo recuperou 38,03 % desta variância, o segundo 20,65 % e o terceiro 15,33 %. Podemos distinguir as amostras das áreas de visitação pública daquelas das áreas de referência pela ordenação a partir da PCA (Figura 3, MANOVA: Pillai Trace = 0,83; $F = 9,61$; $gl = 3$ e 6 ; $p = 0,01$).

A discriminação entre os tipos de áreas ocorreu ao longo do primeiro eixo da PCA. Considerando-se as correlações das variáveis com os eixos da PCA (Tabela 2), esperamos encontrar mais piraputangas em águas mais velozes nas áreas de visitação pública, e nas áreas de referência maiores quantidades de troncos e matéria orgânica, além de maiores valores de pH e condutividade. A estrutura ambiental, representada na figura 3, é mais variável entre as áreas de referência do que entre as áreas de visitação, quando comparadas com as áreas sob atividade de visitação pública.

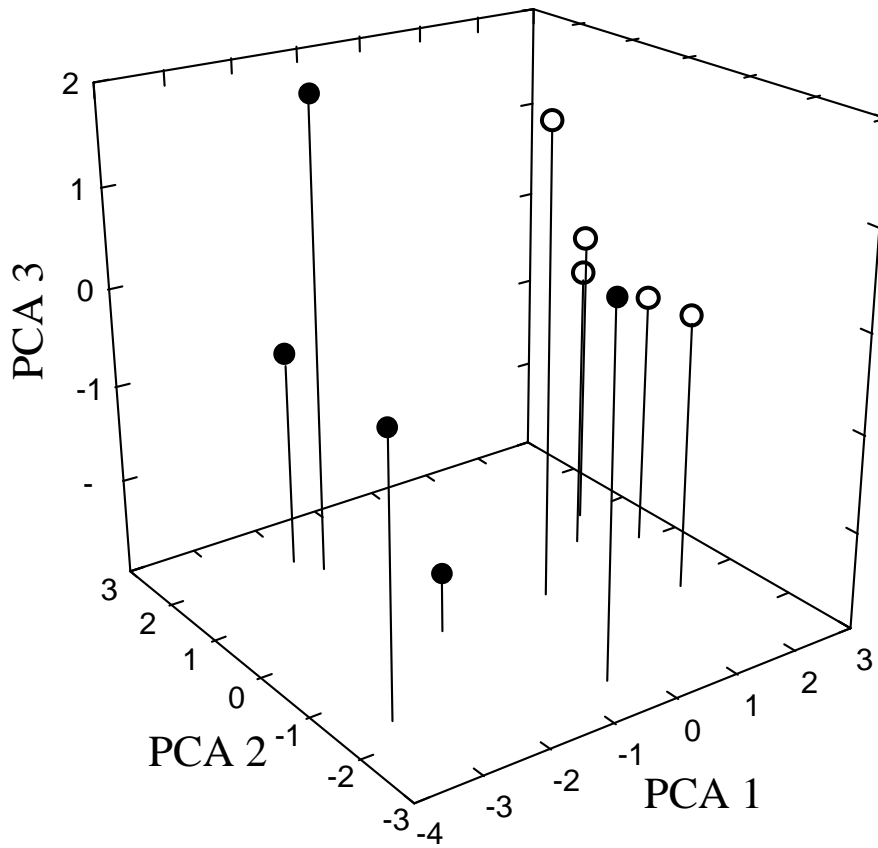


Figura 3- Ordenação das amostras de variáveis ambientais por análise de componentes principais (PCA). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública.

Tabela 2 - Correlação das variáveis ambientais com os três primeiros eixos de uma análise de componentes principais para 10 amostras. Destacamos em negrito os valores maiores do que 0,5.

	PC1	PC2	PC3
Número de piraputanga	0,80	0,24	-0,09
Velocidade da água (m/min.)	0,70	0,14	-0,13
Matéria orgânica grossa (%)	0,48	-0,52	0,53
Profundidade média (m)	0,21	-0,79	0,32
Oxigênio (DO) (MG,L ⁻¹)	-0,02	-0,79	-0,52
Temperatura (°C)	-0,28	-0,06	0,86
Condutividade (μS cm ⁻¹)	-0,57	0,28	0,12
pH	-0,67	-0,61	-0,27
Matéria orgânica (g)	-0,85	0,11	0,13
Número de tronco	-0,91	0,07	-0,09

Representamos a variação na composição de gêneros de macroinvertebrados pela ordenação das amostras por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) em duas dimensões ($r^2 = 0,82$). Neste plano de ordenação as amostras de áreas de visitação pública foram menos similares entre si do que as amostras de áreas de referência (Figura 4). A composição de gêneros teve menor variação entre as áreas de visitação, ou seja, menor diversidade inter amostral, quando comparadas com áreas de referência.

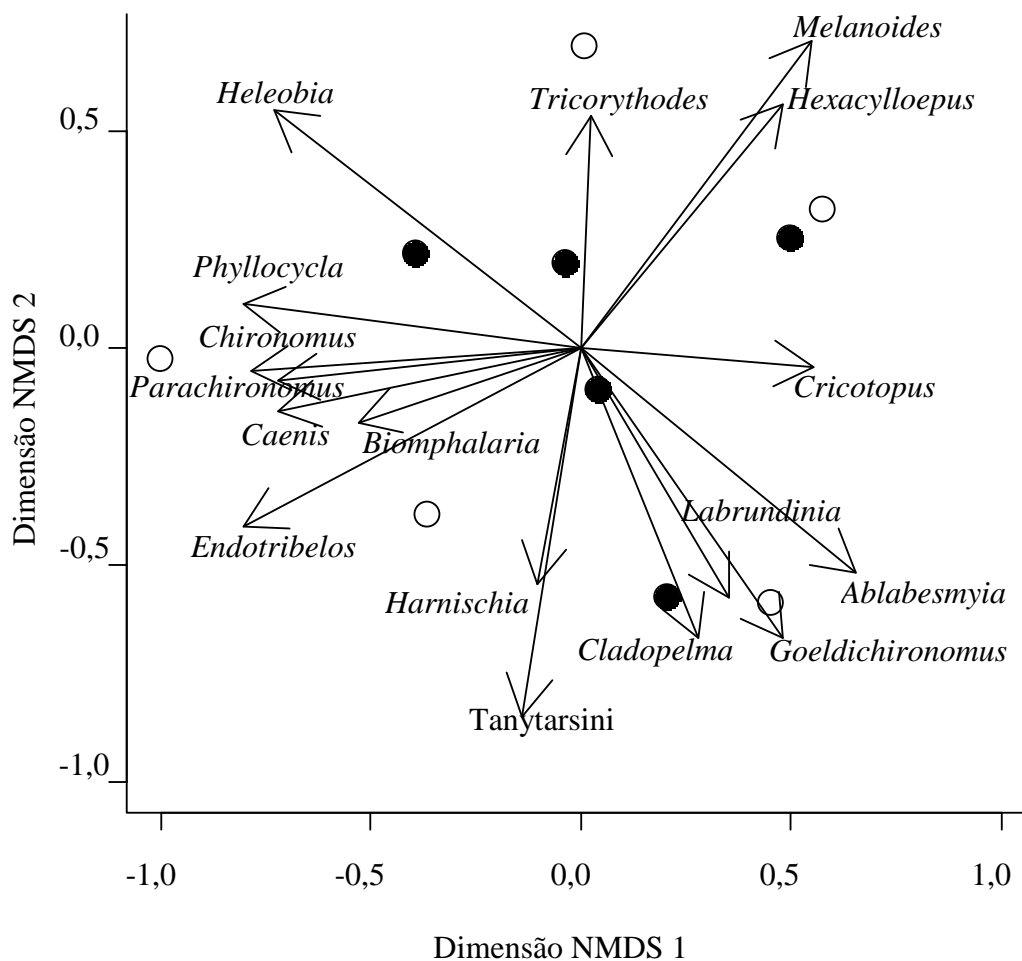


Figura 4 - Ordenação das amostras de macroinvertebrados por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública. Os vetores indicam a contribuição relativa (“loadings”) de cada gênero ($r > 0,5$) para a configuração do plano de ordenação.

Representamos a variação na composição de famílias de macroinvertebrados pela ordenação das amostras por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) em duas dimensões ($r^2 = 0,89$). Neste plano de ordenação não percebemos associações entre as áreas (Figura 5). Em outras palavras, mesmo algumas famílias estando associadas a determinadas amostradas, eles não foram suficientes para discriminar as áreas ou imprimir um padrão diferenciado de variabilidade.

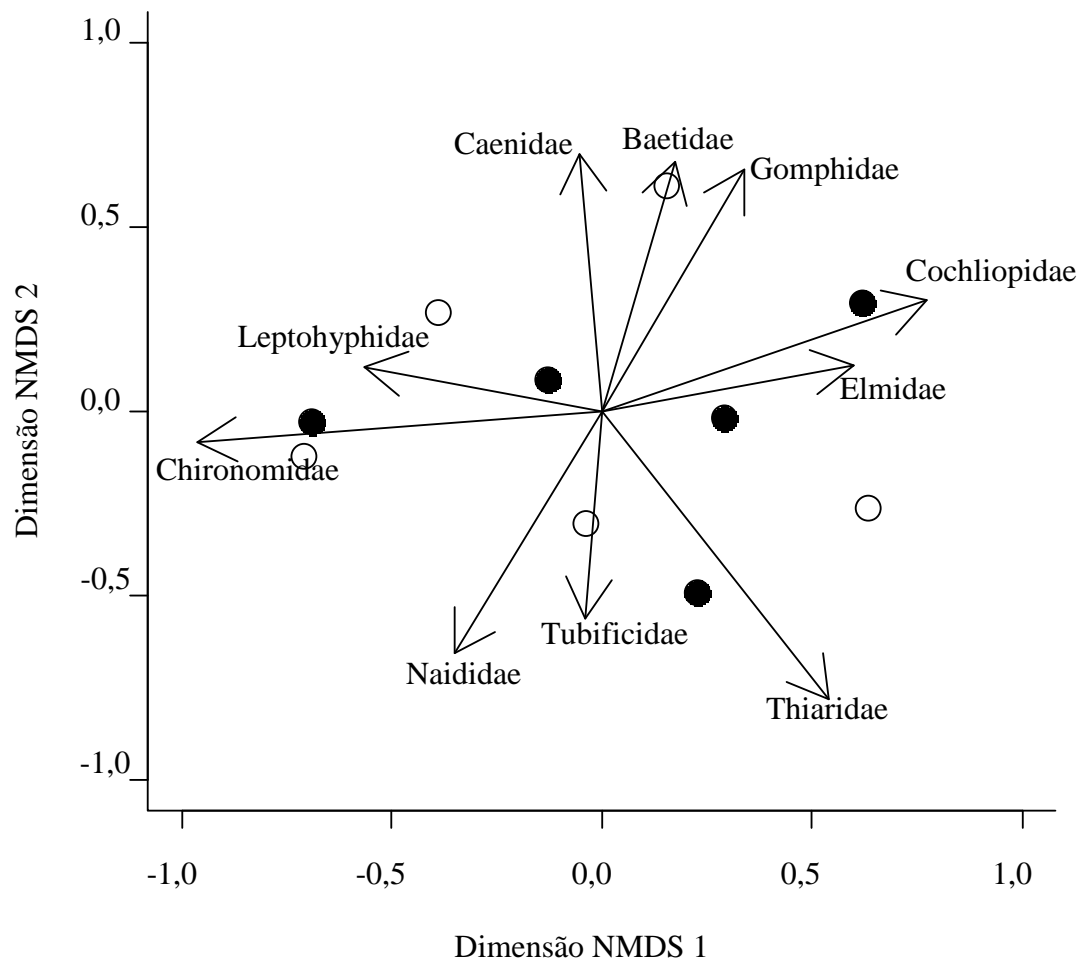


Figura 5 - Ordenação das amostras de macroinvertebrados por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS). Pontos preenchidos equivalem a amostras tomadas em áreas de referência (sem visitação) e pontos vazios a amostras em áreas de visitação pública. Os vetores indicam a contribuição relativa (“loadings”) de cada família ($r > 0,5$) para a configuração do plano de ordenação.

4: DISCUSSÃO

Atividades de visitação pública podem ter múltiplos efeitos em comunidades biológicas aquáticas. Nosso estudo, avaliando a distribuição de macroinvertebrados aquáticos sob atividade de visitação pública adiciona mais evidências ao crescente número de trabalhos que têm demonstrado alterações na comunidade de macroinvertebrados aquáticos em decorrência de diversos impactos de visitação atuando de forma isolada ou sinérgica, como por exemplo, coleta de organismos por visitantes

(Wynberg e Branch 1997), morte de indivíduos por esmagamento (Casu, *et al.* 2006), redistribuição dos organismos (García-Charton, *et al.* 2008), propensão de invasão por espécies exóticas (Foin, *et al.* 1998), aumento na abundância de espécies preferidas aos visitantes (Sabino, *et al.* 2005), mudança da estrutura do habitat (Kay e Liddle 1989) e alteração no comportamento dos organismos (Brosnan e Crumrine 1994). Nosso resultado de maior variabilidade de gênero em áreas sob diferentes níveis de impacto quando comparadas a áreas de referências são consistentes com recentes estudos realizados em ambientes marinhos, em especial para regiões costeiras (Newtonson 2003, Airoidi *et al.* 2005, Casu *et al.* 2006, Rossi *et al.* 2007) que também avaliam impacto de atividades turísticas semelhantes aqueles estudados por nós.

Fatores locais relacionados às atividades de visitação podem diretamente funcionar como filtros (*sensu* Poff 1997), selecionando, a partir do conjunto regional de gêneros, aqueles com determinados atributos biológicos que permitem sobrevivência em locais com presença de visitação. Várias razões não-exclusivas podem explicar a maior variabilidade de gêneros entre as áreas sob atividade de visitação pública quando comparadas aquelas de referência.

Visitantes que usam locais do rio onde a profundidade não ultrapassa 2m, como os amostrados nesse estudo, geralmente têm contato com o fundo do rio, causando a morte de organismos por pisoteamento, como vem sendo documentado em trabalhos experimentais com macroinvertebrados marinhos (Brosnan e Crumrine 1994, Bonte e Mães 2008).

Variação de intensidade de luz, vento, distúrbios antrópicos, chuvas e predadores geralmente são fatores que influenciam o processo de deriva de macroinvertebrados em sistemas lóticos (Anderson e Sedell 1979, Mathooko e Mavuti

1994). Neste caso, atividades de movimentação dos visitantes somada à maior velocidade da água registrada para áreas de visitação pública podem favorecer o processo de deriva dos invertebrados, resultando em diminuição da abundância e riqueza de macroinvertebrados e de matéria orgânica presentes em áreas sob influência de tais atividades, como constatado pela autora desta dissertação em 2009 em rios de Bonito (dados ainda não publicados).

A problemática local de aumento da oferta de alimento por visitantes às piraputangas tem levado a maior concentração de indivíduos dessa espécie em áreas de balneários, além do aumento de cerca de 19% do peso do peixes (Sabino *et al.* 2005) e por conseqüência o aumento no enriquecimento orgânicos do substrato por fezes. Este enriquecimento orgânico, associado, a compactação do substrato decorrente da pressão exercida por turistas e visitantes (Priskin 2003), pode favorecer táxons que ocorrem em substratos consolidados com elevada quantidade de matéria orgânica, como por exemplo os chironomídeos *Cricotopus* (Wolfram 1996) detectados em maior quantidade em áreas sob visitação.

Espécies invasoras, como *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiariidae) nativa da Eurásia tropical, África e Ásia, geralmente se tornam espécies dominantes em áreas alteradas (Giovanelli *et al.* 2002), causando mudanças na estrutura de comunidades, inclusive eliminando espécies nativas (Rader *et al.* 2003). Isto é preocupante na região estudada uma vez que maiores densidades desses organismos foram registradas para áreas sob atividade de visitação pública. A preocupação se torna ainda maior quando consideramos que a espécie pode se beneficiar com o número de indivíduos de piraputangas, uma vez que estes moluscos se alimentam de partículas de matéria orgânica incorporadas no substrato (Giovanelli *et al.* 2002).

Valores de matéria orgânica, troncos e número de piraputangas contribuíram fortemente para discriminar áreas sob atividade de visitação pública daquelas de referência, porém não podemos considerar essas variáveis como bons preditores da diversidade de macroinvertebrados, uma vez que nossos resultados não evidenciam congruências entre os dois conjuntos de dados (caracterização ambiental e fauna). A clara separação das áreas sob atividade de visitação pública e áreas de referência com base nos dados de caracterização ambiental se deve a estratégias de manejo dos empreendedores que, visando aumentar o conforto aos visitantes nos balneários (comunicação pessoal), limpam o leito do rio retirando troncos e matéria orgânica, além de alimentarem piraputangas, por ser espécie agradável aos visitantes.

O processo histórico dos locais amostrados, especialmente quando avaliamos sistemas naturais com ausência de unidades amostrais padronizadas em intensidade, tipo e frequência de visitação pública, dificulta a interpretação dos padrões de diversidade atuais, uma vez que não é possível separar a parcela de influência de cada componente no contexto histórico (não foi possível resgatar informações quantificáveis sobre a história dos empreendimentos); em outras palavras nossos dados estão sujeitos ao fantasma do passado nos padrões ecológicos contemporâneos (Harding 1998). Para entender os efeitos de parte das potenciais causas de impacto na comunidade de macroinvertebrados aquáticos, sugerimos abordagens experimentais que manipulem o tipo, a frequência e a intensidade de atividade da visitação pública em áreas de balneários.

Estudos que avaliam múltiplos estressores antropogênicos de forma categórica (exemplo divisão de ambientes em referência versus áreas sob atividade turística) podem expressar simplificações ambientais resultando em baixa resposta de métricas

biológicas (Heino *et al.* 2003). No nosso caso, isto pode explicar parte da baixa capacidade discriminatória registrada para os táxons amostrados conferindo a eles capacidade de explicação complementar, como observado também em estudos avaliando impactos decorrentes de atividades turísticas em sistemas marinhos (Scapini *et al.* 2005).

4.1: Implicações para elaboração de estratégias de biomonitoramento:

Estratégias de monitoramento para sistemas naturais dependem de classificações baseadas no ambiente e na comunidade biológica. A classificação é, portanto, um componente crítico em muitos programas de bioavaliação elaborados para verificar a saúde de sistemas aquáticos (Bailey *et al.* 1998). Inferências são normalmente derivadas de uma classificação dos locais que se relaciona com as variáveis das propriedades biológicas de interesse para associações de classe. Nossos resultados mostram que a comunidade de macroinvertebrados independente do refinamento taxonômico não esta em concordância com a classificação *a priori* das áreas de referência versus áreas sob atividade de visitação pública. Entretanto, atividade de visitação pública gerou uma variabilidade na distribuição dos gêneros de macroinvertebrados aquáticos entre as áreas sob efeito de atividade de visitação pública. Diante da perspectiva de elaboração de programas de biomonitoramento na região, torna-se imprescindível a busca pelo entendimento dos mecanismos subjacentes e suas relações de causa e efeito frente aos múltiplos fatores de impacto das atividades de visitação (Grantham *et al.* 2010) com base no conhecimento mais detalhado do tipo, magnitude e variabilidade de tais perturbações (McCabe e Gotelli 2000).

A resolução taxonômica utilizada em nossa análise tem conseqüências para implementação de programas de biomonitoramento de sistemas aquáticos. Em nosso estudo, apenas a fauna identificada em nível de gênero distribui-se de forma diferenciada entre as áreas sob atividade de visitação pública. Estes resultados não concordam com estudos anteriores (Marchant *et al.* 1995, Melo 2001, Feio *et al.* 2006), sugerindo que nível de informação em família é bastante grosseiro para detecção de padrões ecológicos frente aos tipos de impactos estudados. Esta falta de concordância deve-se, provavelmente, ao tipo de gradiente ambiental avaliado.

As atividades de visitação pública que ocorrem na região de Bonito podem não ser fortes suficientes para gerar gradientes ambientais que imprimam diferença na distribuição de família entre as áreas avaliadas, sugerindo que tais atividades exercem impactos menos conspícuos refletindo em respostas mais sutis da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, do que aquelas geralmente avaliadas em estudos de impactos ambientais (ex.: efeito de metais pesados, sedimentação intensa, poluição orgânica).

5: REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson NH e Sedell JR, 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 24: 351-377.
- Airoldi L *et al.*, 2005. Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 299: 55-66.
- Allan JD, 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.
- Ayres E *et al.*, 2008. Effects of human trampling on populations of soil fauna in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Conservation Biology*, 22 (6): 1544-1551.
- Bailey RC *et al.*, 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39: 765-774.
- Balmford A *et al.*, 2005. The convention on biological diversity's 2010 target. *Science*, 307: 212-213.
- Baptista DF, 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 425-441.
- Boggiani PC, 1999. Geologia da Bodoquena, pp 10-23. In: Scremin-Dias E *et al.*, 1999. Nos jardins submersos da Bodoquena: Guia para identificação das plantas aquáticas de Bonito e região de Bonito/MS. Editora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Bonada N *et al.*, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 5: 495-523.
- Bonte D e Maes D, 2008. Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology*. 9: 726-734.

Brosnan DM e Crumrine LL, 1994. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177: 79-97.

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

Casu D, Ceccherelli G e Castelli A, 2006. Immediate effects of experimental human trampling on mid-upper intertidal benthic invertebrates at the Asinara Island MPA (NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 555: 271-279.

Cole D e Landres PB, 1996. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. *Ecological Applications*, 6 (1): 168-84.

Convention of Biological Diversity - CDB, 1992. UNEP - UNITED environmental protection. <<http://www/cdb.int>>.

Corbi JJ, Froehlich CG e Santos A, 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams near to the sugar cane cultivation. *Química Nova*, (impress), v (x): x-xx.

Dahl J, Johnson RK e Sandin L, 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 161-172.

Davenport J e Davenport JL, 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.

Dias J, 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geológico a partir de unidades de paisagem. *Ensaio e Ciência*, 4: 9-43.

EMBRATUR - Instituto Brasileiro de Turismo, 2007. Pólos de ecoturismo Sul/Centro Oeste. EMBRATUR/IEB - Instituto de Ecoturismo do Brasil.

Feio MJ, Reynoldson TB e Graça MAS, 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 367-376.

Fennell D e Weaver D, 2005. The ecotourism concept and tourism-conservation symbiosis. *Journal of Sustainable Tourism*, 13(4): 373-390.

Foin TC *et al.*, 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. *BioScience*, 48: 177-184.

García-Chartona JA *et al.*, 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221.

Geneletti D e Dawa D, 2009. Environmental impact assessment of mountain tourism in developing regions: A study in Ladakh, Indian Himalaya. *Environmental Impact Assessment Review*, 29: 229-242.

Giovanelli A, Vieira MV e Silva CLPAC, 2002. Interaction between the Intermediate host of Schistosomiasis in Brazil *Biomphalaria glabrata* (Planorbidae) and a possible competitor *Melanoides tuberculata* (Thiaridae): I. Laboratory Experiments. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 97: 363-369.

Grantham TE, Merenlender AM e Resh VH, 2010. Climatic influences and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A. *Freshwater Biology*, 55: 188-204.

Harding JS *et al.*, 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 14843-14847.

Heil L *et al.*, 2005. Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 16 (4): 1009-1026.

Heino J, 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environment correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater reviews*, 2: 1-29.

Kay A e Liddle M, 1989. Impact of human trampling in different zones of a coral reef-flat. *Environmental Management*, 13: 509-520.

- Kremen C *et al.*, 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796-808.
- Liddle MJ, 1975. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Conservation Biology*, 7: 17-37.
- Liddle MJ e Scorgie HRA, 1980. The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. *Biological Conservation*, 17: 183-206.
- Lugo-Ortiz CR e McCafferty WP, 1996. *Aturbina georgei* gen et sp-n. A small minnow mayfly (Ephemeroptera, Baetidae) without turbinate eyes. *Aquatic Insects*, 18:175-183.
- Marchant R, Barmuta LA e Chessman BC, 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine & Freshwater Research*, 46: 501-506.
- Marques JS e Argento MSF, 1988. Geociências. *São Paulo*, 7: 173-186.
- McCabe DJ e Gotelli NJ, 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124: 270-279.
- Mathooko JM e Mavuti KM, 1994. Factors influencing drift transport and concentration in a second-order high altitude tropical river in central Kenya. *African Journal of Ecology*, 32: 39-49.
- Medina-Jr PB, 2007. Avaliação dos impactos da visitação pública no Rio Formoso, Bonito, MS, Brasil: subsídios à gestão ambiental do turismo em áreas naturais. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 142p.
- Melo AS e Froehlich CG, 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchments and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 1-16.

- Melo AS, 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 164: 309-323.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington DC, USA.
- Molineri C, 2002. Cladistic analysis of the South American species of *Tricorythodes* (Ephemeroptera: Leptohephidae) with the description of new species and stages. *Aquatic Insects*, 24: 273-308.
- Newsome D, Dowling RK e Moore SA, 2005. *Wildlife Tourism*. Clevedon: Channel View Publications.
- Newtson C, 2003. Effects of mechanical fracturing and experimental trampling on Hawaiian corals. *Environmental Management*, 31 (3): 377-384.
- Noss RF, 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-365.
- Orbigny A, 1835. Synopsis terrestrium et fluviatilium molluscorum, in suo per Americam Meridionalem itinere collectorum. *Magazine Zoological*, 5 (5): 1-44.
- Poff NL, 1997. Landscape filters and species traits: toward a mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.
- Priskin J, 2003. Tourist Perceptions of Degradation Caused by Coastal Nature-Based Recreation. *Environmental Management*, 32 (2): 189-204.
- Ramsar Convention, 1975. The Convention on Wetlands. <<http://www.ramsar.org/>>.
- Rader R, Belk M. e Keleher M, 2003. The introduction of an invasive snail (*Melanoides tuberculata*) to spring ecosystems of the Bonneville Basin, Utah. *Journal of Freshwater Ecology*, 18: 647-657.

- Rohr JR *et al.*, 2006. Exposure, post exposure, and density-mediated effects of Atrazine on Amphibians: Breaking down net effects into their parts. *Environmental Health Perspectives*, 114: 46-50.
- Rosemberg DM e Resh VH, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. p. 1-9. In Rosenberg, D.M., Resh, V.H., (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 1-9.
- Rossi F *et al.*, 2007. Human trampling as short-term disturbance on intertidal mudflats: effects on macrofauna biodiversity and population dynamics of bivalves. *Marine Biology*, 151: 2077-2090.
- Runde JM e Hellenthal RA, 2000. Behavioral responses of *Hydropsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae) and related species to deposited bedload sediment. *Environmental Entomology*, 29: 704-709.
- Sabino J, Medina-Jr PB e Andrade LP, 2005. Visitantes mal-comportados e piraputangas obesas: a pressão da visitação pública sobre *Brycon hilari* no Balneário municipal de Bonito, Mato Grosso do Sul. *Anais do encontro nacional de inovação científica para o homem do século XXI, Campo Grande*, 321-332.
- Sallun-Filho W *et al.*, 2009. Quaternary tufa in the Serra da Bodoquena Karst, West-Central Brazil: Evidence of wet period. *Earth and Environmental Science*, 6: 1-2.
- Santos LFF *et al.*, 2008. Turismo de mínimo impacto no balneário municipal de Bonito, Mato Grosso do Sul: diagnóstico e propostas de implantação. *Ensaio e Ciência*, 11: 87-98.
- Scapini F *et al.*, 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology*, 147: 919-926.
- Soldán T, 1986. A revision of the Caenidae with ocellar tubercles in the nymphal stage (Ephemeroptera). *Acta Universitatis Carolinae-Biologica*, 1982-1984: 289-362.

- Talbot LM, Turton SM e Graham AW, 2003. Trampling resistance of tropical rainforest soils and vegetation in the wet tropics of north east Australia. *Journal of Environmental Management*, 69: 63-69.
- Traver JR, 1959. The subfamily Leptohephinae. Part II: Five new species of *Tricorythodes* (Ephemeroptera: Tricorythidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 61: 121-131.
- Turton SM, 2005. Managing environmental impacts of recreation and tourism in rainforests of the Wet Tropics of Queensland World Heritage area. *Geographical Research*, 43(2): 140-151.
- Ugolini A *et al.*, 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.
- Wallace JB *et al.*, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277: 102-104.
- Walther GR *et al.*, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- Wolfram G, 1996. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). *Hydrobiologia*, 318: 103-115.
- Wynberg RP e Branch GM, 1997. Trampling associated with bait-collection for sandprawns *Callinassa kraussi* Stebbing: effects on the biota of an intertidal sandflat. *Environmental Conservation*, 24 (2): 139-148.

Material Complementar

obs: Continuação da tabela 1 (material complementar).

Táxons	Áreas amostradas										Total	
	A		B		C		D		E			
	ARA	AAV	BRA	BAV	CRA	CAV	DRA	DAV	ERA	EAV		
Psephenidae												
<i>Psephenus</i> aff								1				1
Coleoptera (adultos)												
Elmidae												
<i>Hexacylloepus</i>	2		5	2			5	4	2	1		21
Dytiscidae												
<i>Copelatus</i>		3										3
Hydrophilidae												
<i>Tropisternus</i>		1										1
Diptera (larvas)												
Ceratopogonidae							1					1
Chironomidae												
<i>Ablabesmyia</i>	2		75	43	31	7	31	19	14	4		226
<i>Apedilum</i>			1			1						2
<i>Cladopelma</i>			6	1					1			8
<i>Clinotanypus</i>		3							3			6
<i>Chironomus</i>	1	1	4				1					7
<i>Coelotanypus</i>	2		3						4			9
<i>Corynoneura</i>			2	1		3	10	1	2			19
<i>Cricotopus</i>			1	30	1	53	3	30	1			119
<i>Cryptochironomus</i>			1		1		1					3
<i>Demicryptochironomus</i>	2											2
<i>Dicrotendipes</i>			1	1			10	6				18
<i>Djalmabatista</i>	6	1	63		19	1	4	4	9	1		108
<i>Endotribelos</i>	1	1	10		10	3			1			26
<i>Fissimentum</i>	1		4		3							8

obs: Continuação da tabela 1 (material complementar).

Táxons	Áreas amostradas										Total	
	A		B		C		D		E			
	ARA	AAV	BRA	BAV	CRA	CAV	DRA	DAV	ERA	EAV		
<i>Simothraulopsis</i>						1				5	1	7
<i>Farrodes</i>	1											1
Baetidae				1								1
<i>Aturbina georgei</i> (Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996)						2	1					3
<i>Hydation</i>					1					1		2
<i>Callibaetis</i>	1							1		2		4
<i>Camelobaetidius</i>		3										3
<i>Cloeodes</i>						2	2					4
Caenidae												
<i>Caenis cudrica</i>		8	32		32		3	1	2			78
<i>Cercobrachys colombianus</i> (Malzacher, 1986)										2		2
Leptohiphidae												
<i>Tricorythodes santarita</i> (Traver, 1959)				6						1		7
<i>Tricorythode</i> sp.n.			1	1		2	2					6
<i>Tricorythodes quizeri</i> (Molineri, 2002)	1			1	1		1	1	1			6
Hemiptera												
Notonectidae												
<i>Martarega</i>										2		2
Lepidoptera												
Pyralidae					3	4	2			1		10
Odonata												
Anisoptera												
Coenagrionidae												
<i>Acanthagrion</i>					1							1

obs: Continuação da tabela 1 (material complementar).

Táxons	Áreas amostradas										Total
	A		B		C		D		E		
	ARA	AAV	BRA	BAV	CRA	CAV	DRA	DAV	ERA	EAV	
Zygotera											
Gomphidae				1							1
<i>Gomphoides</i>			1				2			1	4
<i>Perigomphus</i>		1									1
<i>Phyllocycla</i>	6	5	2						1	1	15
<i>Tibiagomphus</i>		2									2
Protoneuridae											
<i>Neoneura</i>	1								3		4
<i>Peristicta</i>									1		1
Plecoptera											
Perlidae											
<i>Anacroneura</i>							2				2
Trichoptera											
Calamoceratidae											
<i>Phylloicus</i>			6		2					2	10
Helicopsychidae											
<i>Helicopsyche</i>							9	1			10
Hydroptilidae	2		3		3		6				14
Hydropsychidae											
<i>Macronema</i>	28								1		29
<i>Plectromacronema</i>			1								1
<i>Smicridea</i>									1		1
Leptoceridae											
<i>Oecetis</i>							1				1
<i>Triplectides</i>	2							2	3		7
<i>Chimarra</i>			1				1				2

obs: Continuação da tabela 1 (material complementar).

Táxons	Áreas amostradas										Total
	A		B		C		D		E		
	ARA	AAV	BRA	BAV	CRA	CAV	DRA	DAV	ERA	EAV	
<i>Cyrmellus</i>										1	1
Polycentropodidae											
<i>Polycentropus</i>			6		3			1			10
<i>Polypetropus</i>				2		1				4	7
Mollusca											
Gastropoda											
Ampullariidae											
<i>Ponacea</i>	8		1	5			10	3		12	39
Ancylidae	1		15							12	28
Cochliopidae											
<i>Heleobia</i>	29	7	3		2		68	6	21	15	151
Lithoglyphidae											
<i>Potamolithus</i>							2				2
Physidae											
<i>Physa</i>			1								1
Planorbidae											
<i>Biomphalaria</i>		3			4		46				53
<i>Drepanotrema anatinum</i> (Orbigny, 1837)			2								2
Thiaridae											
<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)	8			1	1		72	51	8	16	157
Bivalve											
Bivalve tipo 1	18		15		2		6		7	1	49
Bivalve tipo 2							4	9			13
Bivalve tipo 3								2	6		8
Bivalve tipo 4							1				1

Material complementar – Tabela 2. Valores obtidos para cada uma das variáveis medidas em cada um das 5 áreas de referência (RA) e em cada uma das 5 áreas sob atividade de visitação pública (AV).

Variáveis	Áreas amostradas									
	A		B		C		B		E	
	ARA	AAV	BRA	BAV	CRA	CAV	DRA	DAV	ERA	EAV
Número de piraputanga	4	7	2	52	0	11	2	37	3	32
Velocidade da água (m/min.)	3.22	3.22	3.47	5	3.8	5.32	2.3	6.5	3.1	7.6
Matéria orgânica grossa (%)	85,07	98,44	91,23	91,78	89,65	95,51	98,73	99,12	85,64	88,28
Profundidade média (m)	0.46	1.35	1	1.03	1.85	1.9	2.03	1.28	0.65	1.82
Oxigênio (DO) (MG.L ⁻¹)	5.2	5.5	5.1	5.6	6	5.7	6.1	5.8	6.2	5.6
Temperatura (°C)	22.8	24	24.2	23.5	23.7	23	23.5	22.8	22.8	23.4
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	650	650	650	620	660	580	630	640	640	650
pH	8.3	8.4	8.2	8.2	8.9	8.3	8.5	8.2	8.6	8.3
Matéria orgânica (g)	96.26	1.92	84.26	2.8	108.93	11.8	55.33	1.14	14.97	3.67
Número de tronco	20	0	37	0	43	3	9	2	28	4

DO MACROINVERTEBRATES DISCRIMINATE TOURISTIC AREAS IN A KARSTIC RIVER IN BRAZIL? PREREQUISITE FOR USING THE GROUP IN BIOMONITORING

Escarpinati, S. C.¹; Roque, F. O.²; Medina-Jr, P.² and Raizer, J.²

¹ Programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, Unidade II, Rodovia Dourados Ithaum, Km 12, Caixa Postal. 533, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil.

² Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, Unidade II, Rodovia Dourados Ithaum, Km 12, Caixa Postal. 533, CEP 79804-970, Dourados, MS, Brasil.

Abstract: The biomonitoring and management of visitation areas are limited by our knowledge of the impact of the visiting public on the biodiversity. In this study, we investigate how the macroinvertebrate community is spatially distributed, especially between reference areas and public swimming areas in a karst region river in the second largest tourist destination in Brazil - Bonito, Mato Grosso do Sul. Macroinvertebrates were collected from five public sites and from five reference sites. Our results show that environmental variable values such as organic matter, the number of tree trunks, the water velocity and depth and the number of piraputangas discriminate public areas from reference areas. The aquatic macroinvertebrate community had fewer taxons and exemplars in the public areas. Based on genera, unlike identifications done on the family level, the macroinvertebrate community presents variability between the public areas and the reference areas. The activities of the visiting public in the region of Bonito may not be strong enough to generate environmental gradients that show a difference in the distribution of the macroinvertebrates when using *a priori* classification between the reference areas and public areas.

Keywords: Bonito; environmental impact; visitors; bioindicator; aquatic insect.

1. Introduction:

Tourism has increased in several natural areas of the world (Fennell and Weaver 2005), with scenic beauty and biodiversity being the main attractions (Turton 2005). Despite this growth in some environments, little is known about the consequences of the environmental impacts that are associated with the visiting public in continental systems.

Despite the possible contribution of tourism to nature conservation, research conducted in terrestrial systems such as forests (Cole and Landres 1996, Talbot *et al.* 2003), mountains (Heil *et al.* 2005, Geneletti and Dawa 2009) and polar areas (Ayres *et al.*, 2008) have shown that the activities of the visiting public and tourism cause a loss of local diversity. In aquatic systems, studies have also recorded similar results in algae (Davenport and Davenport, 2006), invertebrates (Liddle 1975, Casu *et al.* 2006, Bonte and Mães 2008, Ugolini *et al.* 2008) and fish (Sabino *et al.* 2005). These almost exclusively marine studies, in an attempt to establish monitoring systems, emphasize the importance of the inclusion of biological information.

Because of their high biodiversity, the propensity for anthropogenic impacts and the demand for multiple uses, continental aquatic environments are among the most fragile environments and are a priority for worldwide conservation (Ramsar Convention 1975, Convention of Biological Diversity 1992, Millenium Ecosystem Assessment 2005). Although there are multiple strategies and monitoring programs that can be utilized to achieve conservation goals, they all depend upon access to basic information regarding the distribution of organisms that are facing anthropic impacts (Balmford *et al.* 2005).

Since the early nineteenth century, with studies initially performed in Europe, there has been an increase in the number of studies that evaluate the effects of environmental changes, such as the increased amounts of heavy metals (Corbi *et al.* 2010), different land uses (Allan 2004), organic pollution (Dahl *et al.* 2004), climate change (Walther *et al.* 2002) and sedimentation (Runde and Hellenthal 2000), on aquatic communities--particularly on macroinvertebrates (Bonada *et al.* 2006). However, we have no information regarding the distribution of the macroinvertebrates that are exposed to activities related to public visits, such as the use of vessels, diving, bathing, rafting and tubing (Liddle and Scorgie 1980).

Among the tropical areas with a high scenic beauty and tourist potential, which are mainly based on natural freshwater systems, the Bonito karst region stands out in Mato Grosso do Sul, Brazil. The Bonito region receives about 70,000 visitors a year and earns a total of R\$17 million, making it the second most visited nature tourism destination in the country (EMBRATUR 2007).

The scenic beauty of the Bonito region is due to the presence of pure and soluble limestone that, as it dilutes, absorbs and decants the few impurities present, turning the waters highly crystalline and promoting the formation of calcareous incrustations and tufa at the bottom of the aquatic environments, which promote the formation of natural waterfalls and dams (Sallun-Filho *et al.* 2009).

These formations are exclusively found in karst regions and represent unique and sensitive habitats (Sallun-Filho *et al.* 2009) that are easily subject to disturbances from activities of the visiting public. A natural sequence of clear water dams (Boggiani 1999) makes these areas ideal for the implementation of bathing areas that are hailed as the most popular attractions in the region.

Bathing areas can be regarded as places with a potential impact on the aquatic macroinvertebrate communities, and not only because they offer activities that may cause an impact such as diving and swimming, which involve movement and trampling (Casu *et al.* 2006). In addition to this activity is the inadequate environmental behavior of visitors, who frequently feed piraputanga (*Brycon hilarii* (Valenciennes 1850)) (Sabino *et al.* 2005), and the management changing the structure of the environment to make their developments more pleasing to visitors.

Guided by the proposed development of monitoring programs that will use hyperdiverse groups and developed by Noss (1990), with subsequent improvements made by Kremen *et al.* (1993) and Rohr *et al.* (2006), and the relevance of compensating for the lack of information available for the conservation of continental aquatic systems of high scenic beauty, such as those occurring in the crystalline rivers of the Bonito region, this work evaluated the composition of the aquatic macroinvertebrate community in bathing areas and areas without tourism in Rio Formoso, Bonito.

Considering that the trampling associated with swimming, the property management policies and the environmentally inappropriate behavior of the visitors can change the structure of the aquatic macroinvertebrate community by crushing, redistributing, increasing drift and favoring the species most pleasing to visitors, we expect to find a greater richness and abundance of aquatic macroinvertebrates at reference areas when compared to bathing areas. Consequently, we expect that the taxonomic composition and abundance of macroinvertebrates will discriminate between reference and bathing areas. Additionally, given the growing demand for efficient methods of rapid bioassessment in tropical rivers (Melo 2005), we evaluated the

distribution of the aquatic macroinvertebrate community using two different taxonomic resolutions (genus and family).

Our focus on aquatic macroinvertebrates is justified by their widespread recognition in biomonitoring programs worldwide (Rosemberg and Resh 1993, Callisto 2001, Bonada *et al.* 2006), including programs in tropical countries like Brazil (Baptista 2008). Among the many advantages for this use, we highlight those that are related to rationality (e.g., a greater potential for impact discrimination and a more predictive power that is grounded in ecological theory, as compared to the use of other aquatic organisms), implementation (low cost and simple protocols) and group performance (easy interpretation of the results and wide applicability).

2. Methods:

2.1.: Study Area: We conducted fieldwork in the karst region of the Bodoquena Plateau in southwestern Mato Grosso do Sul, Brazil, a water division between the water basin of the Paraguay River (west) and the sub-basins of the Apa (south) and Miranda (east) Rivers (Dias 2000). The main waterways of the Bodoquena Plateau is Formoso River, Prata, Perdido and Salobra originate from the limestone massifs of the Bodoquena Plateau; the draining land is also known as a limestone karst, and it is the predominant formation on the Plateau (Boggiani 1999).

The crystalline waters and the beauty of the various limestone formations in the Formoso River hydrographic basin make these environments highly attractive to the public, conferring unto the region the status of an Ecotourism Pole in Brazil (Newsome 2005). Its area is 1,334 km² and it is located in the central region of the Bonito municipality in Mato Grosso do Sul, Brazil. The Formoso River is approximately 100

km long, from spring to mouth, and flows through rural areas of the Bonito municipality.

Aside from the pressure of public visitation and the irregular occupation of its banks with recreational construction, the Formoso River is exposed to agricultural activities in its basin and to the scheduled release, in its middle section, of treated domestic effluents from the municipality. All of the aforementioned features, in addition to the relevance of the preliminary information collected by Sabino *et al.* (2005) and Santos, *et al.* (2008) on the potential impacts that public visitation activities can have on aquatic communities, makes the Formoso River a good site to evaluate whether such activities interfere with the macroinvertebrate community. This is especially true because despite all of these impacts, the ecosystem still exhibits the characteristics of a natural and preserved environment.

2.2: Sampling stations: To evaluate the distribution of the aquatic macroinvertebrate community in bathing and reference areas, we carried out collections at five sampling stations (Figure 1).

Each station consists of public visitation area (VA) and an area of limited visitor activity called the reference area (RA), located upstream of the impacted area. There was therefore a total of ten sampled areas.

The sampling location points in public areas and control areas were strategically established so as to reflect the conditions of the aquatic macroinvertebrate fauna under the influence of public activity and reference conditions. All sampled areas correspond to a 10 m long stretch of the river across its width. The sampling stations are at least 1.5 km away from each other, with the public visitation areas and their respective reference areas being separated by at least 50 m.

The sampling procedure was performed during November, representing the period with highest public visitation activity.

2.3: Method of collection and taxonomic identification: We collected the aquatic macroinvertebrates using the scanning method with a D-type net with a sampling area of 30 cm², a 0.21-mm mesh size and a 3-min sampling effort. The samples were fixed with 4% formalin, labeled and transported to the laboratory. In the laboratory, the material was washed with a 0.21-mm mesh sieve and triaged in a pan under a light source. The remaining sample material was reserved for organic matter measurements. We identified the specimens with the aid of identification keys; identifications were confirmed by consulting an expert (see acknowledgments). The specimens were deposited at the Museum of Biodiversity of the Grande Dourados Federal University (Museu da Biodiversidade da Universidade Federal da Grande Dourados) in Dourados/MS, Brazil.

2.4: Environmental characterization: To characterize the sampling sites, including the degree of the anthropic impact, we selected variables and surrogates of aquatic insect biodiversity that were easy to implement in biomonitoring systems (Rosemberg and Resh 1993).

To measure the conductivity, pH, temperature, dissolved oxygen and water velocity, three sections of each sample area with the highest uniformity and the lowest possible irregularity of the river floor were selected. The conductivity, pH, temperature and dissolved oxygen were measured using the Hanna HI9828 multiparameter sensor. We measured the water velocity using the float method (Marques and Argento 1988) and considered the time the float took to travel a distance of 3 m.

We measured the number of tree trunks and organic matter, as these are considered to be good indicators of the heterogeneity, habitat complexity and food availability for aquatic macroinvertebrates (Wallace *et al.* 1997). We considered submersed tree trunks with a diameter greater than 8 cm in each sampled area.

We used the remaining triage material to obtain the dry weight values of fine (<5 mm) and coarse (>5 mm) organic matter (Callisto 2001). We obtained the organic matter values from the sum of the values of the coarse and fine organic matter. We also considered the proportion of the coarse organic matter in relation to the fine organic matter as a variable.

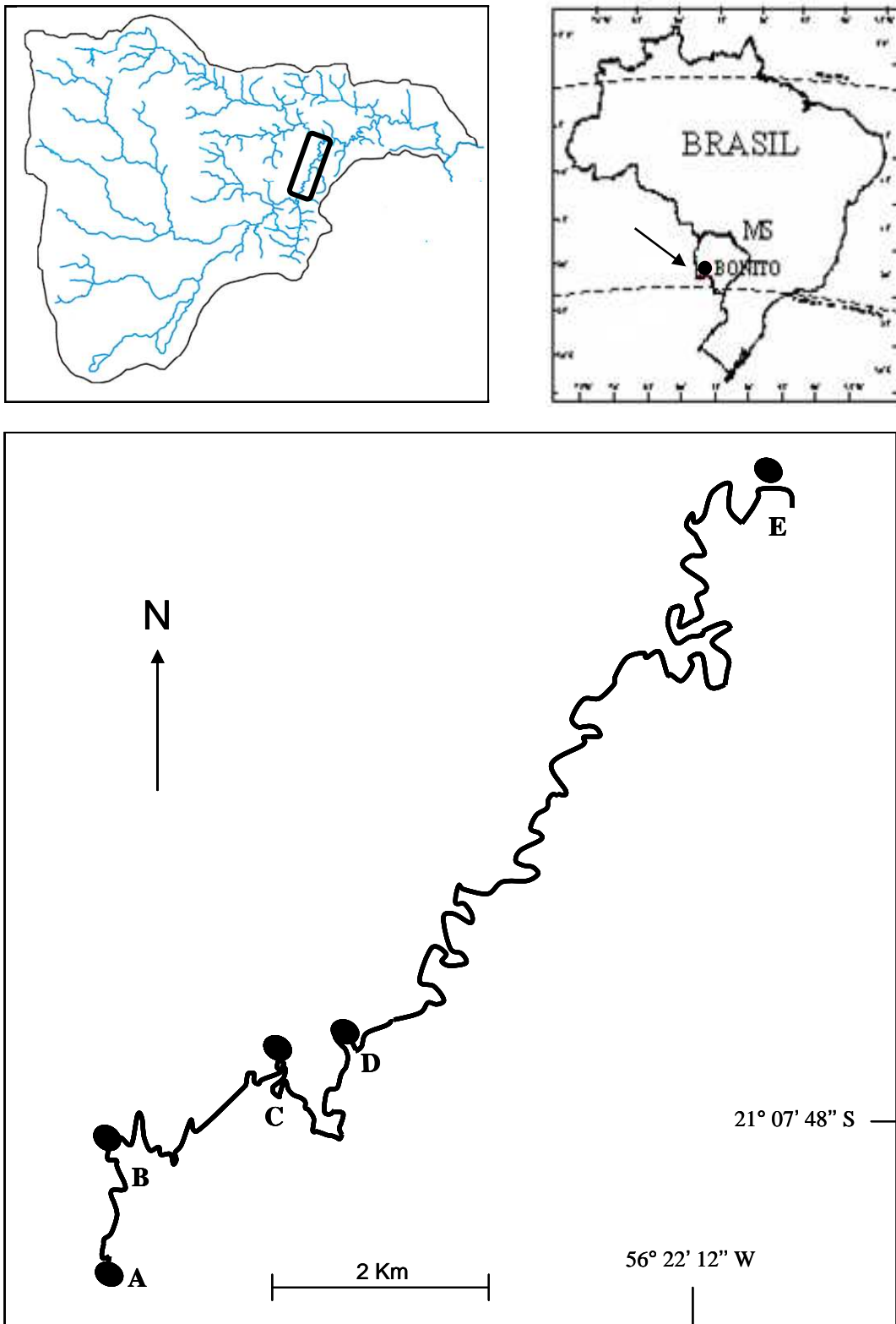


Figure 1 - Location of the Formoso river basin, municipality of Bonito, Mato Grosso do Sul, Brazil, with the diagram showing the distribution of each of the sampling stations along the main bed of the Formoso River / MS - Brazil. Source: adapted from Formoso River - Geoprocessing Laboratory UNIDERP, Modified from Medina Jr (2007).

Considering that the distribution of the macroinvertebrates may respond to effects arising from the high amount of piraputanga (*Brycon hilarii* (Characidae)) (Sabino *et al.* 2005), we conducted a count of the number of individuals for a period of 3 min at each collection site.

2.5: Data analysis: We submitted the environmental variables (conductivity, pH, temperature, dissolved oxygen, mean depth, water velocity, number of piraputangas, organic matter, proportion of coarse organic matter in relation to fine organic matter and number of tree trunks) that had the potential to be correlated to a principal component analysis (PCA correlation) so as to obtain a pattern of the environmental structure in as few dimensions as possible. We chose the number of axes so as to explain most of the variance in the original data set. We used the PCA scores in a multivariate analysis of variance (MANOVA) to determine if they discriminate public areas from reference areas.

Aiming to meet the growing demand for efficient methods for fast bioassessment, we represented the variation in the composition of the macroinvertebrate community at two different taxonomic resolutions (genus and family). To represent them using only a few dimensions, we used ordination by non-metric multidimensional scaling (NMDS.) The number of dimensions for these scalings was chosen by considering the proportion of the variance (r^2) that was explained by the final distances between the samples in the ordination and the distances between the samples in the Bray-Curtis distance matrix. We considered the relative abundance of each taxonomic category for the calculation of Bray-Curtis distances.

The relationship between points on axis 1 obtained from the PCA and on axis 1 of the NMDS were analyzed graphically. As they showed low congruence, we chose not to present them in the session results.

3. Results:

We recorded 2379 individuals in 109 taxa. Diptera with 1736 individuals to 73 taxa and Gastropoda with 433 individuals to 8 taxa, representing 91% of the fauna recorded.

The five samples in reference sites totaling 1712 individuals in 92 taxa, and the most abundant taxa were: *Goeldichironomus* (Diptera: Chironomidae) with 197 individuals; *Polypedilum* (Diptera: Chironomidae) with 181 individuals; *Ablabesmyia* (Diptera: Chironomidae) with 153 individuals, and *Heleobia* (Gastropoda: Cochliopidae) with 123 individuals (Table 1).

The five samples in sites the activity of public visitation totaled 667 individuals for 70 taxa. The most abundant taxa were: *Cricotopus* (Diptera: Chironomidae) with 113 individuals; *Ablabesmyia* (Diptera: Chironomidae) with 73 individuals; *Goeldichironomus* (Diptera: Chironomidae) with 72 individuals, and *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Cochliopidae) with 123 individuals (Table 1).

Table 1 - Mean and standard deviation of the number of individuals of aquatic macroinvertebrates recorded for the five reference sites and for the five activity sites under public visitation.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
Animalia				
Annelida				
Oligochaeta				
Naididae	0,60	1,20	1,60	2,06
Tubificidae	5,00	3,90	2,20	3,49
Arthropoda				
Crustacea				
Palaemonidae				
<i>Macrobrachium</i>	2,00	3,03		
Microcrustacea	2,00	2,10		
Insecta				
Coleoptera				
Larvas				
Dryopidae	0,40	0,80		
Dytiscidae				
<i>Desmopachria</i>	0,20	0,40		
Curculionidae	0,20	0,40		
Elmidae				
<i>Austrolimnius</i>	0,80	1,60		
<i>Heterelmis</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Hexacylloepus</i>			0,20	0,40
<i>Macrelmis</i>	0,60	1,20		
<i>Microcyloepus</i>	2,20	1,17	0,20	0,40
<i>Microcyloepus</i> aff	0,40	0,80	0,20	0,40

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
<i>Neoelmis</i>	0,60	1,20		
<i>Neoelmis</i> aff			0,20	0,40
<i>Stegoelmis</i> aff	0,40	0,49		
Gyrinidae				
<i>Gyretes</i>	0,60	1,20		
Psephenidae				
<i>Psephenus</i> aff			0,20	0,40
Adultos				
Elmidae				
<i>Hexacylloepus</i>	2,80	1,94	1,40	1,50
Dytiscidae				
<i>Copelatus</i>			0,60	1,20
Hydrophilidae				
<i>Tropisternus</i>			0,20	0,40
Diptera				
Ceratopogonidae			0,20	0,40
Chironomidae				
<i>Ablabesmyia</i>	30,60	24,76	14,60	15,55
<i>Apedilum</i>	0,20	0,40	0,20	0,4
<i>Cladopelma</i>	1,40	2,33	0,20	0,40
<i>Clinotanypus</i>	0,60	1,20	0,60	1,20
<i>Chironomus</i>	1,20	1,47	0,20	0,40
<i>Coelotanypus</i>	1,80	1,60		
<i>Corynoneura</i>	2,80	3,71	1,00	1,09

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
<i>Cricotopus</i>	1,20	0,99	22,60	20,27
<i>Cryptochironomus</i>	0,60	0,49		
<i>Demicryptochironomus</i>	0,40	0,80		
<i>Dicrotendipes</i>	2,20	3,91	1,40	2,33
<i>Djalmabatista</i>	20,20	22,01	1,40	1,37
<i>Endotribelos</i>	4,40	4,59	0,80	1,17
<i>Fissimentum</i>	1,60	1,62		
<i>Fittkauimyia</i>	0,20	0,40		
<i>Goeldichironomus</i>	39,40	52,01	14,40	22,88
<i>Harnischia</i>	3,60	4,38	2,20	4,40
<i>Labrundinia</i>	16,00	12,17	9,00	11,58
<i>Larsia</i>	1,00	1,26	1,80	3,60
<i>Nanocladius</i>	7,20	9,87	0,80	1,17
<i>Nilothauma</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Parachironomus</i>	0,80	0,75	0,20	0,40
<i>Paralauterborniela</i>			0,40	0,80
<i>Paratendipes</i>	0,20	0,40	0,60	1,20
<i>Parametriocnemus</i>			0,20	0,40
<i>Pentaneura</i>	0,20	0,40	3,00	5,06
<i>Pelomus</i>	0,20	0,40		
<i>Polypedilum</i>	36,20	29,95	2,60	3,77
<i>Stenochironomus</i>	3,20	4,17	0,60	0,80
<i>Tanypus</i>	0,20	0,40		
Tanytarsini	23,20	38,45	10,20	13,29

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
<i>Thienemanniella</i>	0,40	0,80	0,80	0,98
<i>Xestochironomus</i>	2,20	2,99	0,40	0,80
Chironominae tipo 1			0,20	0,40
Empididae			0,40	0,49
Simuliidae				
<i>Simulium</i>			0,20	0,40
Tabanidae			0,20	0,40
Ephemeroptera				
<i>Leptophlebiidae</i>				
<i>Simothraulopsis</i>	1,00	2,00	0,40	0,49
<i>Farrodes</i>	0,20	0,40		
Baetidae			0,20	0,40
<i>Aturbina georgei</i> (Lugo-Ortiz e McCafferty, 1996)	0,20	0,40	0,40	0,80
<i>Hydation</i>	0,40	0,49		
<i>Callibaetis</i>	0,80	0,75		
<i>Camelobaetidius</i>			0,60	1,20
<i>Cloeodes</i>	0,40	0,80	0,40	0,80
Caenidae				
<i>Caenis cudrica</i>	13,80	14,89	1,80	3,129
<i>Cercobrachys colombianus</i> (Soldán, 1986)	0,40	0,80		
Leptohiphidae				

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
<i>Tricorythodes santarita</i>				
(Traver, 1959)	0,20	0,40	1,20	2,40
<i>Tricorythode</i> sp. n.	0,60	0,80	0,60	0,80
<i>Tricorythodes quizeri</i>				
(Molineri, 2002)	0,80	0,40	0,40	0,49
Hemiptera				
Notonectidae				
<i>Martarega</i>	0,40	0,80		
Lepidoptera				
Pyralidae				
	1,20	1,17	0,80	1,60
Odonata				
Anisoptera				
Coenagrionidae				
<i>Acanthagrion</i>	0,20	0,40		
Zygoptera				
Gomphidae				
			0,20	0,40
<i>Gomphoides</i>	0,60	0,80	0,20	0,40
<i>Perigomphus</i>			0,20	0,40
<i>Phyllocycla</i>	1,80	2,23	1,20	1,94
<i>Tibiagomphus</i>			0,40	0,80
Protoneuridae				
<i>Neoneura</i>	0,80	1,17		
<i>Peristicta</i>	0,20	0,40		

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
Plecoptera				
Perlidae				
<i>Anacronaura</i>	0,40	0,80		
Trichoptera				
Calamoceratidae				
<i>Phylloicus</i>	2,00	2,19		
Helicopsychidae				
<i>Helicopsyche</i>	1,80	3,60	0,20	0,40
Hydroptilidae				
	2,80	1,94		
Hydropsychidae				
<i>Macronema</i>	5,80	11,11		
<i>Plectromacronema</i>	0,20	0,40		
<i>Smicridea</i>	0,20	0,40		
Leptoceridae				
<i>Oecetis</i>	0,20	0,40		
<i>Triplectides</i>	1,00	1,26	0,40	0,80
<i>Chimarra</i>	0,20	0,40	0,20	0,40
<i>Cyrnellus</i>	0,20	0,40		
Polycentropodidae				
<i>Polycentropus</i>	1,80	2,40	0,20	0,40
<i>Polypectropus</i>	0,80	1,60	0,60	0,80
Mollusca				
Gastropoda				
Ampullariidae				

Continuation of table 1.

Taxa	Reference sites (RS)		Sites of public visitation (SV)	
	Mean	DESVPAD (+/-)	Mean	DESVPAD (+/-)
<i>Panacea</i>	6,20	4,83	1,60	2,06
Ancylidae	5,60	6,53		
Cochliopidae				
<i>Heleobia</i>	24,60	24,05	5,60	5,53
Lithoglyphidae				
<i>Potamolithus</i>	0,40	0,80		
Physidae				
Physa	0,20	0,40		
Planorbidae				
<i>Biomphalaria</i>	10,00	18,06	0,60	1,20
<i>Drepanotrema anatinum</i> (Orbigny, 1837)	0,40	0,80		
Thiaridae				
<i>Melanoides tuberculatus</i> (Müller, 1774)	17,80	27,31	13,60	19,66
Bivalve				
Bivalve tipo 1	9,60	5,95	0,20	0,40
Bivalve tipo 2	0,80	1,60	1,80	3,60
Bivalve tipo 3	1,20	2,40	0,40	0,80
Bivalve tipo 4	0,20	0,40		
Bivalve tipo 5	1,40	2,80		
Bivalve tipo 6			0,20	0,40

The first three axes of the principal component analysis (PCA) recovered 74.01% of the variance in the sample set of environmental variables. The first axis recovered 38.03% of this variance, the second 20.65% and the third 15.33%. We can distinguish the samples from the sites of public visitation from those of the reference sites by ordination from the PCA (Figure 2, MANOVA: Pillai Trace =0.83; $F=9.61$; $gl=3$ and 6 ; $p=0.01$).

Discrimination between the types of areas occurred along the first PCA axis. Considering the correlations of the variables with the PCA axes (Table 2), we expected to find more piraputangas in the faster waters in the areas of public visitation and more tree trunks, larger amounts of organic matter, a higher pH and higher conductivity in the reference areas. The environmental structure, depicted in Figure 2, is more variable between the reference sites than it is between the public sites.

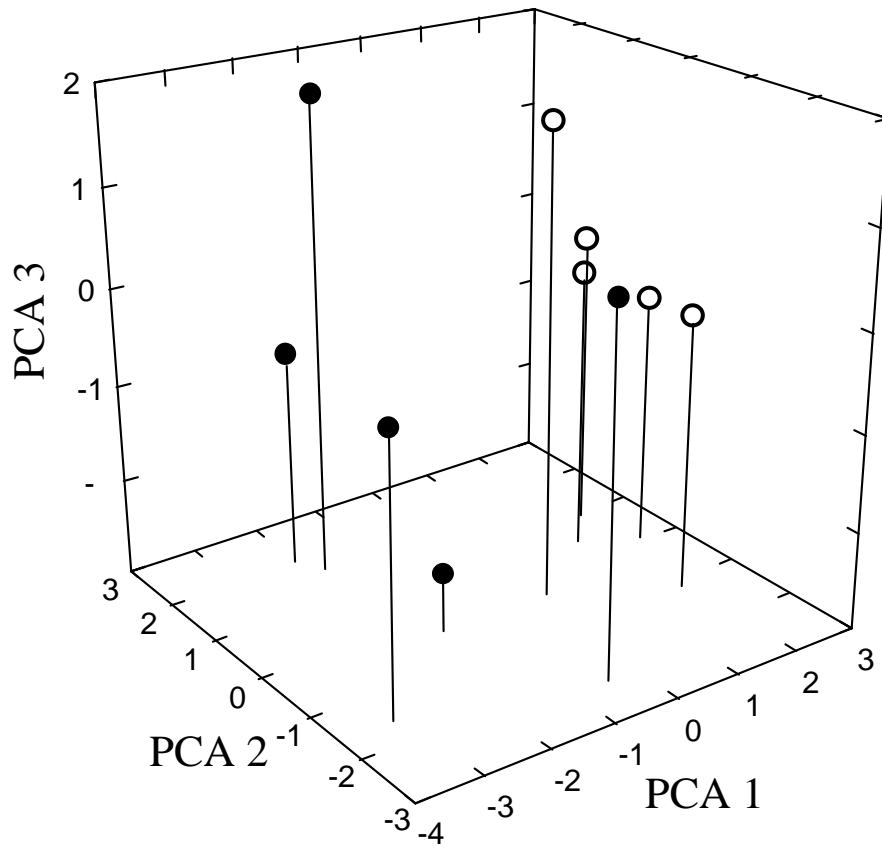


Figure 2 - Ordination of samples of environmental variables by principal components analysis (PCA). Filled points correspond to samples taken in reference sites (without visitation) and empty spots on samples in sites of public visitation.

Table 2 - Correlation of environmental variables with the first three axes of principal component analysis for 10 samples. Featuring bold values greater than 0.5.

	PC1	PC2	PC3
Number of piraputanga	0,80	0,24	-0,09
Water velocity (m/min)	0,70	0,14	-0,13
Coarse particulate organic matter (%)	0,48	-0,52	0,53
Average depth (m)	0,21	-0,79	0,32
Oxygen (DO) (MG,L ⁻¹)	-0,02	-0,79	-0,52
Temperature (°C)	-0,28	-0,06	0,86
Conductivity (μS cm ⁻¹)	-0,57	0,28	0,12
pH	-0,67	-0,61	-0,27
Organic matter (g)	-0,85	0,11	0,13
Number of trunk	-0,91	0,07	-0,09

We represented the variation in the macroinvertebrate genera composition by ordination of the samples by non-metric multidimensional scaling (NMDS) in two dimensions ($r^2=0.82$). In this ordination plan, the samples from the public sites were less similar to each other than were samples from the reference sites (Figure 3). The genera composition had less variation between the visitation sites, that is, less inter-sample diversity, when compared to the reference sites.

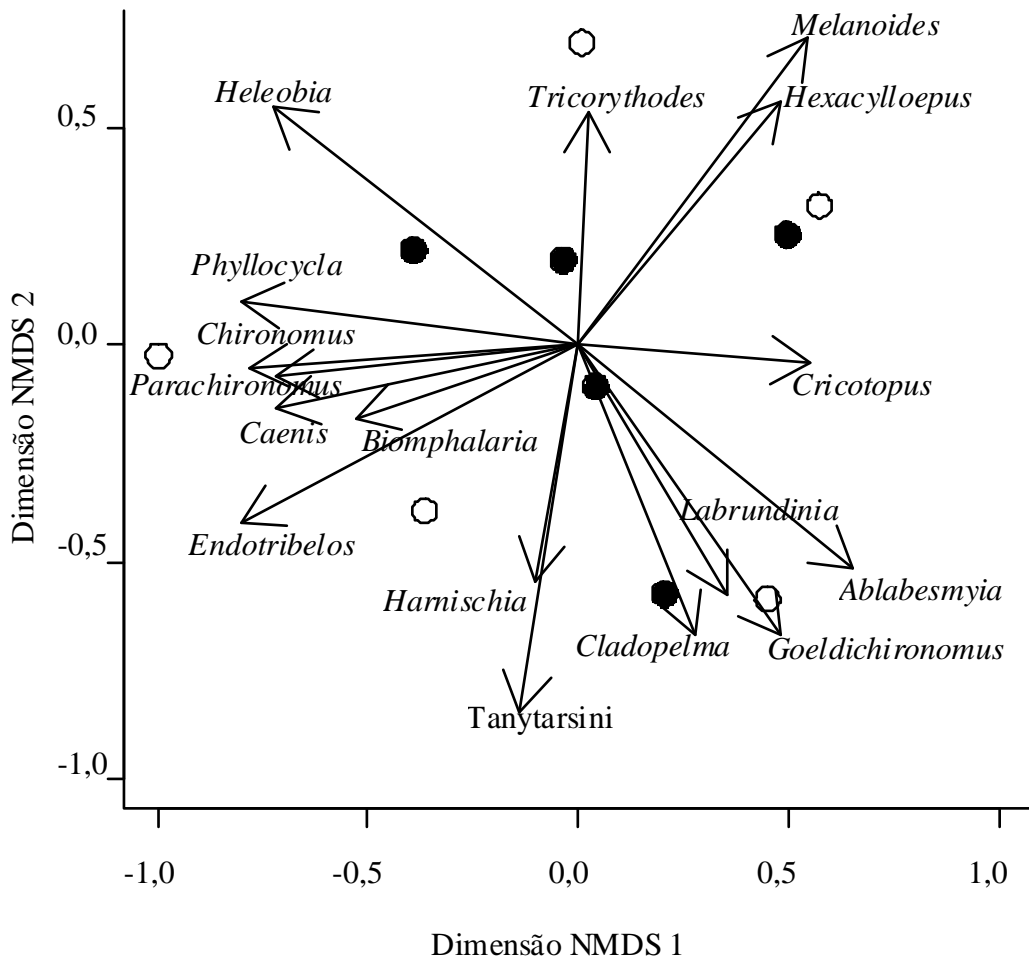


Figure 3 - Ordination of macroinvertebrate samples by non-metric multidimensional scaling (NMDS). Filled points correspond to samples taken in reference sites (without visitation) and empty spots on samples in sites of public visitation. The vectors indicate the relative contribution (loadings) of each taxa ($r > 0.5$) for the configuration of the plan ordination.

We represented the variation in the composition of macroinvertebrate families by sample ordination using non-metric multidimensional scaling (NMDS) in two dimensions ($r^2=0.89$). In this ordination plan, associations were not found between sites (Figure 4). In other words, even though some families were associated with particular samples, these differences were not sufficient to discriminate between the sites or to establish a different pattern of variability.

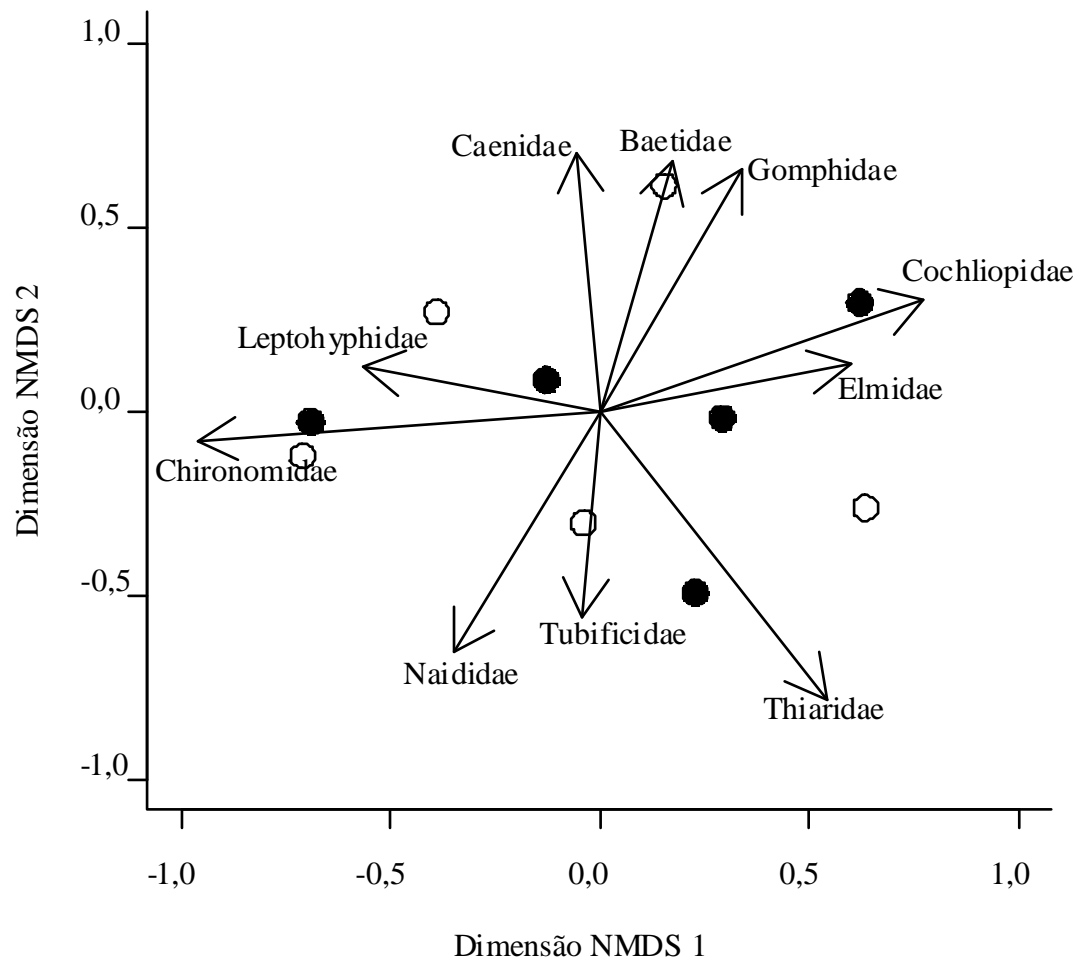


Figura 4 - Ordination of macroinvertebrate samples by non-metric multidimensional scaling (NMDS). Filled points correspond to samples taken in reference sites (without visitation) and empty spots on samples in sites of public visitation. The vectors indicate the relative contribution (loadings) of each family ($r > 0.5$) for the configuration of the plan ordination.

4: Discussion:

Public visitation activities may have multiple effects on aquatic biological communities. Our study, by evaluating the distribution of the aquatic macroinvertebrates that are subjected to public visitation activity, adds more evidence to the growing number of studies that have shown changes in the aquatic macroinvertebrate community because of the various impacts of visitation. These impacts can act in isolation or synergistically; examples include the collection of organisms by visitors (Wynberg and Branch 1997), the death of individuals by crushing (Casu, *et al.* 2006), the redistribution of the organisms (García-Charton, *et al.* 2008), a propensity to invasion by exotic species (Foin, *et al.* 1998), an increase in the abundance of the species preferred by the visitors (Sabino, *et al.* 2005), a change in the habitat structure (Kay and Liddle 1989) and a change in the organism behavior (Brosnan and Crumrine 1994). Our results, showing a greater variability of genera in the areas under different levels of impact when compared to reference areas is consistent with recent studies in marine environments, especially coastal regions (Newton 2003, Airoidi *et al.* 2005, Casu *et al.* 2006, Rossi *et al.* 2007), which also assess the impact of tourism.

Local factors related to visitor activities can act directly as filters (*sensu* Poff 1997), selecting, from the regional set of genera, those with certain biological attributes that allow for survival in the presence of visitors. Several non-exclusive reasons could explain the higher variability of genera in the public areas when compared with that of the reference areas.

Visitors who use the local river where the depth does not exceed 2 m, as sampled in this study, generally have contact with the river floor, causing the death of organisms by trampling, as has been documented in experimental studies with marine macroinvertebrates (Brosnan and Crumrine 1994, Bonte and Mães 2008).

Changes in the light intensity, wind, anthropic disturbances, rain and predators are often factors that influence the process of macroinvertebrate drift in lotic systems (Anderson and Sedell 1979, Mathooko and Mavuti 1994). In this case, the activities associated with visitor movement, as well as the higher water velocity, recorded at public visitation areas may favor the process of invertebrate drift, resulting in a decreased abundance and diversity of the macroinvertebrates and organic matter present in the areas under the influence of such activities, as was found by the author of a dissertation in 2009 on the Bonito rivers (unpublished data).

The local problem of increased food supply to piraputangas by visitors has led to a greater concentration of individuals of this species in the bathing areas, as well as about a 19% increase in fish weight (Sabino *et al.* 2005) and consequent enrichment in organic fecal substrate. This organic enrichment, associated with substrate compaction from the pressure exerted by tourists and visitors (Priskin 2003), may favor taxons that occur in substrates that are consolidated with high amounts of organic matter, such as the chironomids *Cricotopus* (Wolfram 1996), detected in greater numbers in visitor areas.

Invasive species, such as *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) native to tropical Eurasia, Africa and Asia, often become the dominant species in disturbed areas (Giovanelli *et al.* 2002), causing changes in the community structure, including the elimination of native species (Rader *et al.* 2003). This change is troubling

in this study area as the highest densities of these organisms were recorded for areas under public visitation activity. The concern becomes even greater when we consider that the species can benefit from the increased number of piraputanga individuals, as these mollusks feed on organic matter particles embedded in the substrate (Giovanelli *et al.* 2002).

Organic matter values, tree trunks and piraputanga numbers contributed greatly to the discrimination of public areas from reference areas; however, we cannot consider these variables to be good predictors of macroinvertebrate diversity, because our results did not show congruence between the two datasets (environmental characterization and fauna). The clear separation of public areas from reference areas, based on environmental characterization data, is due to entrepreneur management strategies aiming to increase visitor comfort at bathing areas (personal communication); they clean the riverbed, remove tree trunks and organic matter and feed the piraputangas because they are attractive to the visitors.

The history of the sampling sites, especially when evaluating natural systems in the absence of sampling units standardized by intensity, type and frequency of public visitation, makes it difficult to interpret the current patterns of diversity because it is not possible to separate the influence of each component on the historical context (it was not possible to rescue quantifiable information about the history of the enterprises). In other words, our data are subject to the ghost effects of the past on contemporary ecological patterns (Harding 1998). To understand the effects of some of the potential causes of the impact on the aquatic macroinvertebrate community, we suggest experimental approaches that manipulate the type, frequency and intensity of public visitation activity in bathing areas.

Studies that categorically evaluate multiple anthropogenic stressors (e.g., the division of reference environments versus public visitation area) may express environmental simplifications resulting in a low response of biological metrics (Heino *et al.* 2003). In our case, this may partially explain the low discriminatory capacity recorded for the taxons sampled. This gives them the capability for a complementary explanation, as was also observed in studies assessing the impacts resulting from tourism activities in marine systems (Scapini *et al.* 2005).

4.1: Implications for strategies to develop biomonitoring: Monitoring strategies for natural systems depend on classifications that are based on the environment and the biological community. Classification is, therefore, a critical component in many bioassessment programs designed to check the health of aquatic systems (Bailey *et al.* 1998). Inferences are normally derived from a classification of the areas that is related to the variables of the biological properties of interest to class associations. Our results show that the macroinvertebrate community, regardless of taxonomic refinement, is not in concordance with *a priori* classification of the reference areas versus public visitation areas. However, public visitation activity has generated variability in the distribution of the aquatic macroinvertebrate genera between the areas that are under the effect of public visitation activity. Within the context of elaborating the biomonitoring programs in the region, it becomes imperative to understand the underlying mechanisms and their relationships to the multiple impact factors of visitor activities (Grantham *et al.* 2010), based on the more detailed knowledge of the type, magnitude and variability of these disturbances (McCabe and Gotelli 2000).

The taxonomic resolution used in our analysis has consequences for the implementation of biomonitoring programs for aquatic systems. In our study, only the

fauna identified at the genus level were distributed differently between the areas under public visitation activity. These results do not agree with previous studies (Marchant *et al.* 1995, Melo 2001, Feio *et al.* 2006), suggesting that information at the family level is too basic for the detection of ecological patterns with regard to the types of impacts studied. This lack of agreement is probably due to the type of environmental gradient evaluated.

Public visitation activities occurring in the region of Bonito may not be strong enough to generate environmental gradients that result in a difference in the family distribution between the areas studied, suggesting that such activities exert less conspicuous impacts that result in a more subtle response of the aquatic macroinvertebrate community than those that are usually measured in environmental impact studies (e.g., the effect of heavy metals, intense sedimentation and organic pollution).

5: References:

Anderson NH and Sedell JR, 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 24: 351-377.

Airoldi L *et al.*, 2005. Impact of recreational harvesting on assemblages in artificial rocky habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 299: 55-66.

Allan JD, 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 257-284.

Ayres E *et al.*, 2008. Effects of human trampling on populations of soil fauna in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Conservation Biology*, 22 (6): 1544-1551.

Bailey RC *et al.*, 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39: 765-774.

Balmford A *et al.*, 2005. The convention on biological diversity's 2010 target. *Science*, 307: 212-213.

Baptista DF, 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12 (3): 425-441.

Boggiani PC, 1999. Geologia da Bodoquena, pp 10-23. *In: Scremin-Dias E et al.*, 1999.

Nos jardins submersos da Bodoquena: Guia para identificação das plantas aquáticas de Bonito e região de Bonito/MS. Editora da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

Bonada N *et al.*, 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 5: 495-523.

Bonte D and Maes D, 2008. Trampling affects the distribution of specialised coastal dune arthropods. *Basic and Applied Ecology*. 9: 726-734.

- Brosnan DM and Crumrine LL, 1994. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177: 79-97.
- Callisto M, Moretti M, and Goulart MDC, 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6: 71-82.
- Casu D, Ceccherelli G and Castelli A, 2006. Immediate effects of experimental human trampling on mid-upper intertidal benthic invertebrates at the Asinara Island MPA (NW Mediterranean). *Hydrobiologia*, 555: 271-279.
- Cole D and Landres PB, 1996. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. *Ecological Applications*, 6 (1): 168-84.
- Convention of Biological Diversity - CDB, 1992. UNEP - UNITED environmental protection. <<http://www//cdb.int>>.
- Corbi JJ, Froehlich CG and Santos A, 2010. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams near to the sugar cane cultivation. *Química Nova*, (impress), v (x): x-xx.
- Dahl J, Johnson RK and Sandin L, 2004. Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 161-172.
- Davenport J and Davenport JL, 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.
- Dias J, 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geológico a partir de unidades de paisagem. *Ensaio e Ciência*, 4: 9-43.
- EMBRATUR - Instituto Brasileiro de Turismo, 2007. Pólos de ecoturismo Sul/Centro Oeste. EMBRATUR/IEB - Instituto de Ecoturismo do Brasil.

- Feio MJ, Reynoldson TB and Graça MAS, 2006. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 367-376.
- Fennell D and Weaver D, 2005. The ecotourism concept and tourism-conservation symbiosis. *Journal of Sustainable Tourism*, 13(4): 373-390.
- Foin TC *et al.*, 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. *BioScience*, 48: 177-184.
- García-Chartona JA *et al.*, 2008. Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16: 193-221.
- Geneletti D and Dawa D, 2009. Environmental impact assessment of mountain tourism in developing regions: A study in Ladakh, Indian Himalaya. *Environmental Impact Assessment Review*, 29: 229-242.
- Giovanelli A, Vieira MV and Silva CLPAC, 2002. Interaction between the Intermediate host of Schistosomiasis in Brazil *Biomphalaria glabrata* (Planorbidae) and a possible competitor *Melanoides tuberculata* (Thiaridae): I. Laboratory Experiments. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 97: 363-369.
- Grantham TE, Merenlender AM and Resh VH, 2010. Climatic influences and anthropogenic stressors: an integrated framework for streamflow management in Mediterranean-climate California, U.S.A. *Freshwater Biology*, 55: 188-204.
- Harding JS *et al.*, 1998. Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 14843-14847.
- Heil L *et al.*, 2005. Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 16 (4): 1009-1026.

Heino J, 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environment correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater reviews*, 2: 1-29.

Kay A and Liddle M, 1989. Impact of human trampling in different zones of a coral reef-flat. *Environmental Management*, 13: 509-520.

Kremen C *et al.*, 1993. Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology*, 7(4): 796-808.

Liddle MJ, 1975. A selective review of the ecological effects of human trampling on natural ecosystems. *Conservation Biology*, 7: 17-37.

Liddle MJ and Scorgie HRA, 1980. The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. *Biological Conservation*, 17: 183-206.

Lugo-Ortiz CR and McCafferty WP, 1996. *Aturbina georgei* gen et sp-n. A small minnow mayfly (Ephemeroptera, Baetidae) without turbinate eyes. *Aquatic Insects*, 18:175-183.

Marchant R, Barmuta LA and Chessman BC, 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine & Freshwater Research*, 46: 501-506.

Marques JS and Argento MSF, 1988. Geociências. *São Paulo*, 7: 173-186.

McCabe DJ and Gotelli NJ, 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124: 270-279.

Mathooko JM and Mavuti KM, 1994. Factors influencing drift transport and concentration in a second-order high altitude tropical river in central Kenya. *African Journal of Ecology*, 32: 39-49.

Medina-Jr PB, 2007. Avaliação dos impactos da visitação pública no Rio Formoso, Bonito, MS, Brasil: subsídios à gestão ambiental do turismo em áreas naturais. Tese de

Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental –
Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 142p.

Melo AS and Froehlich CG, 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchments and assemblage structure between 2 seasons. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 1-16.

Melo AS, 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. *Archiv für Hydrobiologie*, 164: 309-323.

Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington DC, USA.

Molineri C, 2002. Cladistic analysis of the South American species of *Tricorythodes* (Ephemeroptera: Leptohiphidae) with the description of new species and stages. *Aquatic Insects*, 24: 273-308.

Newsome D, Dowling RK and Moore SA, 2005. *Wildlife Tourism*. Clevedon: Channel View Publications.

Newtson C, 2003. Effects of mechanical fracturing and experimental trampling on Hawaiian corals. *Environmental Management*, 31 (3): 377-384.

Noss RF, 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-365.

Orbigny A, 1835. Synopsis terrestrium et fluviatilium molluscorum, in suo per Americam Meridionalem itinere collectorum. *Magazine Zoological*, 5 (5): 1-44.

Poff NL, 1997. Landscape filters and species traits: toward a mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 391-409.

- Priskin J, 2003. Tourist Perceptions of Degradation Caused by Coastal Nature-Based Recreation. *Environmental Management*, 32 (2): 189-204.
- Ramsar Convention, 1975. The Convention on Wetlands. <<http://www.ramsar.org/>>.
- Rader R, Belk M. and Keleher M, 2003. The introduction of an invasive snail (*Melanoides tuberculata*) to spring ecosystems of the Bonneville Basin, Utah. *Journal of Freshwater Ecology*, 18: 647-657.
- Rohr JR *et al.*, 2006. Exposure, post exposure, and density-mediated effects of Atrazine on Amphibians: Breaking down net effects into their parts. *Environmental Health Perspectives*, 114: 46-50.
- Rosemberg DM and Resh VH, 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. p. 1-9. In Rosenberg, D.M., Resh, V.H., (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 1-9.
- Rossi F *et al.*, 2007. Human trampling as short-term disturbance on intertidal mudflats: effects on macrofauna biodiversity and population dynamics of bivalves. *Marine Biology*, 151: 2077-2090.
- Runde JM and Hellenthal RA, 2000. Behavioral responses of *Hydropsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae) and related species to deposited bedload sediment. *Environmental Entomology*, 29: 704-709.
- Sabino J, Medina-Jr PB and Andrade LP, 2005. Visitantes mal-comportados e piraputangas obesas: a pressão da visitação pública sobre *Brycon hilari* no Balneário municipal de Bonito, Mato Grosso do Sul. *Anais do encontro nacional de inovação científica para o homem do século XXI, Campo Grande*, 321-332.
- Sallun-Filho W *et al.*, 2009. Quaternary tufa in the Serra da Bodoquena Karst, West-Central Brazil: Evidence of wet period. *Earth and Environmental Science*, 6: 1-2.

- Santos LFF *et al.*, 2008. Turismo de mínimo impacto no balneário municipal de Bonito, Mato Grosso do Sul: diagnóstico e propostas de implantação. *Ensaios e Ciência*, 11: 87-98.
- Scapini F *et al.*, 2005. Orientation of sandhoppers at different points along a dynamic shoreline in southern Tuscany. *Marine Biology*, 147: 919-926.
- Soldán T, 1986. A revision of the Caenidae with ocellar tubercles in the nymphal stage (Ephemeroptera). *Acta Universitatis Carolinae-Biologica*, 1982-1984: 289-362.
- Talbot LM, Turton SM and Graham AW, 2003. Trampling resistance of tropical rainforest soils and vegetation in the wet tropics of north east Australia. *Journal of Environmental Management*, 69: 63-69.
- Traver JR, 1959. The subfamily Leptohiphinae. Part II: Five new species of *Tricorythodes* (Ephemeroptera: Tricorythidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 61: 121-131.
- Turton SM, 2005. Managing environmental impacts of recreation and tourism in rainforests of the Wet Tropics of Queensland World Heritage area. *Geographical Research*, 43(2): 140-151.
- Ugolini A *et al.*, 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.
- Wallace JB *et al.*, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277: 102-104.
- Walther GR *et al.*, 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.
- Wolfram G, 1996. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria). *Hydrobiologia*, 318: 103-115.

Wynberg RP and Branch GM, 1997. Trampling associated with bait-collection for sandprawns *Callinassa kraussi* Stebbing: effects on the biota of an intertidal sandflat. *Environmental Conservation*, 24 (2): 139-148.