

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL**

**RAFAELA CAMARGO MAIA**

**EFEITOS DA VELOCIDADE DA CORRENTEZA NA DISTRIBUIÇÃO DE  
MACROINVERTEBRADOS LÍMNICOS EM RIOS DE BONITO, CENTRO-OESTE  
BRASILEIRO.**

Dissertação apresentada ao programa de  
Pós-graduação em Ecologia e Conservação  
como parte dos requisitos necessários para  
obtenção do título de Mestre em Ecologia

**ORIENTADOR: MARCEL OKAMOTO TANAKA**

**CAMPO GRANDE**

**2005**

**“Creio invencivelmente que um dia a paz e a ciência triunfarão sobre a ignorância e a guerra e que os povos se entenderão, não para destruir, mas sim para edificar”.**  
**(Louis Pasteur)**

## **Agradecimentos**

Á Deus

Ao Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka pela orientação deste trabalho, pelo exemplo e pela amizade (principalmente por ter me agüentado esse tempo todo).

Aos meus pais, José Neto e Nilce, pela compreensão, apoio e amor incondicional.

Ao Paulo Landgref Filho pelo carinho e ajuda em todos os momentos (inclusive na triagem e contagem dos 6. 635 anfípodas!)

Ao Centro de Aperfeiçoamento Pesquisa de Ensino Superior (CAPES) pela concessão da Bolsa de Estudos.

Ao projeto *Gomphrena elegans* (FNMA/PROBIO/CNPq) e à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) pelo apoio logístico.

Às fazendas São Geraldo e Baía Bonita por permitirem a realização deste projeto.

À Marco Otávio Pivari, Milena Vieira Costa e Regiane Saturnino Ferreira pelo auxílio no trabalho de campo e pela disposição em ajudar.

À Alessandra Ribas Bush e ao Prof. Luiz Onofre Irineu de Souza pelo auxílio na identificação das Odonatas.

À Dra. Silvana Thiengo pela identificação dos moluscos.

Ao Prof. Dr. Antônio Paranhos e ao Seu Manuel pelo empréstimo das peneiras.

Ao Prof. Paulo Robson por ceder as fotos das plantas aquáticas de Bonito.

Aos colegas, professores e funcionários da Ecologia pela convivência e colaboração na realização deste trabalho.

**Banca Examinadora:**

1) Kennedy Francis Roche

Departamento de Hidráulica e Transportes, CCET, UFMS. Campo Grande - MS.

2) Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Departamento de Biologia, CCBS, UFMS. Campo Grande - MS.

3) Gisela Yuka Shimizu

Departamento de Ecologia, IB, USP. São Paulo – SP.

4) Cláudia T. Callil

Departamento de Biologia e Zoologia – Núcleo de Estudos Ecológicos do Pantanal - NEPA, Laboratório de Ecologia Animal, IB, UFMT. Cuiabá – MT.

5) Silvana Carvalho Thiengo

Departamento de Malacologia, Instituto Oswaldo Cruz/FioCruz, Rio de Janeiro – RJ.

## **Sumário**

### **Apresentação**

Resumo.....	08
Abstract .....	09
Introdução Geral .....	10
Área de estudo .....	13

### **Capítulo 1**

Resumo.....	19
Abstract .....	20
Introdução.....	21
Materiais e métodos .....	24
Área de estudo .....	24
Coleta de dados .....	25
Análise de dados .....	27
Resultados .....	28
Discussão .....	30
Agradecimentos .....	32
Referências bibliográficas .....	32
Tabelas .....	38
Legenda de figuras .....	40
Figuras .....	41

### **Capítulo 2**

Resumo.....	45
Abstract .....	46
Introdução .....	47
Materiais e métodos .....	49
Área de estudo .....	49
Coleta de dados .....	51
Análise de dados .....	53
Resultados .....	53
Discussão .....	55
Agradecimentos .....	57
Referências bibliográficas .....	58
Tabelas .....	63
Legenda de figuras .....	64
Figuras .....	65

### **Conclusões**

Conclusão geral .....	73
Referências bibliográficas .....	75

<b>Anexos</b> .....	79
---------------------	----

## Índice de Tabelas

### Capítulo 1

Tabela 1: Morfotipos coletados nos rios Baía Bonita e Sucuri com velocidade alta e baixa, número total de indivíduos e abundância relativa..... 38

Tabela 2: Famílias de macroinvertebrados com maior contribuição à dissimilaridade média (Dis %) e respectivas densidades médias (Dens) nos rios Sucuri com velocidade alta (Suc A), Sucuri com velocidade baixa (Suc B) e Baía Bonita (B B)..... 39

### Capítulo 2

Tabela 1: Resultados da Análise de Variância de dois fatores: rio (Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa) e tamanho (0,59 – 1,18; 1,19 – 2,37; 2,38 – 4,75; 4,76 – 9,51; 9,52 – 19,04 mm)..... 63

## Índice de Figuras

### Apresentação

Figura 1: Mapa do estado de Mato Grosso do Sul, destacando o município de Bonito e os principais rios da região..... 13

Figura 2: Área de estudo, Rio Baía Bonita, Bonito, Mato Grosso do Sul..... 15

Figura 3: Áreas de estudo no rio Sucuri, Bonito, Mato Grosso do Sul. A: Leito; B: Nascente..... 16

### Capítulo 1

Figura 1: Riqueza média (+ EP) de famílias de macroinvertebrados entre os rios Sucuri com velocidade alta, Baía Bonita e Sucuri velocidade baixa..... 41

Figura 2: Densidade média (log) das famílias de macroinvertebrados (+ EP) nos rios Sucuri com velocidade alta, Baía Bonita e Sucuri velocidade baixa ..... 42

Figura 3: Variação na composição das comunidades de macroinvertebrados nos rios Sucuri com velocidade alta (■), Sucuri velocidade baixa (▲) e Baía Bonita (●), de acordo com o Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS) usando-se o Índice de Similaridade de Bray-Curtis..... 43

### Capítulo 2

Figura 1: Densidade média de *Ancylidae* em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa..... 65

Figura 2: Densidade média de *Physa* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa..... 66

Figura 3: Densidade média de *Sphaeriidae* em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa..... 67

Figura 4: Densidade média de *Biomphalaria* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa ..... 68

Figura 5: Densidade média de *Idiopyrgus* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa ..... 68

Figura 6: Densidade média de *Pomacea canaliculata* em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa..... 69

Figura 7: Densidade média de *Melanoides tuberculata* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa..... 70

# **APRESENTAÇÃO**

## **Efeitos da velocidade da correnteza na distribuição de macroinvertebrados límnicos em rios de Bonito, centro-oeste brasileiro.**

### **RESUMO**

Os padrões de distribuição e abundância dos macroinvertebrados aquáticos são determinados pelas características ambientais que levam a diferenças na disponibilidade de recursos e de refúgios contra predação e perturbação, influenciando assim, a estrutura das comunidades. A velocidade da correnteza é um dos fatores ambientais mais importantes na distribuição desses organismos, podendo influenciar também o tamanho dos indivíduos. Neste trabalho estudou-se a distribuição de macroinvertebrados associados a macrófitas em diferentes velocidades da correnteza com objetivo de 1) avaliar se existe variação na estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados a macrófitas em diferentes rios e velocidades de correnteza e 2) verificar se a estrutura das comunidades de moluscos é similar em dois níveis de velocidade da água, em relação à distribuição de tamanhos. Este estudo foi realizado em dois rios na região de Bonito, Mato Grosso do Sul, centro-oeste brasileiro. Foram coletados 22 morfotipos de macroinvertebrados nos dois rios, representados por 19 famílias e pelas classes Turbellaria, Oligochaeta e Hirundinea. As amostras foram dominadas numericamente por moluscos gastrópodes, principalmente da família Hydrobiidae e por anfípodos da família Hyalellidae. Os moluscos apresentaram maior densidade em baixas velocidades, enquanto os anfípodos só foram registrados no rio Sucuri. Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza de espécies e na densidade média de macroinvertebrados entre os rios e velocidades da correnteza amostrados, mas a composição das comunidades foi diferente. As amostras coletadas em locais com velocidade baixa no Rio Sucuri foram significativamente diferentes daquelas do rio Baía Bonita. Não houve diferença significativa em relação às amostras coletadas em velocidades baixa e alta no mesmo rio, apesar de haver uma tendência à separação. Por outro lado, as amostras obtidas em áreas de velocidade alta no Rio Sucuri não diferiram daquelas do rio Baía Bonita. Os quatro principais grupos que contribuíram para as essas diferenças foram caramujos das famílias Hydrobiidae e Ancyliidae, anfípodos e Odonata. Estas famílias influenciaram a dissimilaridade destas comunidades porque ocorreram em densidades muito diferentes nas amostras ou porque estavam ausentes em um dos ambientes. A similaridade dentro de um mesmo rio pode estar relacionada à presença de grandes bancos de macrófitas aquáticas nas áreas de estudo que podem reduzir a velocidade da água ou proporcionar local de fixação. Não foram observadas interações entre o rio e o tamanho para nenhuma espécie de molusco, sugerindo que o fator rio não influenciou na variação da distribuição de tamanho o que também pode ser resultante da presença de plantas aquáticas nos ambientes.

**Palavras-chaves:** comunidade, densidade, distribuição, macroinvertebrados, moluscos, rio, tamanho, velocidade da correnteza.

## **Effect of the current velocity in the distribution of freshwater macroinvertebrates in rivers of Bonito, Brazilian Center-West.**

### **ABSTRACT**

The patterns of distribution and abundance of the freshwater macroinvertebrates are determined by the ambient characteristics that take the differences in the availability of resources and shelters against predation and disturbance, thus influencing, the structure of the communities. The current velocity is one of the more important ambient factors in the distribution of these organisms, that able to influence the size of the individuals. In this work it was studied the distribution of macroinvertebrates associates the macrophytes in different speeds of the water with objective 1) evaluating if the variation in the community structure of the macroinvertebrates associates the macrophytes in different rivers and current velocity and 2) to verify if the structure of the molluscs communities is similar in two levels of speed of the water, in relation to the distribution of their sizes. This study it was carried through in two rivers in the region of Bonito, Mato Grosso do Sul, Brazilian Center-West. Twenty-two taxa of macroinvertebrates in the two rivers were collected, represented for 19 families and the Turbellaria, Oligochaeta and Hirundinea classes. The samples were numerically dominated by gastropods, mainly of the Hydrobiidae family and for amphipod of the Hyalellidae family. The snails presented greater density in low speeds, while the amphipod was registered only in the Sucuri river. Significant differences in the richness of species and the mean density of macroinvertebrates between the rivers and current velocities had not been found, but the composition of the communities was different. The samples collected in places with low speed in the Sucuri river was significantly different of those of the Baía Bonita river, while it did not have significant difference in relation to the samples collected in low and high speeds in the same river, although to have a tendency to the separation. On the other hand, the samples gotten in areas of high speed in the Sucuri river had not differed from those of the Baía Bonita river. The four main groups that had contributed for these differences was snails of the families Hydrobiidae and Ancylidae, amphipod and odonate. These families influenced the differences of these communities because they had occurred in different densities in the samples or because they were absent in one of environments. The similarity inside of one river can be related to the presence of great banks of aquatic macrophytes in the study areas that can reduce the speed of the water or provide setting place. There are not observed interactions between the river and the size for the snail's species, suggesting that the factor river did not influence in the variation of the size distribution what also can be resultant of the presence of aquatic plants in environments.

**Key words:** community, density, distribution, macroinvertebrates, molluscs, river, current velocity.

## INTRODUÇÃO GERAL

Os padrões de distribuição e abundância de macroinvertebrados aquáticos são determinados principalmente pelas condições bióticas e abióticas existentes no habitat (Rempel *et al.* 2000; Malmqvist, 2002; Brooks *et. al.* 2005). Estes fatores podem afetar diretamente os indivíduos, em seu crescimento, fecundidade e sobrevivência e indiretamente na abundância de alimentos e na disponibilidade de refúgios contra predação, influenciando assim, a estrutura das comunidades.

As interações entre os organismos podem ser importantes mecanismos estruturadores das comunidades aquáticas, influenciando assim, a distribuição e abundância da macrofauna (Lodge *et al.* 1987; Brönmark, 1992; Hart & Merz, 1998; Nilsson *et al.* 2000). Isso porque, os predadores influenciam diretamente a história de vida de suas presas, principalmente em seu comportamento, morfologia e densidade (Crowl & Covich, 1990). Na ausência de predadores, a disponibilidade de habitats e alimento (perifiton, macrófitas aquáticas) são os principais fatores limitantes para a distribuição e abundância das espécies; nestas condições, as interações competitivas podem se tornar mais fortes, levando à redução do crescimento e fecundidade dos indivíduos em resposta a recursos limitados (Hawkins & Furnish, 1987; Cross & Benke, 2002).

Fatores químicos como o pH, a alcalinidade, a dureza e a turbidez (Lanzer & Shäfer, 1987; Crowl & Schnell, 1990; Kay *et al.* 1999) e os fatores físicos como a profundidade (Harman, 1972; Brown, 1997), temperatura (Brown, 1979; Smith *et al.* 2003), incidência de luz (Robinson & Minshall, 1986) e velocidade da água (Crowl & Schnell, 1990; Malmqvist, 2002; Brooks *et. al.* 2005) também podem ser determinantes na distribuição e abundância relativa dos macroinvertebrados. As variáveis de qualidade de água e os parâmetros

ambientais podem influenciar processos fisiológicos como o crescimento e o desenvolvimento, além estabelecerem limite fisiológico para a ocorrência dos organismos (MacNeil *et al.*, 2000). Em geral, a densidade de macroinvertebrados aumenta até profundidades intermediárias o que está relacionado principalmente à biomassa de macrófitas (Brown, 1997) ou outro substrato (Harman, 1972) que fornecem recursos alimentares e refúgios contra a predação além de diminuir a velocidade da correnteza (Rempel *et al.* 2000; Malmqvist, 2002; Brooks *et al.* 2005).

Em ambientes lóticos, o hidrodinamismo é um dos principais fatores limitantes para distribuição de macroinvertebrados (Rempel *et al.* 2000; Malmqvist, 2002; Brooks *et al.* 2005). A velocidade da correnteza pode influenciar o tamanho das partículas do substrato (Allan, 1996) e a quantidade de sedimentos em suspensão, o que pode reduzir a disponibilidade de luz para o crescimento e sobrevivência de plantas aquáticas (Madsen *et al.*, 2001). A força hidráulica também pode quebrar e deslocar essas macrófitas resultando em diferentes morfologias de planta (Schutten & Davy, 2000) e influenciar a dispersão e colonização por perifiton (Ghosh & Gaur, 1998). Além disso, o hidrodinamismo pode criar microhabitats que servem de refúgio contra predação (Hart & Merz, 1998) e desta forma, afetar a disponibilidade de recursos alimentares (Brooks *et al.* 2005), seja pela oferta de presas ou, conforme já mencionado acima, pela presença de macrófitas e perifiton, levando a competição entre as espécies ou indivíduos.

Os macroinvertebrados aquáticos compreendem um grande número de grupos taxonômicos, que representam uma alta diversidade funcional (Malmqvist, 2002). Entretanto, essa biodiversidade tem sido pouco estudada apesar do importante papel nas cadeias alimentares, na ciclagem de nutrientes, na produtividade primária e na decomposição dos ambientes aquáticos (Wallace & Webster, 1996; Palmer *et al.* 1997;

Covich *et al.* 1999; Malmqvist, 2002). Em sistemas cársticos destacam-se os moluscos, principalmente pelo número de espécies, biomassa e papel nas cadeias tróficas (Dillon-Jr. 2000). Os caramujos, por exemplo, têm grande importância no funcionamento dos ecossistemas aquáticos devido a herbivoria (Carlsson *et al.* 2004) e podem influenciar as cadeias alimentares ligadas à decomposição, atuando como fragmentadores da matéria orgânica morta (Heller & Aboobol, 1997; Heard & Buchanan, 2004).

Atualmente, os macroinvertebrados aquáticos estão potencialmente em risco devido principalmente às atividades antrópicas (por exemplo, mineração, canalização, construção de represas, poluição, turismo etc.) o que pode ocasionar grandes impactos nestes habitats e perda da biodiversidade (Allan, 1996). Os rios são fortemente afetados, visto que sofrem influência das áreas de entorno, principalmente no que se refere ao uso e ocupação do solo (Allan, 1996). A invasão por espécies não nativas também tem levado a rápidas alterações nesses ambientes. Essas espécies podem ser predadoras ou competidoras das espécies nativas e destruir ou modificar o habitat, causando extinções e alterando os fluxos de energia e a estrutura das comunidades (Cowie, 1998). Dentre as espécies com maior impacto nestes ambientes destaca-se *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae), comum no Brasil e em rios da região de Bonito (Fernandez *et al.*, 2003).

Este trabalho estudou a distribuição de macroinvertebrados associados a macrófitas em diferentes velocidades da correnteza em rios com objetivo de 1) avaliar se existe variação na estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados a macrófitas em diferentes rios e velocidades de correnteza e 2) verificar se a estrutura das comunidades de moluscos é similar em dois níveis de velocidade da água, em relação à distribuição de tamanhos.

## ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi realizado em dois rios de primeira ordem (Baía Bonita e Sucuri) no município de Bonito (56° 28'W, 21° 07'S), Mato Grosso do Sul (Figura 1). A região está localizada no Planalto da Bodoquena, porção centro-ocidental do Estado de Mato Grosso do Sul, bordejando a parte leste do Pantanal. A altitude média varia entre 400 – 650 m (Dias, 2000). A cidade possui uma área total de 4947,90 km<sup>2</sup> (1,40% do estado) e abriga uma população residente de 15.252 habitantes (Dias, 2000). O núcleo urbano está a 250 km da capital do Estado, Campo Grande.

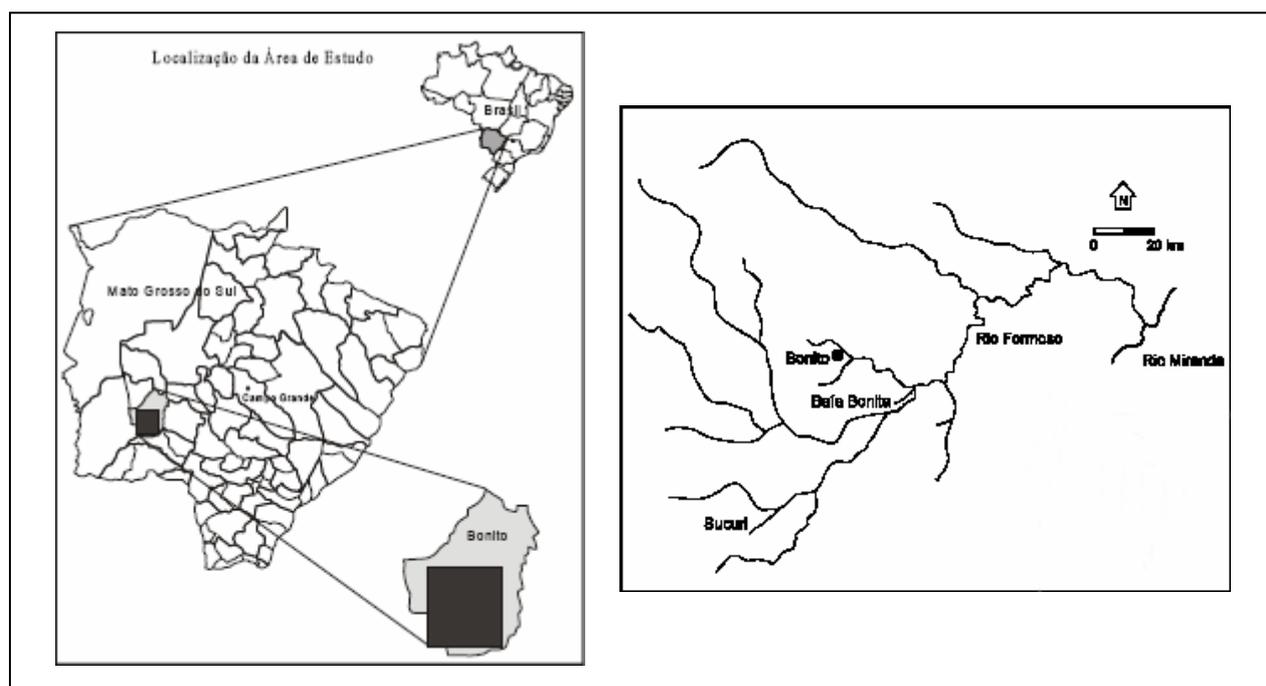


Figura 1: Mapa do estado de Mato Grosso do Sul, destacando o município de Bonito e os principais rios da região. (Modificado a partir de Dias, 2000).

O município de Bonito está em uma área de contato de diferentes tipos e grupos litológicos, com intensos processos tectônicos e está assentado basicamente sobre rochas

carbonáticas (calcários e dolomitos). A predominância dessas rochas resulta na produção de paisagens com feições cársticas, um relevo caracterizado por rochas expostas em processo de dissolução. Fraturas nessas rochas também são comuns, formando cavernas, abrigos e condutos subterrâneos. O carste encontrado no Planalto da Bodoquena encontra-se em uma fase inicial de desenvolvimento, caracterizada pela presença de áreas de penetração e escoamento sub-superficial das águas e outras com maior drenagem em sua superfície (Dias, 2000). A água que corre em superfície pode se infiltrar e passar a drenar subterraneamente os canais abertos no interior do bloco calcário (sumidouros) e aparecer mais adiante, passando a correr novamente em superfície (ressurgências) (Boggiani, 1999).

O clima da região é tropical, com um período seco entre junho e setembro e contrastes térmicos acentuados entre o verão e inverno, devido à predominância de massas de ar polar em relação às tropicais de leste (Dias, 2000). A precipitação média anual em Bonito varia entre 1.200 a 1.500 mm, taxas relativamente altas, que contribuem para a predominância da drenagem superficial (Dias, 2000). O lençol subterrâneo é alimentado basicamente o ano todo, sofrendo deficiência hídrica, apenas em um curto período, o que implica no desaparecimento superficial de alguns trechos dos cursos de água. Além disso, em muitos locais, o lençol freático da região apresenta-se pouco profundo, aflorando facilmente em épocas chuvosas.

Os rios nessas áreas apresentam água bicarbonatadas com pH e alcalinidade elevados devido à degradação natural do calcário, o que proporciona a formação de tufas calcárias associada a musgos e algas na forma de cachoeiras e barragens naturais (Boggiani, 1999; Dias, 2000). A turbidez da água é praticamente nula, e isto se deve ao fato de suas cabeceiras, que cortam o planalto e desembocam na margem esquerda do Rio Miranda,

situarem-se em áreas de exposição de calcários muito puros e a ausência de sedimentos argilosos ao longo do curso dos rios, na maior parte do ano (Boggiani, 1999). Os rios Baía Bonita (Figura 2) e Sucuri (Figura 3), como a maioria dos rios da região, possuem águas transparentes que afloram do sedimento por meio de inúmeras surgências, conhecidas regionalmente como “olho d' água”. Os dois rios fazem parte da Bacia do Rio Formoso que tem apenas 30 km de extensão. As águas do rio Baía Bonita fluem por um pequeno curso para o rio Formoso já o rio Sucuri, maior, tem cerca de 2 km de extensão. A vegetação aquática ao longo do curso dos rios não apresenta uma alta diversidade, mas é formada por grandes populações, com bancos emergentes e plantas submersas (Pott, 1999).



Figura 2: Área de estudo, Rio Baía Bonita, Bonito, Mato Grosso do Sul.



Figura 3: Áreas de estudo no rio Sucuri, Bonito, Mato Grosso do Sul. A: Leito (Foto: Marco O. Pivari) B: Nascente.

Na região do Planalto da Bodoquena, há o desenvolvimento de vários tipos de solos, ligados diretamente à composição litológica, destacam-se a Terra Roxa Eutrófica Latossólica, o Brunizém Avermelhado, o Gleí Húmico Eutrófico Vértico e o Latossolo Vermelho-Escuro Eutrófico (Dias, 2000). A vegetação predominante é de matas de galeria e semidecídua, mas as áreas ao redor encontram-se em estado precário de conservação devido, principalmente, à criação de gado (Damasceno-Jr. *et al.*, 2000) e à agricultura (Dias, 2000) que provocam processos erosivos e perda de solos. O calcário também é explorado como matéria-prima para a construção civil e corretivo de solos ácidos (Dias, 2000).

As paisagens de formação cársticas apresentam uma série de fragilidades e necessitam de um tratamento distinto para a ocupação e exploração de suas potencialidades naturais (Dias, 2000). A região de Bonito é famosa por suas grutas, cachoeiras, nascentes e rios cristalinos que formam um conjunto paisagístico de grande beleza, muito procurado por turistas, motivos estes que implicam na necessidade de preservação dos depósitos cársticos e da qualidade das águas de seus rios, do que depende a continuidade do processo de formação desse relevo. Assim, considera-se que, pelas suas características florísticas e pela estrutura lito-pedológica, esta porção deve ser destinada à preservação permanente. Áreas semelhantes em outros países, como, por exemplo, à Croácia, foram transformadas em Unidades de Conservação e estão sujeitas a monitoramentos ambientais visando sua preservação (Boggiani, 1999).

# **CAPÍTULO 1**

## **Efeitos da velocidade da correnteza na distribuição de macroinvertebrados associados a macrófitas em rios de Bonito, Mato Grosso do Sul.**

### **RESUMO**

A distribuição e abundância dos macroinvertebrados aquáticos dependem das características ambientais predominantes, como a velocidade da correnteza, que leva a diferenças na disponibilidade de refúgios contra predação e de recursos alimentares, influenciando, assim, a estrutura das comunidades. Este estudo teve por objetivo avaliar se existe variação na estrutura da comunidade das famílias de macroinvertebrados associados a macrófitas em diferentes rios e velocidades de correnteza na região de Bonito. Foram coletados 22 grupos taxonômicos de macroinvertebrados nos dois rios, representados por 19 famílias e pelas classes Tubellaria, Oligochaeta e Hirundinea. Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza de espécies e na densidade média de macroinvertebrados entre os rios e velocidades da correnteza amostrados. Entretanto, a composição das comunidades é diferente, com uma distinta separação entre os ambientes. As amostras foram dominadas numericamente por moluscos gastrópodes, principalmente da família Hydrobiidae e por anfípodes da família Hyalellidae. Os moluscos apresentaram maior densidade na velocidade baixa e os anfípodos só foram registrados no Rio Sucuri, em ambas velocidades. As amostras coletadas em locais com velocidade baixa no Rio Sucuri foram significativamente diferentes daquelas do Rio Baía Bonita, mas não houve diferença significativa entre amostras coletadas em velocidades baixa e alta no Rio Sucuri, apesar de haver uma tendência à separação. Por outro lado, as amostras obtidas em áreas de velocidade alta no Rio Sucuri não diferiram daquelas do Rio Baía Bonita. Os quatro principais grupos que contribuíram para essas diferenças foram caramujos das famílias Hydrobiidae e Ancyliidae, anfípodos e larvas de Odonata. Estas famílias influenciaram a dissimilaridade destas comunidades porque ocorreram em densidades muito diferentes nas amostras ou porque estavam ausentes em um dos ambientes. As diferenças entre as amostras coletadas no rio Baía Bonita e na nascente do Rio Sucuri, ambos com velocidade da correnteza baixa podem ser resultado do comprimento dos rios, pois o Rio Sucuri tem mais que o dobro do comprimento do Rio Baía Bonita. A similaridade dentro de um mesmo rio pode estar relacionada à presença de grandes bancos de macrófitas aquáticas nas áreas de estudo, que podem reduzir a velocidade da água ou proporcionar local de fixação.

**Palavras-chaves:** comunidade, distribuição, macroinvertebrados, rio, velocidade da correnteza.

## **Effect of the current velocity in the distribution of macroinvertebrates in macrophytes in rivers of Bonito, Mato Grosso do Sul.**

### **ABSTRACT**

The distribution and abundance of the freshwater macroinvertebrates depend on predominant ambient characteristics, as the current velocity, that it takes the differences in the availability of shelters against predation and food resources, influencing, thus, the structure of the communities. This study had the objective to evaluate if has variation in the structure of the community of the families of macroinvertebrates associates the macrophytes in different rivers and current velocity in the Bonito region. Twenty-two taxonomic groups of macroinvertebrates were collected in the two rivers, represented for 19 families and the Tubellaria, Oligochaeta and Hirundinea classes. Significant differences in the richness of the species and the mean density of macroinvertebrates between the rivers and current velocities had not been found. However, the composition of the communities is different, with a distinct separation between environments. The samples were numerically dominated by gastropods, mainly of the Hydrobiidae family and for amphipod of the Hyalellidae family. The snails had presented greater density in the low speed and the amphipod was registered only in the Sucuri river, in both speeds. The samples collected in places with low speed in the Sucuri river was significantly different of those of the Baía Bonita river, but it did not have significant difference between samples collected in low and high speeds in the Sucuri river, although to have a tendency to the separation. On the other hand, the samples gotten in areas of high speed in the Sucuri river had not differed from those of the Baía Bonita river. The four main groups that had contributed for these differences were snails of the families Hydrobiidae and Ancyliidae, amphipod and nymph of odonate. These families had influenced the differences of these communities because they had occurred in different densities in the samples or because they were absent in one of environments. The differences between the samples collected in the Baía Bonita river and the spring of the Sucuri river, both with low current velocity can be resulted of the size of the rivers, therefore the Sucuri river has more than the double of the size of the Baía Bonita river. The similarity inside of one exactly river can be related to the presence of great banks of aquatic macrophytes in the study areas, that they can reduce the speed of the water or provide setting place.

**Key words:** community, distribution, macroinvertebrates, river, current velocity.

## INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados aquáticos são importantes componentes das cadeias alimentares de ambientes límnicos, sendo fundamentais na ciclagem de nutrientes, na produtividade primária e na decomposição nesses habitats (Wallace & Webster, 1996; Palmer *et al.* 1997; Covich *et al.* 1999; Malmqvist, 2002), além de serem valiosos indicadores de degradação ambiental (Wallace & Webster, 1996). Esses organismos habitam o substrato de fundo, sedimentos, detritos, troncos, algas filamentosas ou macrófitas aquáticas, em pelo menos uma fase de seu ciclo de vida (Palmer *et al.* 1997; Malmqvist, 2002) e são visíveis a olho nu, sendo retidos por em malha de 500 µm (Clesceri *et al.* 1998). Esses invertebrados apresentam uma alta diversidade taxonômica e funcional, abrangendo o maior número de indivíduos, de espécies e biomassa dos ambientes lóticos (Malmqvist, 2002). Entre eles, destacam-se os insetos, que dominam esses ecossistemas em riqueza e abundância; outros grupos, por exemplo, moluscos e crustáceos, podem ser numerosos, mas raramente apresentam grande diversidade (Palmer *et al.* 1997).

A distribuição e abundância da macrofauna em rios dependem muito das características ambientais predominantes, principalmente da velocidade da correnteza e do tipo de substrato (incluindo cobertura por macrófitas), que levam a diferenças na disponibilidade de refúgios contra predação e de recursos alimentares, influenciando assim, a estrutura das comunidades (Rempel *et al.* 2000; Malmqvist, 2002; Brooks *et al.* 2005). Entretanto, a correnteza pode depender de fatores como a profundidade, já que em locais mais profundos a velocidade pode ser maior, e a heterogeneidade do substrato, incluindo-se aí a ocorrência de macrófitas, que podem reduzir a velocidade da correnteza (Rempel *et al.* 2000). Outros fatores como as variáveis químicas da água (Kay *et al.* 1999), a temperatura

(Smith *et al.* 2003), a incidência de luz (Robinson & Minshall, 1986) e a estabilidade do ambiente (Boulton *et al.* 1992; Smith & Wood, 2002; Smith *et al.* 2003) também são importantes e podem limitar a ocorrência dos macroinvertebrados.

Em rios dominados por macrófitas, a velocidade da correnteza pode influenciar o tamanho das partículas do substrato (Allan, 1996) e a quantidade de sedimentos em suspensão, o que pode reduzir a disponibilidade de luz para o crescimento e sobrevivência de plantas aquáticas (Madsen *et al.*, 2001). A força hidráulica também pode quebrar e deslocar as macrófitas, resultando em diferentes morfologias de planta (Schutten & Davy, 2000) e influenciar a dispersão e colonização por perifiton (Ghosh & Gaur, 1998). Essa complexidade de habitats representada pelas diferentes arquiteturas das macrófitas fornece refúgios contra predadores e alimentação para muitas espécies, ou seja, consumo das próprias macrófitas e do perifiton (Brown & Lodge, 1993; Brown, 1997). Além disso, as plantas aquáticas podem reduzir a velocidade da água permitindo a colonização por macroinvertebrados nos ambientes lóticos (Brown & Lodge, 1993; Utzinger *et al.*, 1997; Hare & Murphy, 1999; Sand-Jensen & Pedersen, 1999).

O hidrodinamismo também pode criar microhabitats que servem de refúgio contra predação, pois os predadores são maiores e por isso têm maior capacidade de locomoção, porém as presas possuem uma maior resistência ao deslocamento (Hart & Merz, 1998). Desta forma, altas velocidades de correnteza podem reduzir a ação de predadores, resultando em limitação de recursos alimentares (Brooks *et al.* 2005), de forma que a competição intra ou interespecífica pode se tornar um importante mecanismo estruturador das comunidades (McAuliffe, 1984; Hawkins & Furnish, 1987; Cross & Benke, 2002).

Nas últimas décadas, os ecossistemas lóticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência de atividades antrópicas (por exemplo, mineração, canalização,

construção de represas, poluição, turismo etc.). Os rios são especialmente afetados, visto que também sofrem influência do que acontece nas áreas de entorno, principalmente no que se refere ao uso e ocupação do solo (Allan, 1996). Assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, estão potencialmente em risco, o que pode ocasionar grandes impactos nestes habitats e perda da biodiversidade (Allan, 1996). Outro fator que tem levado a rápidas alterações nos ambiente de águas continentais é a invasão por espécies não nativas. Essas espécies podem ser predadoras ou competidoras das espécies nativas e destruir ou modificar o habitat, causando extinções e alterando os fluxos de energia e a estrutura das comunidades (Cowie, 1998).

Além disso, a relação entre os macroinvertebrados e a vegetação aquática dos ambientes cársticos, como é o caso de Bonito, é ainda pouco conhecida. Com exceção da composição da macrofauna em habitats com briófitas na Croácia (Habdija *et al.* 2004), pouco se sabe a respeito destas interações. A maioria dos trabalhos que analisaram a distribuição dos invertebrados aquáticos em habitats cársticos foi realizada em sistemas temperados, existindo poucas informações sobre a ecologia da fauna tropical desses ambientes. As regiões com esse tipo de relevo apresentam uma série de fragilidades e necessitam de um tratamento distinto para a ocupação e exploração de suas potencialidades naturais (Dias, 2000). Áreas semelhantes em outros países foram transformadas em unidades de conservação e estão sujeitas a monitoramentos ambientais visando sua preservação (Boggiani, 1999).

Neste contexto, esse estudo teve por objetivo avaliar se existe variação na estrutura das comunidades de macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas em diferentes rios e velocidades de correnteza na região de Bonito, centro-oeste brasileiro.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em novembro de 2004 em dois rios de primeira ordem, no município de Bonito, Mato Grosso do Sul (56° 28'W, 21° 07'S). Esta região localiza-se numa fase inicial de desenvolvimento cárstico, com áreas de penetração e escoamento sub-superficial das águas e outras com maior drenagem em sua superfície (Dias, 2000).

Os Rios Sucuri e Baía Bonita fazem parte da Bacia do Rio Formoso, que tem apenas 30 km de extensão e está localizada na Bacia do Rio Paraguai, no Planalto da Bodoquena, região formada por rochas calcárias puras. A degradação natural deste calcário, carreado para as margens dos rios resulta em águas com alto teor de carbonato de cálcio dissolvido, pH e alcalinidade elevados (Dias, 2000). E devido à ausência de sedimentos argilosos ao longo do curso dos rios, na maior parte do ano, a água é extremamente límpida (Boggiani, 1999).

O clima da região é tropical, com um período seco entre junho e setembro e contrastes térmicos acentuados entre o verão e inverno, devido à predominância de massas de ar polar em relação às tropicais de leste (Dias, 2000). A precipitação média anual varia entre 1200 – 1500 mm (Dias, 2000), com temperaturas do ar variando entre 16,6 e 37,5 °C e da água entre 20,9 e 22,8 °C. A altitude média em Bonito varia entre 400 – 650 m (Dias, 2000).

A vegetação predominante é de matas de galeria e semidecídua, mas as áreas ao redor encontram-se em estado precário de conservação devido, principalmente, à criação de

gado (Damasceno-Jr. *et al.*, 2000). A vegetação aquática ao longo do curso dos rios não apresenta uma alta diversidade, mas é formada por grandes populações, com bancos emergentes e plantas submersas (Pott, 1999).

#### Coleta de dados

Para analisar a distribuição de macroinvertebrados em função da velocidade da água e do rio amostrado foram selecionadas espécies de plantas aquáticas de maior abundância em cada ambiente. Paralelamente à realização das coletas, foram obtidos os dados referentes à velocidade da água com auxílio de um molinete fluviométrico posicionado a 60% da profundidade do local, velocidades de 20 a 30  $\text{cm/s}^{-1}$  foram consideradas baixas e de 45 a 55  $\text{cm/s}^{-1}$ , altas (Opsahl *et al.*, 2003). Em pontos onde a velocidade da água foi alta (Rio Sucuri), foram coletadas as seguintes espécies de macrófitas: *Chara fibrosa* Agarth ex Bruzelius emend R. D. Wood (Characeae), *Heteranthera zosterifolia* Mart (Pontederiaceae), *Ludwigia peruviana* (L.) Hara (Onagraceae) e *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verde (Haloragaceae). Em pontos de velocidade considerada baixa (nascente do Rio Sucuri e Rio Baía Bonita), foram coletadas plantas das espécies *Bacopa australis* V. C. Souza (Scrophulariaceae), *C. fibrosa*, *C. rusbyana* M. Howe, *Echinodorus bolivianus* (Rusby) Holm-Niels (Alismataceae), *L. peruviana*, *M. aquaticum* e *Potamogeton illinoensis* Morong (Potamogetonaceae), esta última, somente no Rio Baía Bonita. Não foram encontrados pontos de alta velocidade da correnteza no Rio Baía Bonita.

As diferentes espécies de macrófitas aquáticas coletadas têm uma arquitetura relativamente complexa, e uma breve descrição de cada uma é dada a seguir, obtida a partir

de Pott (1999). As caráceas são algas macroscópicas, submersas fixas, com 20 - 60 cm de altura, com ramos verticilados simples, sem furcação, apresentando nós e entrenós, possuem um aspecto rígido e áspero devido ao acúmulo de cálcio nos tecidos. *H. zosterifolia* é uma erva perene, submersa fixa, com ramos entre 5 e 20 cm de altura e folhas com 2,5 - 7,0 cm de comprimento e cerca de 0,5 cm de largura; *L. peruviana* é um subarbusto emergente, perene e ereto com 0,5 a 3 m de altura e folhas com 5 a 15 cm de comprimento e 1 a 5 cm de largura, suas raízes são esponjosas (pneumatóforos). *M. aquaticum* cresce rasteiramente, com caules entre 10 - 30 cm, apresentado 5 - 6 pinas por verticilo, sendo cada pina com 10 divisões e folhas de 1,5 - 3,0 cm de comprimento e apresenta hábito submerso fixo. *B. australis* é uma erva prostrada com 10 a 15 cm de altura contendo uma grande quantidade de pequenas folhas com cerca de 1cm de largura e comprimento, poder ser emergente ou submersa ou anfíbia ; *E. bolivianus* é uma erva estolonífera com cerca de 15 cm de altura e folhas com cerca de 20 cm de comprimento e 2 cm de largura, formando tufo com cerca de 8 - 12 folhas, com hábito emergente ou submerso ou anfíbio; *P. illinoensis* é uma planta submersa e emergente, rizomatosa e perene (ver anexo 1).

Foi coletado um indivíduo por espécie de macrófita, em três pontos de cada velocidade, totalizando 32 amostras (23 no Rio Sucuri sendo 13 na nascente e nove no Rio Baía Bonita). As macrófitas foram envolvidas em sacos plásticos e coletadas com auxílio de uma faca, cortando a raiz, porém de modo que a planta fosse retirada inteira. Todo material obtido foi acondicionado em sacos plásticos com água do rio, e fixado em formol 10%.

No laboratório realizou-se a extração de macroinvertebrados através de lavagens sucessivas das amostras em água corrente. A água da lavagem era filtrada em peneiras com malha de 0,5 mm. Este protocolo foi repetido três vezes para cada amostra, tentando-se garantir a completa remoção dos invertebrados. Em seguida, o material foi colocado em

recipientes de vidro e conservados em álcool 70% para posterior triagem. O material vegetal foi acondicionado em sacos de papel e secos em estufa por cinco dias para estimativa do peso seco em balança de precisão (precisão = 0,01 g), procedimento repetido até a estabilização do peso. Essa biomassa de macrófitas foi utilizada para posterior cálculo da densidade média de macroinvertebrados.

Os indivíduos encontrados foram identificados ao nível de família com auxílio de microscópio estereoscópico e bibliografia especializada. Os insetos foram identificados usando-se a chave de identificação de Merrit & Cummins (1978). Para os anfípodas foi utilizada a chave de Serejo (2004). Os moluscos foram identificados com auxílio de especialistas.

#### Análise de dados

A riqueza e a densidade (indivíduos por grama de macrófita) de macroinvertebrados foram calculadas para cada espécie de macrófita. O valor médio por espécie de macrófita foi considerado uma réplica, resultando em três réplicas para o Rio Baía Bonita, cinco réplicas para o Rio Sucuri em velocidade baixa e quatro réplicas para o Rio Sucuri em velocidade alta. As diferenças entre os três tipos de habitat foram comparadas com Análise de Variância (ANOVA) de um fator.

Para avaliar os padrões de variação na composição das comunidades, foi utilizada a Análise de Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS). A matriz de similaridade foi calculada a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 1994). As densidades dos organismos foram transformadas em  $\ln(x + 1)$ , de forma a equilibrar a

contribuição de famílias raras e abundantes. Porém, só foram consideradas famílias de macroinvertebrados com mais de uma ocorrência.

Para verificar a similaridade entre as amostras dos ambientes estudados foi utilizada a Análise de Similaridades (ANOSIM) do programa PRIMER (Clarke & Warwick, 1994). As espécies que mais contribuíram para as diferenças entre amostras foram determinadas através do módulo SIMPER do mesmo programa.

## **RESULTADOS**

### Grupos taxonômicos

Foram coletados 13.126 organismos associados às plantas aquáticas em Bonito, sendo 10.183 no Rio Sucuri (1.212 na velocidade alta e na 8.971 velocidade baixa) e 2.943 no Rio Baía Bonita. Esses indivíduos estão distribuídos em 22 morfotipos de macroinvertebrados nos dois rios estudados, representados por 19 famílias e por indivíduos de famílias ainda não identificadas das classes Tubellaria, Oligochaeta e Hirundinea (Tabela 1) (ver anexo 2).

As amostras foram dominadas numericamente por moluscos gastrópodes, principalmente da família Hydrobiidae que representa 77,17% do total de indivíduos amostrados no Rio Baía Bonita, 25,00% no Rio Sucuri com velocidade alta e 6,14% na velocidade baixa do mesmo rio. Os anfípodes da família Hyalellidae também apresentaram grande dominância com 23,02% no Rio Sucuri em áreas de velocidade alta e 88,40% nas de velocidade baixa; porém não foram encontrados no Rio Baía Bonita.

Os moluscos apresentaram maior densidade na velocidade baixa, com exceção da família Ancyliidae. Os anfípodes só foram registrados no Rio Sucuri, assim como as famílias Gomphidae, Naucoridae e Helichopsychidae. As famílias Baetidae, Libellulidae e Hirundinea só foram encontradas no Rio Baía Bonita que, juntamente com Oligochaeta e Ampullariidae (que também ocorrem no Rio Sucuri), foram exclusivos da velocidade baixa. Nenhuma família foi encontrada exclusivamente em alta velocidade de correnteza.

Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza de famílias entre os rios ou velocidades da correnteza amostradas (ANOVA:  $F_{2,9} = 0,586$ ;  $p > 0,05$ ) (Figura 1). A densidade média de macroinvertebrados também não diferiu desses locais (ANOVA:  $F_{2,9} = 1,144$ ;  $p > 0,05$ ). Os valores médios da densidade dos macroinvertebrados em cada habitat estão expostos na Figura 2.

#### Estrutura da comunidade

A ordenação realizada pelo MDS demonstrou que a estrutura das comunidades presentes nos ambiente estudados é diferente, com uma distinta separação entre as amostras coletadas no Rio Baía Bonita, no Rio Sucuri com velocidade alta e com velocidade baixa (stress = 0,1045) (Figura 3).

De acordo com a ANOSIM, as amostras coletadas em locais com velocidade baixa no Rio Sucuri foram significativamente diferentes daquelas do Rio Baía Bonita ( $R = 0,467$ ;  $p = 0,018$ ), enquanto não houve diferença significativa em relação às amostras coletadas em velocidades baixa e alta no mesmo rio, apesar de haver uma tendência à separação ( $R = 0,225$ ;  $p = 0,071$ ). Por outro lado, as amostras obtidas em áreas de velocidade alta no Rio Sucuri não diferiram daquelas do Rio Baía Bonita ( $R = 0,278$ ;  $p = 0,20$ ).

As famílias responsáveis pelas maiores diferenças na estrutura de comunidades entre amostras estão na Tabela 2. Os quatro principais grupos taxonômicos que contribuíram para as diferenças foram os gastrópodes das famílias Hydrobiidae e Ancyliidae, anfípodas da família Hyalellidae e larvas de Odonata, Libellulidae (entre os Rios Baía Bonita e Sucuri) e Coenagrionidae (entre velocidades alta e baixa no Rio Sucuri).

## **DISCUSSÃO**

No presente estudo, as amostras coletadas foram dominadas numericamente por moluscos gastrópodes da família Hydrobiidae e por anfípodas da família Hyalellidae corroborando outros trabalhos realizados em habitats semelhantes. Por exemplo, Walsh (2001) relata que em rios de regiões cársticas nos Estados Unidos (Flórida), a macrofauna é dominada por hidrobiídeos, representados por 17 espécies. Smith & Wood (2002) observaram que os anfípodas estavam presentes em 73% de suas amostras em ambientes similares no Reino Unido. Esses resultados estão relacionados principalmente às condições químicas da água nessas áreas, por exemplo, a grande concentração de cálcio (Walsh, 2001), um dos principais fatores determinantes para ocorrência de gastrópodes (Dillon-Jr., 2000). Além disso, os anfípodas também podem dominar a fauna de ambientes lóticos por possuir apêndices fortes e especializados para natação em água corrente (Aikins & Kikuchi, 2001).

Os resultados também indicam que os moluscos apresentaram maior densidade na velocidade baixa ou foram exclusivos desses ambientes (no caso de Ampullariidae). Esses dados confirmam estudos realizados sobre a seleção espacial de microhabitat por gastrópodes (Utzinger *et al.*, 1997; Utzinger & Tanner, 2000; Giovanelli *et al.*, 2005). A

morfologia do corpo e a história de vida desses organismos podem ser os principais fatores responsáveis por essa distribuição (Dillon-Jr., 2000).

Os insetos das famílias Baetidae e Libellulidae e as classes Oligochaeta e Hirundinea também só foram encontradas em pontos de correnteza baixa, resultado semelhante ao registrado por outros estudos. Por exemplo, Nolte *et al.* (1997) e Rempel *et al.* (2000) registraram uma correlação negativa entre a abundância relativa de Baetidae e a velocidade da correnteza. Leipelt (2005) encontrou que as larvas de Odonata podem apresentar uma distribuição direfencial em função da corrente já que algumas espécies têm sua ocorrência limitada pela alta velocidade da água enquanto Timm *et al.* (2001) relatam que algumas espécies de Oligochaeta demonstram preferência por habitats com baixa velocidade de água. Esses padrões de distribuição espacial podem refletir as diferenças morfológicas, comportamentais ou fisiológicas desses taxa às diferentes condições de hidrodinamismo.

Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza de espécies e na densidade média de macroinvertebrados entre os rios ou entre velocidades da correnteza dentro de um mesmo rio. Essa similaridade pode estar relacionada à presença de grandes bancos de macrófitas aquáticas nas áreas de estudo, que podem reduzir a velocidade da água ou proporcionar local de fixação (Brown & Lodge, 1993; Utzinger *et al.*, 1997; Hare & Murphy, 1999; Sand-Jensen & Pedersen, 1999), minimizando o efeito dessa variável.

A estrutura das comunidades presentes nos Rios Sucuri e Baía Bonita não é similar, variando entre rios e níveis de velocidade da correnteza da água. A dissimilaridade entre essas comunidades foi resultante, principalmente a 1) as famílias de macroinvertebrados ocorreram em densidades muito diferentes nas amostras ou 2) porque estavam ausentes em um dos ambientes. Por exemplo, os anfípodes ocorreram em grandes densidades nas

amostras coletadas no Rio Sucuri com velocidade baixa quando comparadas às de alta velocidade e não foram coletados no Rio Baía Bonita.

As semelhanças entre as amostras coletadas em um mesmo rio, independente da velocidade, ou entre as amostras do Rio Sucuri com velocidade alta e do Rio Baía Bonita também podem ser explicadas pelos fatores já mencionados acima como a localização física dos rios ou presença de macrófitas. Enquanto, as diferenças entre as amostras coletadas no rio Baía Bonita e na nascente do Rio Sucuri, ambos com velocidade da correnteza baixa podem ser resultado do comprimento dos rios (Allan, 1996), pois o Rio Sucuri tem mais que o dobro do comprimento do Rio Baía Bonita.

Assim, diversos fatores podem influenciar a composição e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados em rios tropicais e somente mais estudos poderão resultar numa maior compreensão dos padrões gerais de distribuição e abundância das espécies e do funcionamento dos ecossistemas, principalmente em regiões cársticas.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Centro de Aperfeiçoamento Pesquisa de Ensino Superior (CAPES) pela concessão de uma Bolsa de Estudos. Ao projeto *Gomphrena elegans* (FNMA/PROBIO/CNPq), à Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) e às fazendas São Geraldo e Baía Bonita pelo apoio logístico. À M. O. Pivari, M. V. Costa e R. S. Ferreira pelo auxílio no trabalho de campo e a P. Landgraf-Filho e A. R. Bush no trabalho de laboratório.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIKINS, S. & KIKUCHI, E. 2001. Water current velocity as an environmental factor regulating the distribution of amphipod species in Gamo lagoon, Japan. *Limnology* 2: 185 - 191.
- ALLAN, J. D. 1996. Stream ecology – Structure and function of running water. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- BOULTON, A. J.; PETERSON, C. G.; GRIMM, N. B. & FISHER, S. G. 1992. Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology* 73: 2192 – 2207.
- BOGGIANI, P. C. 1999. Por que Bonito é bonito? *In*: SCREMIN-DIAS, E., POTT, V. J., HORA, R. C. & SOUZA, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. UFMS, Brasil, pp 11 – 23.
- BROOKS, A. J.; HAEUSLER, T.; REINFELDS, I. & WILLIAMS, S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331 – 344.
- BROWN, K. 1997. Temporal and spatial patterns of abundance in the gastropod assemblage of macrophyte bed. *American Malacological Bulletin* 14: 27 – 33.
- BROWN, K. M. & LODGE, D. M. 1993. Gastropod abundance in vegetated habitats: The importance of specifying null models. *Limnol. Oceanogr.* 38: 217 - 225.

- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth marine laboratory, Reino Unido, 144 pp.
- CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. & EATON, A. D. (eds.). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater (20<sup>a</sup> ed.). American Public Health Association, Washington, 1325 pp.
- COVICH, A.; PALMER, M. A. & CROWL, T. A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119 – 127.
- COWIE, R. H. 1998. Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 7: 349 – 368.
- CROSS, W. F. & BENKE, A. C. 2002. Intra and interspecific competition among coexisting lotic snails. *Oikos* 96: 251 – 264.
- DAMASCENO-JR, G. A.; NAKAJIMA, J. N. & REZENDE, U. M. 2000. A floristic survey of the Rio Negro, Rio Aquidauana and Rio Miranda watersheds (Headwater) of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *In*: Willink, P.W.; Chernoff, B.; Alonso, L. E. Montambault, J. R. & Lourival, R. (eds). A biological assessment of aquatic ecosystem of Pantanal, Mato grosso do Sul, Brasil. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 18. Conservation International of Washington, pp 34 – 43.
- DIAS, J. 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geocológico a partir de unidades de paisagem. *Ensaio e Ciência* 4: 9 – 43.
- DILLON-JR, R. 2000. *The Ecology of Freshwater Molluscs*. Cambridge University Press, United Kingdom, 509 pp.
- GHOSH, M. & GAUR, J. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60: 1 – 10.

- GIOVANELLI, A.; SILVA, C. L. P. A. C.; LEAL, G. B. E. & BAPTISTA, D. F. 2005. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and presence of the competitor snail *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 100: 169 – 176.
- HABDIJA, I.; HABDIJA, B. P.; MATONICKIN, R.; KUCINIC, RADANOVIC, I.; MILISA, M. & MIHALJEVIC, Z. 2004. Current velocity and food supply as factors affecting the composition of macroinvertebrates in bryophyte habitats in karst running water. *Biologia, Bratislava* 59: 577 – 593.
- HARE, M. T. Ó. & MURPHY, K. J. 1999. Invertebrate hydraulic microhabitat and community structure in *Callitriche stagnalis* Scop. Patches. *Hydrobiologia* 415: 169 – 176.
- HART, D. D. & MERZ, R. A. 1998. Predator-prey interactions in a benthic stream community: a field test of flow-mediated refuges. *Oecologia* 114: 263 – 273.
- HAWKINS, C. P. & FURNISH, J. K. 1987. Are snails important competitors in stream ecosystems? *Oikos* 49: 209 – 220.
- KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; MCRAE, J. M.; DAVIS, J. A. & HALSE, S. A. 1999. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. *Freshwater Biology* 41: 299 – 316.
- LEIPELT, K. G. 2005. Behavioural differences in response to current: implications for the longitudinal distribution of stream odonates. *Archives Hydrobiologia*. 163: 81 – 100.
- MADSEN, J.D.; CHAMBERS, P. A.; JAMES, W. F.; KOCH, E. W. & WESTLAKE, D. F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71 – 84.

- MALMQVIST, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 679 – 694.
- MCAULIFFE, J. R. 1984. Competition for space, disturbance and the structure of a benthic stream community. *Ecology* 65: 894 – 908.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. (eds.). 1978. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendal/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, 441 pp.
- NOLTE, U.; OLIVEIRA, M. J. & STUR, E. 1997. Seasonal, discharge-driven patterns of mayfly assemblages in an intermittent Neotropical stream. *Freshwater Biology* 37: 333 – 343.
- OPSAHL, R. W.; WELLNITZ, T. & POFF, L. 2003. Current velocity and invertebrate grazing regulate stream algae: results of an *in situ* electrical exclusion. *Hydrobiologia* 499: 135 -145.
- PALMER, M.; COVICH, A. P.; FINLAY, B. J.; GILBERT, J.; HYDE, K. D.; JOHNSON, R. K.; KAIRESALO, T.; LAKE, S.; LOVELL, C. R.; NAIMAN, R. J.; RICCI, C.; SABATER, F. & STRAYER, D. 1997. Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. *Ambio* 26: 571 – 577.
- POTT, V. J. 1999. Riqueza verde em meio azul. *In*: Scremin-Dias, E., Pott, V. J., Hora, R. C. & Souza, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Ed. UFMS, Brasil, pp 59 – 93.
- REMPEL, L. L.; RICHARDSON, J. S. & HEALEY, M. C. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57 – 73.

- ROBINSON C. T. & MINSHALL G. W. 1986 Effect of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society* 5: 237 – 248.
- SAND-JENSEN, K. & PEDERSEN, O. 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*: 315 – 328.
- SCHUTTEN, J. & DAVY, A. J. 2000. Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia* 123: 445 – 452.
- SEREJO, C. 2004. Cladistic revision of talitroidean amphipods (Crustacea, Gammaridea), with a proposal of new classification. *Zoologica Scripta* 33: 551 – 586.
- SMITH, H. & WOOD, P. J. 2002. Flow permanence and macroinvertebrates community variability in limestone spring systems. *Hydrobiologia* 487: 45 – 58.
- SMITH, H.; WOOD, P. J. & GUNN, J. 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring system. *Hydrobiologia* 510: 53 – 66.
- TIMM, T.; SEIRE, A. & PALL, P. 2001. Half a century of oligochaete research in Estonian running waters. *Hydrobiologia* 463: 223 – 234.
- UTZINGER, J., MAYOMBANA, C., SMITH, T. & TANNER, M. 1997. Spatial microhabitat selection by *Biomphalaria pfeifferi* in a small perennial river in Tanzania. *Hydrobiologia* 356: 53 – 60
- UTZINGER, J. & TANNER, M. 2000. Microhabitat preferences of *Biomphalaria pfeifferi* and *Lymnaea natalensis* in natural and man-made habitat in Southeastern Tanzania. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 95: 287 – 294.

- WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology* 41: 115 – 139
- WALSH, S. J. 2001. Freshwater macrofauna of Florida karst habitats. *In*: Kuniatsky, E. L. (ed.). 2001. U.S. geological survey karst interest group proceedings, water-resources investigations report, 4011pp.

**Tabela 1:** Grupos taxonômicos coletados nos rios Baía Bonita (BB) e Sucuri com velocidade alta (Suc A) e baixa (Suc B): número total de indivíduos (N) e abundância relativa (%).

Morfortipo	N			% do total		
	Suc A	Suc B	BB	Suc A	Suc B	BB
Bivalvia						
Sphaereiidae	9	8	28	0,74	0,09	0,95
Gastropoda						
Ancylidae	252	53	82	20,79	0,59	2,79
Ampullariidae	1	20	107	0,08	0,22	3,64
Hydrobiidae	303	551	2271	25,00	6,14	77,17
Planorbidae	77	7	60	6,35	0,08	2,04
Physidae	6	0	6	0,50	0,00	0,20
Thiaridae	8	44	52	0,66	0,49	1,77
Amphipoda						
Hyaellidae	279	7930	0	23,02	88,40	0,00
Coleóptera						
Ptilodactylidae	47	26	75	3,88	0,29	2,55
Díptera						
Chironomidae	8	14	28	0,66	0,16	0,95
Odonata						
Coenagrionidae	20	4	27	1,65	0,04	0,92
Gomphidae	1	1	0	0,08	0,01	0,00
Libellulidae	1	0	3	0,08	0,00	0,10
Ephemeroptera						
Baetidae	7	0	18	0,58	0,00	0,61
Oligoneuriidae	1	0	22	0,08	0,00	0,75
Hemíptera						
Naucoridae	8	0	0	0,66	0,00	0,00
Plecoptera						
Perlidae	58	46	54	4,79	0,51	1,83
Tricoptera						
Helichopsychidae	74	0	91	6,11	0,00	3,09
Hydropsychidae	23	0	3	1,90	0,00	0,10
Tubellaria	28	265	6	2,31	2,95	0,20
Hirundinea	1	0	8	0,08	0,00	0,27
Oligochaeta	0	2	2	0,00	0,02	0,07

**Tabela 2:** Famílias de macroinvertebrados com maior contribuição à dissimilaridade média (Dis %) e respectivas densidades médias (Dens) nos rios Sucuri com velocidade alta (Suc A), Sucuri com velocidade baixa (Suc B) e Baía Bonita (B B).

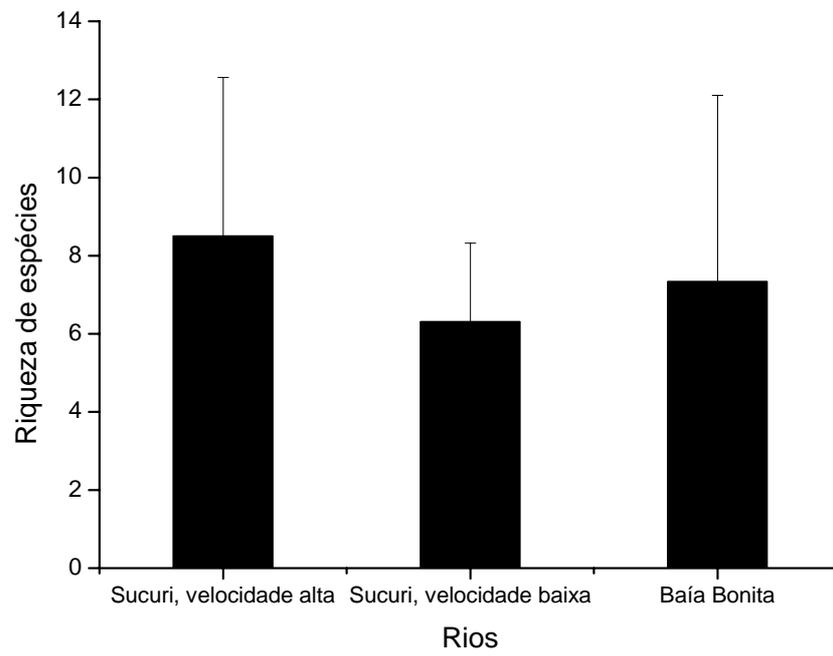
Famílias	Dens	Dens	Dis (%)
	B B	Suc A	
Hydrobiidae	1,58	0,68	16,5
Hyalellidae	0	1,04	13,83
Ancylidae	0,37	0,83	11,46
Libellulidae	0,64	0,15	7,85
Coenagrionidae	0,14	0,57	7,69
Baetidae	0,36	0,41	7,36
Helichopsychidae	0	0,33	4,32
Perlidae	0,17	0,33	4,03
	Suc B	Suc A	
Hydrobiidae	1,76	0,68	16,35
Hyalelidae	1,77	1,04	13,51
Ancylidae	0,43	0,83	10,88
Coenagrionidae	0,05	0,57	7,03
Perlidae	0,33	0,33	5,61
Baetidae	0	0,41	5,38
Tubellaria	0,39	0,13	4,95
Ptilodactylidae	0,31	0,26	4,54
Thiaridae	0,31	0,26	3,98
	Suc B	B B	
Hyalelidae	1,77	0	24,63
Hydrobiidae	1,76	1,58	14,54
Libellulidae	0	0,64	7,07
Ancylidae	0,43	0,37	6,86
Helichopsychidae	0,43	0	5,8
Tubellaria	0,39	0,03	5,47
Perlidae	0,33	0,17	4,69
Ptilodactylidae	0,31	0,17	4,06

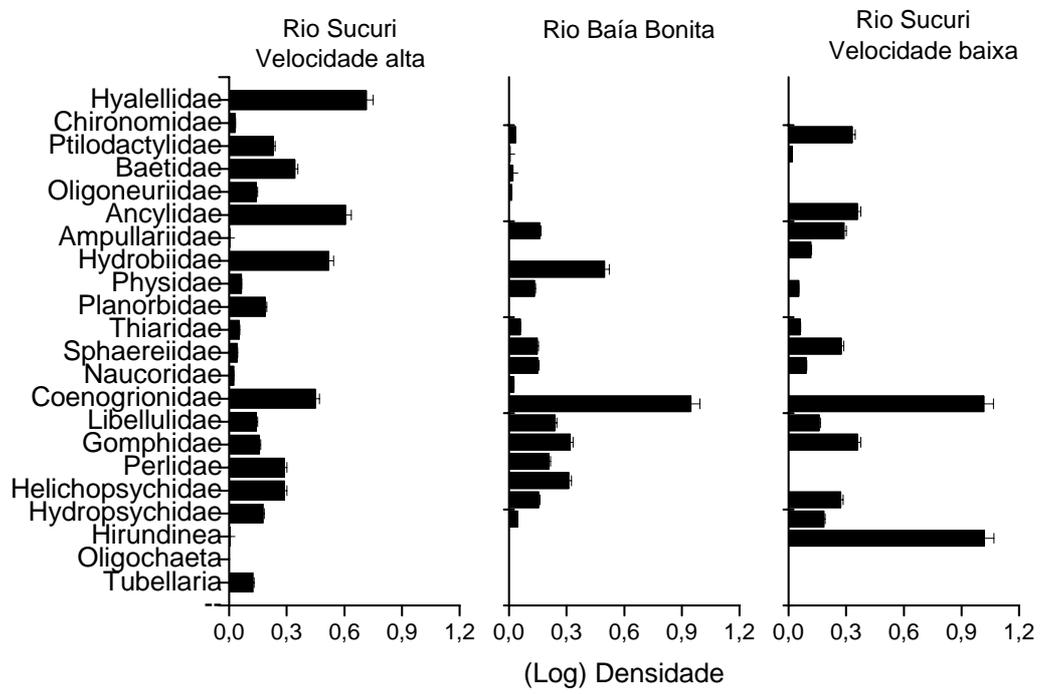
## LEGENDA DE FIGURAS

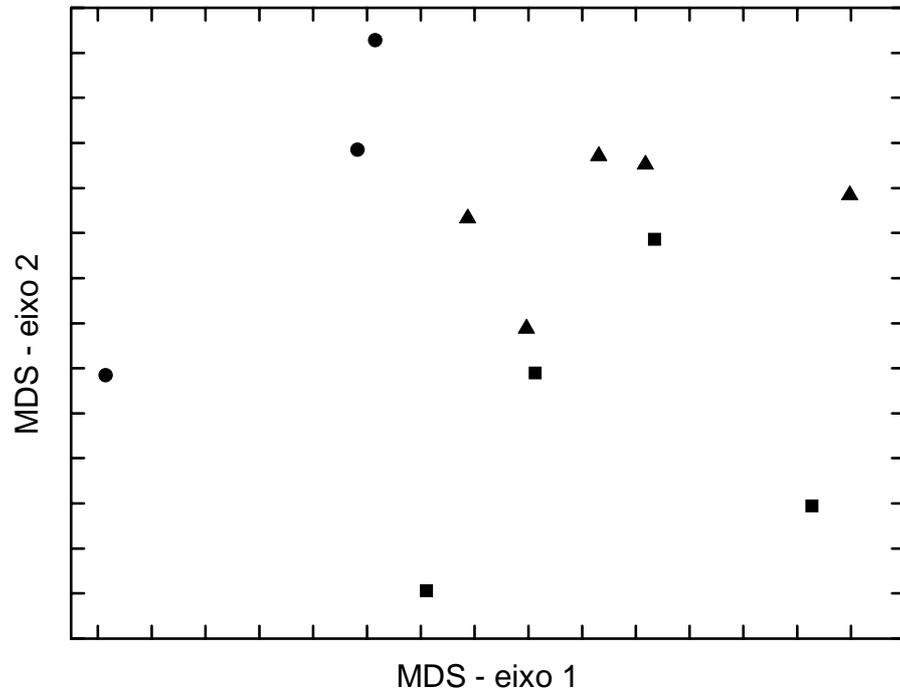
**Figura 1:** Riqueza média (+ EP) de famílias de macroinvertebrados nos rios Sucuri com velocidade alta, Baía Bonita e Sucuri velocidade baixa.

**Figura 2:** Densidade média (log) das famílias de macroinvertebrados (+ EP) nos rios Sucuri com velocidade alta, Baía Bonita e Sucuri velocidade baixa.

**Figura 3:** Variação na composição das comunidades de macroinvertebrados nos Rios Sucuri com velocidade alta (■), Sucuri velocidade baixa (▲) e Baía Bonita (●), de acordo com o Escalonamento Multidimensional não métrico (MDS) usando-se o Índice de Similaridade de Bray-Curtis. (Stress = 0,10451).







# **CAPÍTULO 2**

## Efeitos da velocidade da correnteza na distribuição de moluscos em rios de Bonito, Centro-Oeste brasileiro

### RESUMO

A velocidade da água é um dos fatores ambientais mais importantes na determinação da abundância e distribuição dos organismos e em especial no tamanho dos indivíduos. Desta forma, objetivo desse trabalho foi verificar se a estrutura das comunidades de moluscos é similar em dois níveis de velocidade da água, em relação à distribuição de tamanhos. Este estudo foi desenvolvido em dois rios, no município de Bonito, Mato Grosso do Sul. Foram coletadas as plantas aquáticas mais abundantes na região em pontos de velocidade da água alta e baixa, totalizando 32 amostras. A extração de moluscos foi realizada através de lavagens sucessivas das amostras em água corrente e passagens por peneiras com malha de 0,5 mm. Em seguida, as macrófitas foram levadas à estufa para posterior obtenção do peso seco. A densidade dos moluscos foi calculada em detrimento da biomassa de macrófitas. O tamanho dos indivíduos foi estimado com auxílio de peneiras em série, resultando em classes de tamanho. Foram registrados moluscos bivalves da família Sphaeriidae, gastropódes da família Ancyliidae e as espécies: *Biomphalaria* sp. (Planorbidae), *Idiopyrgus* sp. (Hydrobiidae), *Physa* sp. (Physidae), *Pomacea canaliculata* (Ampullariidae) e *Melanoides tuberculata* (Thiaridae), uma espécie não nativa. Todos os gastrópodes encontrados são potenciais hospedeiros de larvas de trematódeos parasitas. Não foram observadas interações entre o rio e o tamanho para nenhuma espécie, sugerindo que o fator rio não influenciou na variação da distribuição de tamanho de moluscos o que pode ser resultante da presença de grandes bancos de macrófitas nos ambientes. As plantas aquáticas podem reduzir a velocidade da água minimizando o efeito dessa variável. No entanto, as densidades de *Idiopyrgus* sp., *Pomacea canaliculata* e *Physa* sp. foram maiores em locais de velocidade da correnteza baixa. *P. canaliculata* ainda apresentou diferenças significativas entre as classes de tamanho. As densidades das outras espécies apresentaram valores similares. A morfologia da concha e a história de vida dos organismos podem ser os principais fatores responsáveis por essa distribuição. Isso porque a velocidade da correnteza pode deslocar os caramujos, causando danos físicos à concha ou mortalidade, afetando assim a dinâmica populacional das espécies.

**Palavras-chaves:** comunidade, densidade, distribuição de tamanhos, moluscos, rio, velocidade da correnteza.

## Effect of the current velocity in the distribution of molluscs in rivers of Bonito, Brazilian Center-West

### ABSTRACT

The current velocity is one of the more important ambient factors in the determination of the abundance and distribution of the aquatic organisms and especially in the size of the individuals. Then, the objective of this study was to verify if the structure of the communities of molluscs is similar in two levels of speed of the water, in relation to the distribution of sizes. This study was developed in two rivers, in Bonito region, Mato Grosso do Sul. I collected the more abundant aquatic plants in the region in high and low points of speed of water, totalizing 32 samples. The extration of mollusc was carried out by washing the samples with freshwater and sieved though on mesh of 0,5 mm when the organisms were picked up. After that, the macrophytes were taken to the hothouse for posterior attainment of the dry weight. The mollusc's density was been calculated with macrophytes biomass. The size of the individuals was estimated with series of sieves, resulting in size class. I registred bivalves molluscs of the Sphaeriidae family, gastropods of the Ancyliidae family and the species: *Biomphalaria* sp. (Planorbidae), *Idiopyrgus* sp. (Hydrobiidae), *Physa* sp. (Physidae), *Pomacea canaliculata* (Ampullariidae), natives species and *Melanoides tuberculata* (Thiaridae), as the invasive specie. All gastropods found are potential hosts for the parasitic trematode. Had not been observed interactions between the river and the size for this species, suggesting that the river factor did not influence in the variation of molluscs size structure what can be resultant of the presence of great banks of macrophytes in the environments. The aquatic plants can reduce the speed of the water minimizing the effect of this variable. However, the densities of *Idiopyrgus* sp., *Pomacea canaliculata* and *Physa* sp. were bigger in places where current velocity is low. *P. canaliculata* still presented significant differences between the size classes. The densities of the other species had similar values. The morphology of the shell and the organism's life history can be the main responsible factors for this distribution. It's because the current velocity can dislocate the molluscs, causing physical damages in the shell or mortality, thus affecting the population dynamics of the species.

**Key words:** community, density, size structure, molluscs, river, current velocity.

## INTRODUÇÃO

Os moluscos são importantes componentes das comunidades dulceaquícolas, principalmente pelo número de espécies, biomassa e papel funcional nas cadeias tróficas (Dillon-Jr. 2000). Os caramujos, por exemplo, podem ter grande importância no funcionamento dos ecossistemas aquáticos devido a herbivoria (Carlsson *et al.* 2004), mas também podem influenciar as cadeias alimentares ligadas à decomposição, atuando como fragmentadores da matéria orgânica morta (Heller & Aboobol, 1997; Heard & Buchanan, 2004).

A distribuição de moluscos límnicos entre habitats pode ser influenciada por diversos fatores físico-químicos, como pH, alcalinidade, dureza, turbidez, teor de cálcio (Lanzer & Schäfer, 1987; 1988; Crowl & Schnell, 1990; Dillon-Jr., 2000), temperatura (Brown, 1979), profundidade (Brown, 1997) e velocidade da água (Okland, 1969; Crowl & Schnell, 1990; Utzinger *et al.* 1997). Estas variáveis podem afetar diretamente os indivíduos em seu crescimento, fecundidade e sobrevivência, existindo um ótimo fisiológico para cada espécie, ou indiretamente ao alterar a disponibilidade de recursos alimentares (Dillon-Jr., 2000).

Em ambientes lóticos, a velocidade da correnteza é um dos principais fatores limitantes na distribuição de moluscos (Crowl & Schnell, 1990, Dillon-Jr., 2000). Entretanto, a velocidade da água pode depender de outros fatores, como a profundidade, pois em locais mais profundos a velocidade pode ser maior (exceto em poções). Por outro lado, a correnteza pode influenciar o tamanho das partículas do substrato (Allan, 1996) e a quantidade de sedimentos em suspensão, o que pode reduzir a disponibilidade de luz para o crescimento e sobrevivência de plantas aquáticas (Madsen *et al.*, 2001). A força hidráulica também pode ser suficiente para quebrar e deslocar essas macrófitas resultando em

diferentes morfologias de plantas (Schutten & Davy, 2000) e influenciar a dispersão e colonização de perifiton (Ghosh & Gaur, 1998). Esses fatores podem levar a uma distribuição diferencial dos moluscos tanto através da disponibilidade de recursos alimentares quanto de habitats.

Brown (1997) afirma que os gastrópodes são mais abundantes e diversos em ambientes com macrófitas. A complexidade de habitats representada pelas diferentes arquiteturas das macrófitas fornece refúgios contra predadores e alimentação para muitas espécies, ou seja, consumo das próprias macrófitas e de perifiton (Brown & Lodge, 1993; Brown, 1997). Além disto, as plantas aquáticas podem reduzir a velocidade da água, facilitando a colonização por moluscos nos ambientes lóticos (Brown & Lodge, 1993; Utzinger *et al.*, 1997; Hare & Murphy, 1999; Sand-Jensen & Pedersen, 1999).

Lodge *et al.* (1987) sugeriram que os mecanismos *bottom-up* e *top-down* também explicam a distribuição de caramujos de água doce, podendo assim, influenciar a estrutura das comunidades. Neste modelo, na ausência de predadores, a disponibilidade de habitats e alimento (perifiton) determinam a distribuição e abundância das espécies, pois os predadores influenciam diretamente a história de vida de suas presas, principalmente em seu comportamento, morfologia e densidade (Crowl & Covich, 1990). Nestas condições, as interações competitivas podem se tornar mais fortes, levando à redução do crescimento e fecundidade dos indivíduos em resposta a recursos limitados como alimento e espaço (Hawkins & Furnish, 1987; Cross & Benke, 2002).

A ecologia de moluscos aquáticos em ambientes cársticos, como é o caso de Bonito, ainda é pouco conhecida no Brasil. A maioria dos trabalhos que analisaram a distribuição de moluscos foi realizada em sistemas não cársticos e com exceção de gastrópodes subterrâneos no sudeste do país (Bichuette & Trajano, 2003) pouco se sabe a respeito destas

interações. As paisagens com esse tipo de formação apresentam uma série de fragilidades e necessitam de um tratamento distinto para a ocupação e exploração de suas potencialidades naturais (Dias, 2000). Áreas semelhantes em outros países, como, por exemplo, à Croácia, foram transformadas em Unidades de Conservação e estão sujeitas a monitoramentos ambientais visando sua preservação (Boggiani, 1999).

Os moluscos de ambientes lóticos estão potencialmente em risco, devido principalmente às atividades turísticas e a poluição nos rios, o que pode ocasionar grandes impactos nestes ecossistemas e perda da biodiversidade. Outro fator que tem levado a rápidas alterações nos ambiente límnicos é a invasão por espécies não nativas; estas podem ser predadoras ou competidoras das espécies nativas e destruir ou modificar o habitat, causando extinções e alterando os fluxos de energia e a estrutura das comunidades (Cowie, 1998).

Sendo assim, esse estudo tem por objetivo avaliar se existe variação na estrutura de tamanhos e composição de espécies de moluscos associados a macrófitas em diferentes rios e velocidades de correnteza na região de Bonito, Centro-Oeste brasileiro.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido em novembro de 2004 nos rios Baía Bonita e Sucuri, dois rios de primeira ordem no município de Bonito, Mato Grosso do Sul (56° 28'W, 21° 07'S). Esta região localiza-se no Planalto da Bodoquena, região formada por rochas

calcárias puras e que está numa fase inicial de desenvolvimento cárstico, com áreas de penetração e escoamento sub-superficial das águas e outras com maior drenagem em sua superfície (Dias, 2000).

Os rios amostrados são formados por surgências e fazem parte da Bacia do rio Formoso, que por sua vez faz parte da Bacia do rio Paraguai (Boggiani, 1999). A degradação natural do calcário, carregado para as margens dos rios resulta em águas com alto teor de carbonato de cálcio dissolvido, pH e alcalinidade elevados (Dias, 2000) e, devido à ausência de sedimentos argilosos no curso dos rios na maior parte do ano, a água é extremamente transparente (Boggiani, 1999).

A vegetação predominante em torno dos rios é de matas de galeria e semi-decídua as quais se encontram em estado precário de conservação devido, principalmente, à criação de gado (Damasceno-Jr. *et al.*, 2000). Apesar do sombreamento, ambos os rios apresentam uma grande cobertura de macrófitas. A vegetação aquática ao longo do curso não apresenta uma alta diversidade, mas é formada por grandes populações, com bancos de espécies emergentes e submersas (Pott, 1999).

O clima da região é tropical, com um período seco entre junho e setembro e contrastes térmicos acentuados entre o verão e inverno, devido à predominância de massas de ar polar em relação às tropicais de leste (Dias, 2000). A altitude média em Bonito varia entre 400 – 650 m (Dias, 2000). A precipitação média anual varia entre 1200 – 1500 mm e as temperaturas do ar variam entre 16,6 e 37,5 °C e da água entre 20,9 e 22,8 °C (Dias, 2000).

## Coleta de dados

Para determinar a estrutura de tamanhos e composição de espécies de moluscos associados a macrófitas, foram selecionadas espécies de plantas aquáticas de maior abundância na região. No rio Sucuri, onde haviam regiões com correnteza alta e baixa, foram coletadas as seguintes espécies de macrófitas na correnteza alta: *Chara fibrosa* Agarth ex Bruzelius emend R. D. Wood (Characeae), *Heteranthera zosterifolia* Mart (Pontederiaceae), *Ludwigia peruviana* (L.) Hara (Onagraceae) e *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verde (Haloragaceae). Na nascente do rio Sucuri e no rio Baía Bonita, onde a velocidade da correnteza era baixa, foram coletadas *Bacopa australis* V. C. Souza (Scrophulariaceae), *C. fibrosa*, *C. rusbyana* M. Howe, *Echinodorus bolivianus* (Rusby) Holm-Niels (Alismataceae), *L. peruviana*, *M. aquaticum* e *Potamogeton illinoensis* Morong (Potamogetonaceae), esta última, somente no rio Baía Bonita. Os dados referentes à velocidade da água foram obtidos com auxílio de um molinete fluviométrico posicionado a 60% da profundidade do local, velocidades de 20 a 30 cm/s<sup>-1</sup> foram consideradas baixas e de 45 a 55 cm/s<sup>-1</sup>, altas (Opsahl *et al.*, 2003).

Estas diferentes espécies possuem uma morfologia relativamente complexa, e uma curta descrição de cada uma é dada a seguir, obtida a partir de Pott (1999). As caráceas são algas macroscópicas com 20 - 60 cm de altura, com ramos verticilados simples, sem furcação, com aspecto rígido e áspero devido ao acúmulo de cálcio nos tecidos. *H. zosterifolia* é uma erva perene, com ramos entre 5 e 20 cm de altura e folhas com 2,5 - 7,0 cm de comprimento e cerca de 0,5 cm de largura; *L. peruviana* é um subarbusto emergente, perene e ereto com 0,5 a 3 m de altura e folhas com 5 a 15 cm de comprimento e 1 a 5 cm de largura. *M. aquaticum* cresce rasteiramente, com caules entre 10 - 30 cm, apresentado 5 - 6

pinas por verticilo, sendo cada pina com 10 divisões e folhas de 1,5 - 3,0 cm de comprimento. *B. australis* é uma erva prostrada com 10 a 15 cm de altura contendo uma grande quantidade de pequenas folhas com cerca de 1 cm de largura e comprimento; *E. bolivianus* é uma erva estolonífera com cerca de 15 cm de altura e folhas com cerca de 20 cm de comprimento e 2 cm de largura, formando tufos com cerca de 8 - 12 folhas; *P. illinoensis* é uma planta emergente, rizomatosa e perene, com folhas mais largas.

Foi coletado um indivíduo por espécie de macrófita em três pontos de cada velocidade, totalizando 32 amostras (23 no Rio Sucuri sendo 13 na nascente e 9 no Rio Baía Bonita). As macrófitas foram envolvidas em sacos plásticos e coletadas com auxílio de uma faca, de modo que a planta fosse retirada inteira. Todo material obtido foi acondicionado em sacos plásticos com água do rio, e fixado em formol 10%.

No laboratório realizou-se a extração de moluscos através de lavagens sucessivas das amostras em água corrente. A água da lavagem foi filtrada em peneiras com malha de 0,5 mm. Este procedimento foi repetido três vezes para cada amostra, tentando-se garantir a completa remoção dos indivíduos. A seguir, o material foi colocado em recipientes de vidro e conservados em álcool 70% para posterior triagem. As macrófitas foram acondicionadas em sacos de papel e secas em estufa por cinco dias para estimativa do peso seco em balança de precisão (precisão = 0,01 g), protocolo repetido até a estabilização do peso. Essa biomassa de macrófitas foi utilizada para posterior cálculo da densidade média de macroinvertebrados.

Todos os indivíduos encontrados foram identificados ao menor nível taxonômico possível e tiveram suas alturas da concha estimadas com auxílio de peneiras em série (Edgar, 1994) (ver anexo 3), resultando em cinco classes de tamanho (0,59 – 1,18; 1,19 – 2,37; 2,38 – 4,75; 4,76 – 9,51; 9,52 – 19,04 mm).

## Análise de dados

Para avaliar o efeito do rio e das classes de tamanho na distribuição de espécies de moluscos foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) de dois fatores fixos (rio x classes de tamanho). O fator rio incluía três níveis, o rio Baía Bonita, o rio Sucuri em áreas de baixa velocidade da correnteza e o rio Sucuri em áreas de alta velocidade da correnteza. Para cada espécie de molusco, só foram consideradas na análise as classes de tamanho diferentes de zero. Cada espécie de macrófita era uma réplica, sendo usadas às densidades médias de molusco por espécie de macrófita. As diferenças entre as médias foram avaliadas com o teste de comparações múltiplas de Tukey. Os resíduos foram examinados graficamente para verificar se haviam tendências ao longo da estimativa e homogeneidade das variâncias. O nível de significância considerado foi de  $p < 0,05$ .

## RESULTADOS

Foram registrados gastrópodes da família Ancyliidae e das seguintes espécies: *Biomphalaria* sp. (Planorbidae), *Idiopyrgus* sp. (Hydrobiidae), *Physa* sp. (Physidae), *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Ampullariidae) e *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Thiaridae), uma espécie não-nativa, além de moluscos bivalves da família Sphareiididae. As amostras foram dominadas numericamente por *Idiopyrgus* sp. com 3.041 indivíduos, representando 77,1% da abundância total, seguido pela família Ancyliidae com 9,2% (363 indivíduos). As espécies *Biomphalaria* sp. (144 indivíduos), *Physa* sp. (130) e *P.*

*canaliculata* (125) apresentaram valores similares de abundância total com 3,7%, 3,3% e 3,2% respectivamente. As duas menores abundâncias foram de *M. tuberculata* com 2,4% e 96 indivíduos e Sphareiididae com 1,1% do total e 45 indivíduos.

A análise da estrutura de tamanhos da população de cada espécie evidenciam diferentes amplitudes de distribuição de tamanhos. Os moluscos da família Ancyliidae (Figura 1) só foram encontrados nas duas primeiras classes de tamanho (0,59 – 2,37mm) enquanto os caramujos do gênero *Physa* (Figura 2) e os bivalves (Figura 3) estão nas três primeiras (0,59 – 4,75 mm). *Biomphalaria* sp. (Figura 4), *Idiopyrgus* sp. (Figura 5) e *P. canaliculata* (Figura 6) estão presentes em quatro classes (0,59 – 9,51 mm) porém os ampularídeos só ocorrem a partir da segunda classe (1,19 – 19,04 mm). *M. tuberculata* é a única espécie presente em todas as classes de tamanho (0,59 – 19,04 mm) (Figura 7).

Neste trabalho, não foram observadas interações entre o rio e o tamanho para nenhuma espécie, sugerindo que o fator rio não influenciou na variação da distribuição de tamanho de moluscos (Tabela 1). No entanto, a densidade dos moluscos diferiu entre os ambientes estudados para as espécies *Idiopyrgus* sp. e *Pomacea canaliculata* e demonstrou uma tendência para *Physa* sp. (Tabela 1), sendo maiores em locais de velocidade da correnteza baixa. *P. canaliculata* também apresentou diferenças significativas entre as classes de tamanhos (Tabela 1). As densidades das outras espécies apresentaram valores similares entre os três ambientes (Tabela 1).

A ocorrência das espécies também diferiu entre os habitats. *Idiopyrgus* sp., *M. tuberculata* e Ancyliidae foram registrados em todos os ambientes. *Physa* sp. não foi coletada no Rio Sucuri com velocidade baixa e *P. canaliculata* no Sucuri com velocidade alta. Não foram encontrados indivíduos da primeira classe de tamanho de *Biomphalaria* sp. no Rio Sucuri com velocidade baixa porém os animais maiores só ocorreram nesse

ambiente. Os bivalves da primeira classe de tamanho não foram encontrados no Rio Sucuri com velocidade alta enquanto os da última classe não foram registrados na velocidade baixa do mesmo Rio.

## DISCUSSÃO

Todos os gastrópodes registrados neste estudo são potenciais hospedeiros de larvas de trematódeos parasitas sendo de interesse médico-sanitário, por serem vetores de doenças como esquistossomose (Thiengo *et al.*, 2002, 2004). A identificação desses moluscos é realizada principalmente por aspectos da morfologia interna e por caracteres conquiológicos dos indivíduos. Esse processo apresenta uma série de dificuldades, sendo assim, não foi possível a identificação específica de todos os exemplares coletados nesse trabalho apesar de haver indicações da área de ocorrência para alguns grupos. Por exemplo, Malek (1983) relata que a única espécie de Hydrobiidae encontrada na Bacia do Paraguai é *Idiopyrgus souleyetianus*, enquanto Alan Melo, da Universidade Federal de Minas Gerais, (comunicação pessoal) coletou exemplares de *Biomphalaria* em várias localidades do estado de Mato Grosso do Sul e encontrou *B. straminea* como espécie predominante nos rios de Bonito.

Este trabalho mostrou que as diferenças entre rios não influenciaram a distribuição de tamanhos de moluscos, nem a densidade da maioria das espécies. Este resultado pode decorrer da presença de grandes bancos de plantas aquáticas nos rios estudados. Os gastrópodes são mais abundantes e diversos em habitats com macrófitas, uma vez que as plantas aumentam a complexidade estrutural do ambiente, fornecendo abrigo e alimentação

para as espécies (Brown, 1997). Além disso, as plantas aquáticas podem reduzir a velocidade da água (Brown & Lodge, 1993; Utzinger *et al.*, 1997; Hare & Murphy, 1999; Sand-Jensen & Pedersen, 1999), minimizando o efeito dessa variável. O Rio Baía Bonita tem baixa velocidade da correnteza, assim como trechos do Rio Sucuri com velocidades similares, o que deve ter influenciado este resultado. Desta forma, as características físicas entre rios podem ser similares; além disso, como ambos os rios pertencem à mesma bacia hidrográfica, a dispersão das espécies e ocorrência em ambos os rios pode ser facilitada, resultando numa maior similaridade das comunidades (Parsons *et al.*, 2003).

Por outro lado, a abundância das espécies de moluscos variou entre os ambientes, sendo suas densidades mais altas em áreas onde a velocidade da correnteza é baixa. Esses resultados corroboram com outros estudos realizados sobre a seleção de microhabitat por moluscos (Utzinger *et al.*, 1997; Utzinger & Tanner, 2000; Giovanelli *et al.*, 2005). A morfologia da concha e a história de vida das espécies podem ser os principais fatores responsáveis por essa distribuição. De acordo com Dillon-Jr. (2000) a correnteza pode deslocar os caramujos, causando danos físicos à concha ou mortalidade dos indivíduos, afetando assim a dinâmica populacional das espécies. Por exemplo, poucas espécies de pulmonados, como *Physa* sp., conseguem viver nesses ambientes (Dillon-Jr. 2000). *Pomacea canaliculata* também demonstra uma clara preferência por habitats com velocidade da água baixa (Martín *et al.* 2001). Os hidrobiídeos também apresentaram maior densidade na velocidade baixa, porém pouco se sabe sobre a ecologia das espécies deste grupo.

Outro fator importante se explicar às diferenças de densidade entre velocidades da correnteza refere-se às interações entre os organismos. Hart & Merz (1998) observaram que

o hidrodinamismo pode criar microhabitats que servem de refúgio contra predação, influenciando assim, a distribuição e abundância das espécies. Os predadores são maiores e por isso têm maior capacidade de locomoção, porém as presas possuem maior resistência ao deslocamento e portanto podem apresentar grandes densidades em velocidade alta. Além disso, maiores velocidades de correnteza podem reduzir a disponibilidade de recursos (Brooks *et al.* 2005), resultando em competição entre espécies como registrado para *M. tuberculata* e espécies de *Biomphalaria* (Guimarães *et al.* 2001). Por esse motivo, *M. tuberculata* tem sido utilizada como agente de controle biológico das espécies transmissoras de esquistossomose (Pontier & Jourdane, 2000). No presente estudo, não foram encontradas evidências de impacto de *M. tuberculata* sobre outras espécies de moluscos em habitats lóticos, possivelmente devido ao maior efeito de variáveis ambientais como a velocidade da água (Giovanelli *et al.* 2005).

Portanto, diversos fatores podem influenciar a ecologia de moluscos em rios e somente mais estudos poderão resultar numa maior compreensão dos padrões gerais de distribuição e abundância, especialmente em regiões tropicais. A compreensão destes fatores é importante para previsão do risco de extinção e persistência das espécies (Gotoh & Kawata, 2000), além de servir para o estabelecimento de estratégias de controle populacional de vetores de doenças (Utzinger & Tanner, 2000).

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Centro de Aperfeiçoamento Pesquisa de Ensino Superior (CAPES) pela concessão de uma Bolsa de Estudos. Ao projeto *Gomphrena elegans*

(FNMA/PROBIO/CNPq), às fazendas São Geraldo e Baía Bonita e a Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS) pelo apoio logístico. À M. O. Pivari, M. V. Costa e R. S. Ferreira pelo auxílio no trabalho de campo e a P. Landgref-Filho no trabalho de laboratório. À Dra. Silvana C. Thiengo pela identificação dos moluscos.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- ALLAN, J. D. 1996. Stream ecology – Structure and function of running water. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- BICHUETTE, M. E. & TRAJANO, E. 2003. A population study of epigeal and subterranean *Potamolithus* snails from Southeast Brazil (Mollusca: Gastropoda: Hydrobiidae). *Hydrobiologia* 509: 107 – 117.
- BOGGIANI, P. C. 1999. Por que Bonito é bonito? *In*: SCREMIN-DIAS, E., POTT, V. J., HORA, R. C. & SOUZA, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. UFMS, Brasil, pp 11 – 23.
- BROOKS, A. J., HAEUSLER, T., REINFELDS, I. & WILLIAMS, S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331 – 344.
- BROWN, K. 1979. The adaptive demography of four freshwater pulmonate snail. *Evolution* 33: 417 - 432.
- BROWN, K. 1997. Temporal and spatial patterns of abundance in the gastropod assemblage of macrophyte bed. *American Malacological Bulletin* 14: 27 – 33.
- BROWN, K. M. & LODGE, D. M. 1993. Gastropod abundance in vegetated habitats: The importance of specifying null models. *Limnol. Oceanogr.* 38: 217 - 225.

- CARLSSON, N. O., BRÖNMARK, C. & IANSSON, L. 2004. Invading herbivory: the golden apple snail alters ecosystem functioning in Asian wetlands. *Ecology*: 85: 1575 – 1580.
- COWIE, R. H. 1998. Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 7: 349 – 368.
- CROSS, W. F. & BENKE, A. C. 2002. Intra and interspecific competition among coexisting lotic snails. *Oikos* 96: 251 – 264.
- CROWL, T. A. & COVICH, A. P. 1990. Predator-induced life-history shifts in freshwater snail. *Science* 247: 949 - 951.
- CROWL, T. A. & SCHNELL, G. D. 1990. Factors determining population density and size distribution of a freshwater snail in stream: effects of spatial scale. *Oikos* 59: 359 – 367.
- DIAS, J. 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geocológico a partir de unidades de paisagem. *Ensaio e Ciência* 4: 9 – 43.
- DAMASCENO-JR, G. A.; NAKAJIMA, J. N. & REZENDE, U. M. 2000. A floristic survey of the Rio Negro, Rio Aquidauana and Rio Miranda watersheds (Headwater) of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *In*: Willink, P.W.; Chernoff, B.; Alonso, L. E. Montambault, J. R. & Lourival, R. (eds). A biological assessment of aquatic ecosystem of Pantanal, Mato grosso do Sul, Brasil. *RAP Bulletin of Biological Assessment* 18. Conservation International of Washington, pp 34 – 43.
- DILLON-JR, R. 2000. *The Ecology of Freshwater Molluscs*. Cambridge University Press, United Kingdom, 509 pp
- EDGAR, G. J. 1994. Observations on the size-structure of macrofaunal assemblages. *J. Exp. Mar. Biol.* 176: 277 – 243.

- GHOSH, M. & GAUR, J. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60: 1 – 10.
- GIOVANELLI, A.; SILVA, C. L. P. A. C.; LEAL, G. B. E. & BAPTISTA, D. F. 2005. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and presence of the competitor snail *Melanooides tuberculatus* (Müller , 1774). *Mem Inst Oswaldo Cruz* 100: 169 – 176.
- GOTOH, T. & KAWATA, M. 2000. The effects of spatial habitat structure on population variability of freshwater snail. *Hydrobiologia* 429: 157 - 169.
- GUIMARÃES, C. T.; SOUZA, C. P. & SOARES, D. M. 2001. Possible competitive displacement of Planorbids by *Melanooides tuberculata* in Minas Gerais, Brasil. *Mem Inst Oswaldo Cruz* 96: 173 – 176.
- HART, D. D. & MERZ, R. A. 1998. Predator-prey interactions in a benthic stream community: a field test of flow-mediated refuges. *Oecologia* 114: 263 – 273.
- HARE, M. T. Ó. & MURPHY, K. J. 1999. Invertebrate hydraulic microhabitat and community structure in *Callitriche stagnalis* Scop. Patches. *Hydrobiologia* 415: 169 – 176.
- HAWKINS, C. P. & FURNISH, J. K. 1987. Are snails important competitors in stream ecosystems? *Oikos* 49: 209 – 220.
- HEARD, S. B. & BUCHANAN, C. K. 2004. Grazer-collector facilitation hypothesis supported by laboratory but not field experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:887 –897.
- HELLER, J. & ABOTBOL, A. 1997. Litter shredding in a desert oasis by the snail *Melanopsis praemorsa*. *Hydrobiologia* 344: 65 – 73.
- LANZER, R. M. & SHÄFER, A. E. 1987. Moluscos dulceaquícolas como indicadores de condições tróficas em lagoas costeiras do sul do Brasil. *Rev. Brasil. Biol.* 47: 47 - 56.

- LANZER, R. M. & SHÄFER, A. E. 1988. Fatores Determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Acta. Limnol. Brasil 11: 649 - 675.
- LODGE, D. M., BROWN, K., KLOSIEWSKI, S. P. STEIN, R. A., COVICH, A. P., LEATHERS B. K. E. & BRONMARK, C. 1987. Distribution of freshwater snail: spatial scale and the relative importance of physicochemical and biotic factors. American Malacological Bulletin 5: 73 - 84.
- MADSEN, J.D., CHAMBERS, P. A. JAMES, W. F. KOCH, E. W. & WESTLAKE, D. F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. Hydrobiologia 444: 71 – 84.
- MALEK, E. A. 1983. The South American hydrobioid genus *Idiopyrgus* Pilsbry, 1911. The nautilus 97: 16 – 20.
- MARTÍN, P. R., ESTEBENET, A. L. & CAZZANIGA, N. J. 2001. Factors affecting the distribution of *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae) along its southernmost natural limit. Malacologia 43:13 - 23
- OKLAND, J. 1969. Distribution and ecology of the freshwater snails (gastropoda) of Norway. Malacologia 9: 143 - 151.
- OPSAHL, R. W.; WELLNITZ, T. & POFF, L. 2003. Current velocity and invertebrate grazing regulate stream algae: results of an *in situ* electrical exclusion. Hydrobiologia 499: 135 - 145.
- PARSON, M.; THOMS, M. C. & NORRIS, R. H. 2003. Scales of macroinvertebrates distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. Journal of North American Benthological Society 22: 105 – 122.

- PONTIER, J. P. & JOURDANE, J. 2000. Biological control of the snail host of schistosomiasis in areas of low transmission: the example of Caribbean area. *Acta Trop.* 77: 53 – 60.
- POTT, V. J. 1999. Riqueza verde em meio azul. *In*: Scremin-Dias, E., Pott, V. J., Hora, R. C. & Souza, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Ed. UFMS, Brasil, pp 59 – 93.
- SAND-JENSEN, K. & PEDERSEN, O. 1999. Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*: 315 – 328.
- SCHUTTEN, J. & DAVY, A. J. 2000. Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia* 123: 445 –452.
- THIENGO, S. C.; FERNANDEZ, M. A.; BOAVENTURA, M. F. F.; MAGALHÃES, M. G. & SANTOS, S. B. 2002. Freshwater snails and schistosomiasis mansoni in the state of Rio de Janeiro, Brazil: III – Baixadas Mesoregion. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 97: 43 - 46.
- THIENGO, S. C.; MATTOS A. C.; BOAVENTURA, M. F. LOUREIRO, M. S.; SANTOS, S. B. & FERNANDEZ, M. A. 2004. Freshwater snails and *Schistosomiasis mansoni* in the state of Rio de Janeiro, Brazil: V – Norte Fluminense Mesoregion. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 99: 99 – 103.
- UTZINGER, J., MAYOMBANA, C., SMITH, T. & TANNER, M. 1997. Spatial microhabitat selection by *Biomphalaria pfeifferi* in a small perennial river in Tanzania. *Hydrobiologia* 356: 53 – 60
- UTZINGER, J. & TANNER, M. 2000. Microhabitat preferences of *Biomphalaria pfeifferi* and *Lymnaea natalensis* in natural and man-made habitat in Southeastern Tanzania. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 95: 287 – 294.

**Tabela 1:** Resultados da Análise de Variância de dois fatores: rio (Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa) e tamanho (0,59 – 1,18; 1,19 – 2,37; 2,38 – 4,75; 4,76 – 9,51; 9,52 – 19,04 mm). Os valores em negrito indicam efeitos significativos com  $p < 0,05$ .

Fonte	Gl	QM	F	P
<b>Ancylidae</b>				
Rio	2	0.190	0.738	0.492
Tamanho	1	0.183	0.707	0.411
Rio*Tamanho	2	0.268	1.036	0.375
Erro	18	0.258		
<b>Physa sp.</b>				
Rio	2	0.015	2.953	0.069
Tamanho	2	0.002	0.374	0.692
Rio*Tamanho	4	0.007	1.283	0.301
Erro	27	0.005		
<b>Sphaereiidae</b>				
Rio	2	0.000	0.124	0.884
Tamanho	2	0.005	3.284	0.053
Rio*Tamanho	4	0.000	0.233	0.917
Erro	27	0.002		
<b>Biomphalaria sp.</b>				
Rio	2	0.006	0.738	0.485
Tamanho	3	0.022	2.637	0.064
Rio*Tamanho	6	0.006	0.742	0.619
Erro	36	0.008		
<b>Idiopyrgus sp.</b>				
Rio	2	1.222	4.207	<b>0.026</b>
Tamanho	2	0.661	2.277	0.122
Rio*Tamanho	4	0.208	0.718	0.587
Erro	27	0.290		
<b>Pomacea canaliculata</b>				
Rio	2	0.019	6.655	<b>0.003</b>
Tamanho	3	0.009	3.244	<b>0.033</b>
Rio*Tamanho	6	0.004	1.465	0.218
Erro	36	0.003		
<b>Melanooides tuberculata</b>				
Rio	2	0.022	1.952	0.154
Tamanho	4	0.028	2.491	0.056
Rio*Tamanho	8	0.004	0.370	0.931
Erro	45	0.011		

## LEGENDA DAS FIGURAS

**Figura 1:** Densidade média de Ancyliidae em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

**Figura 2:** Densidade média de *Physa* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

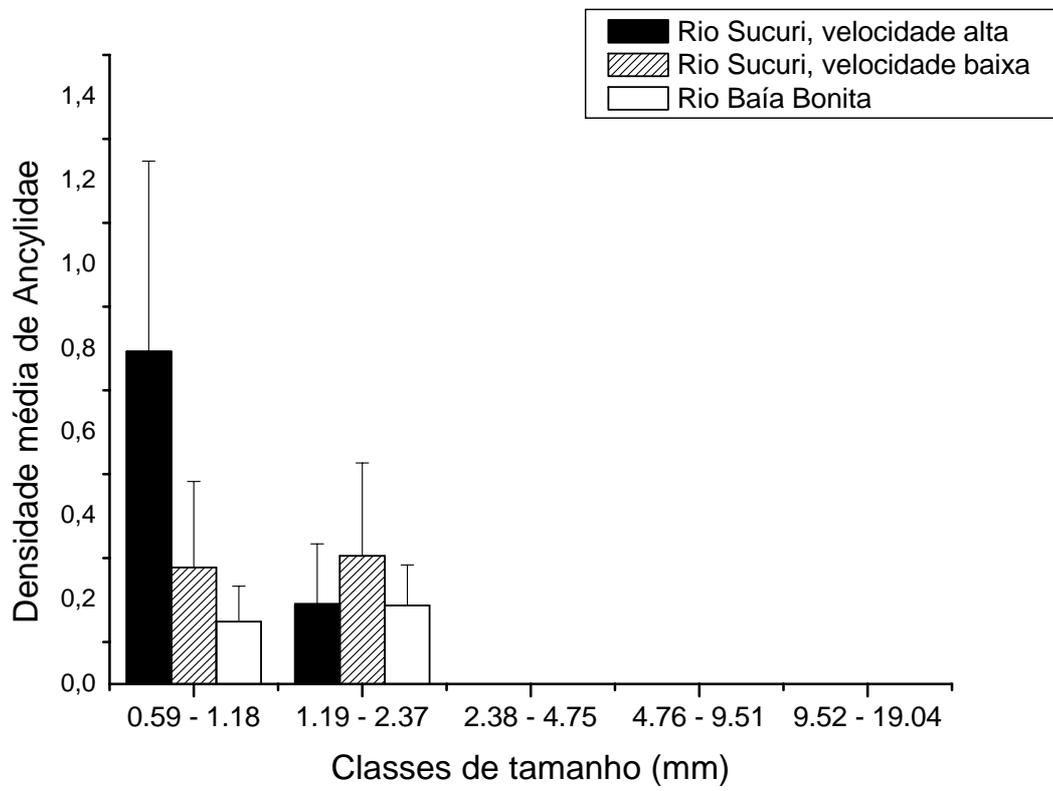
**Figura 3:** Densidade média de Sphaeriidae em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

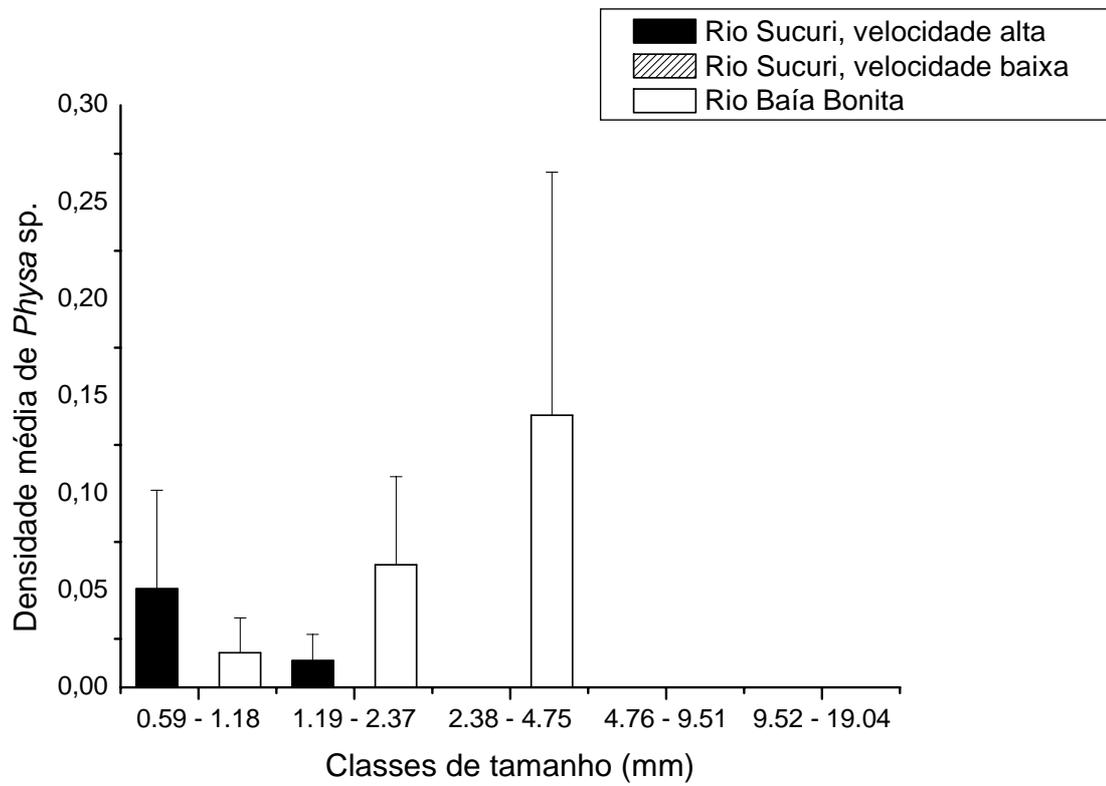
**Figura 4:** Densidade média de *Biomphalaria* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

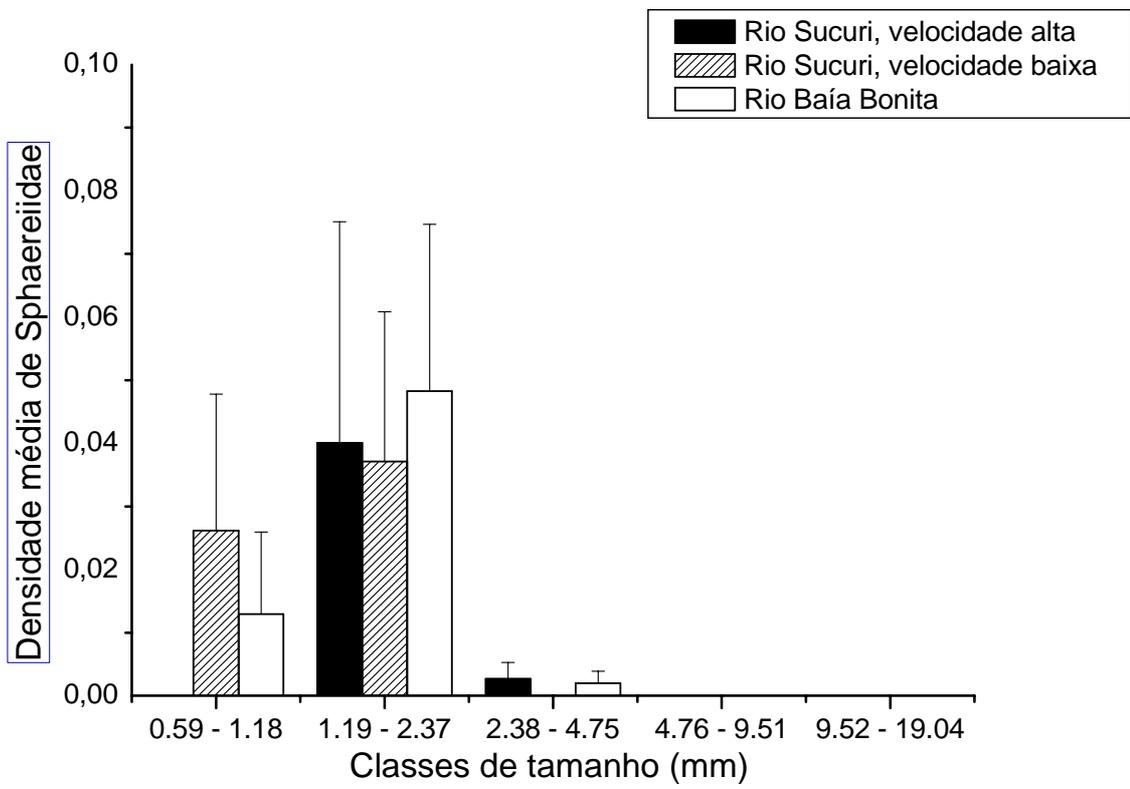
**Figura 5:** Densidade média de *Idiopyrgus* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

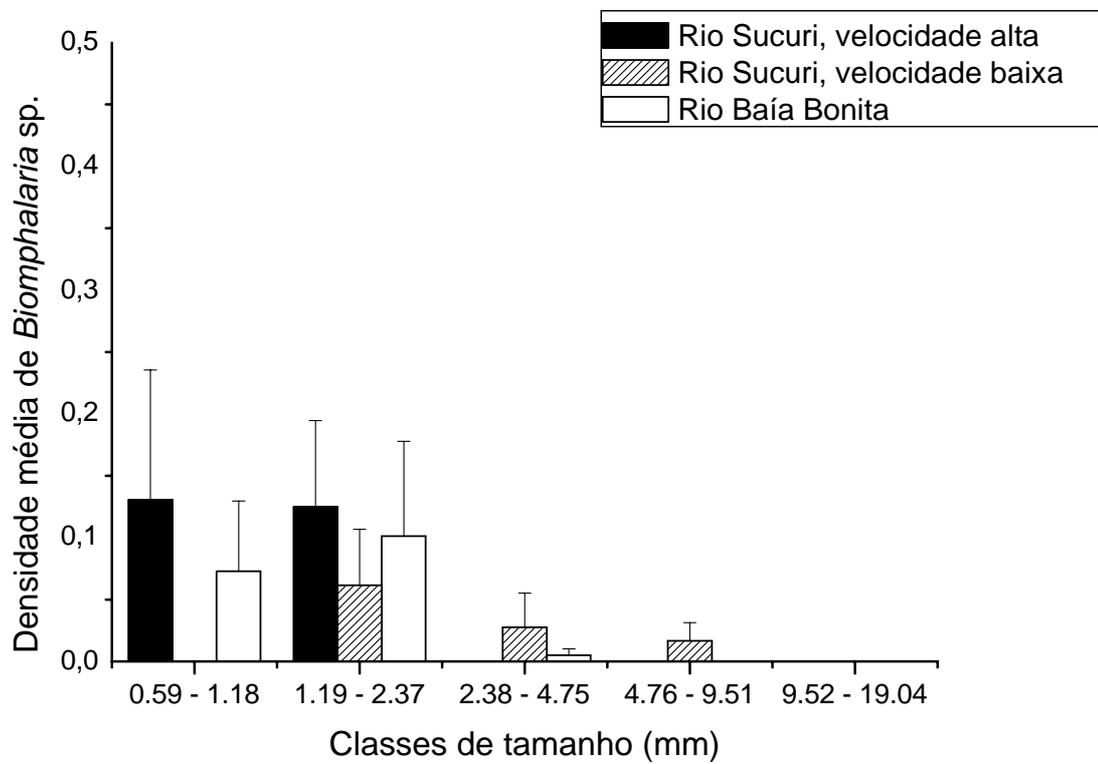
**Figura 6:** Densidade média de *Pomacea canaliculata* em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa. As linhas horizontais indicam diferenças significativas de acordo com o teste de Tukey.

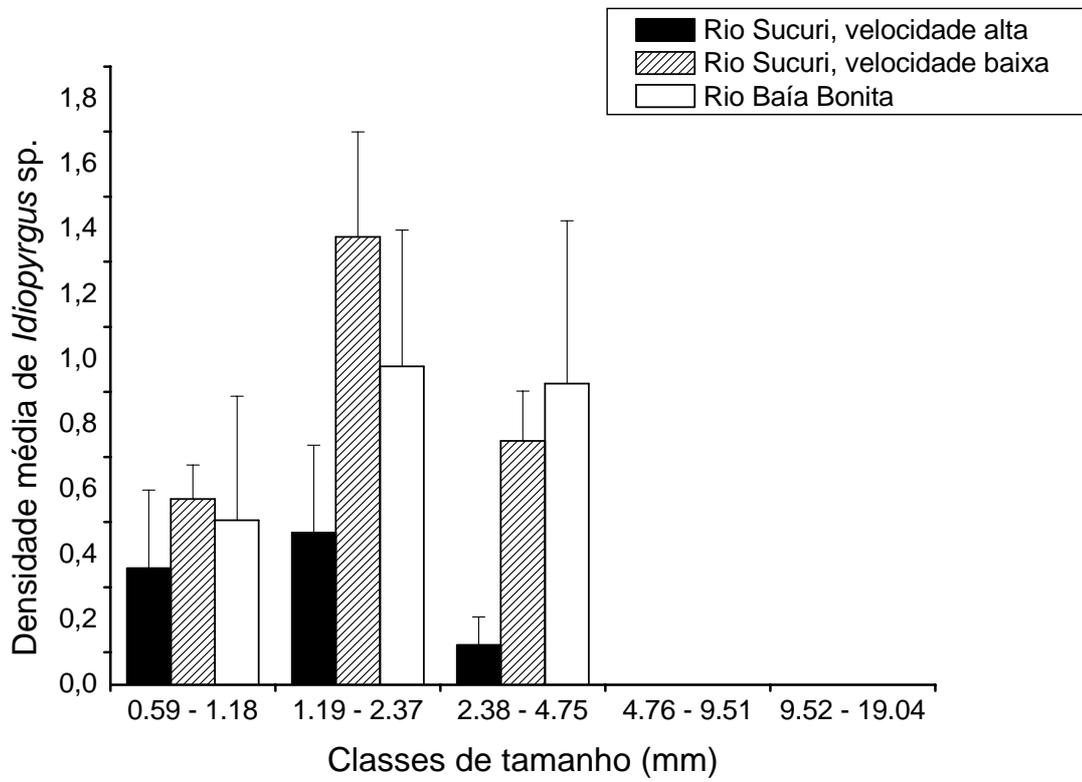
**Figura 7:** Densidade média de *Melanoides tuberculata* sp. em diferentes classes de tamanho nos rios Baía Bonita, Sucuri velocidade alta e velocidade baixa.

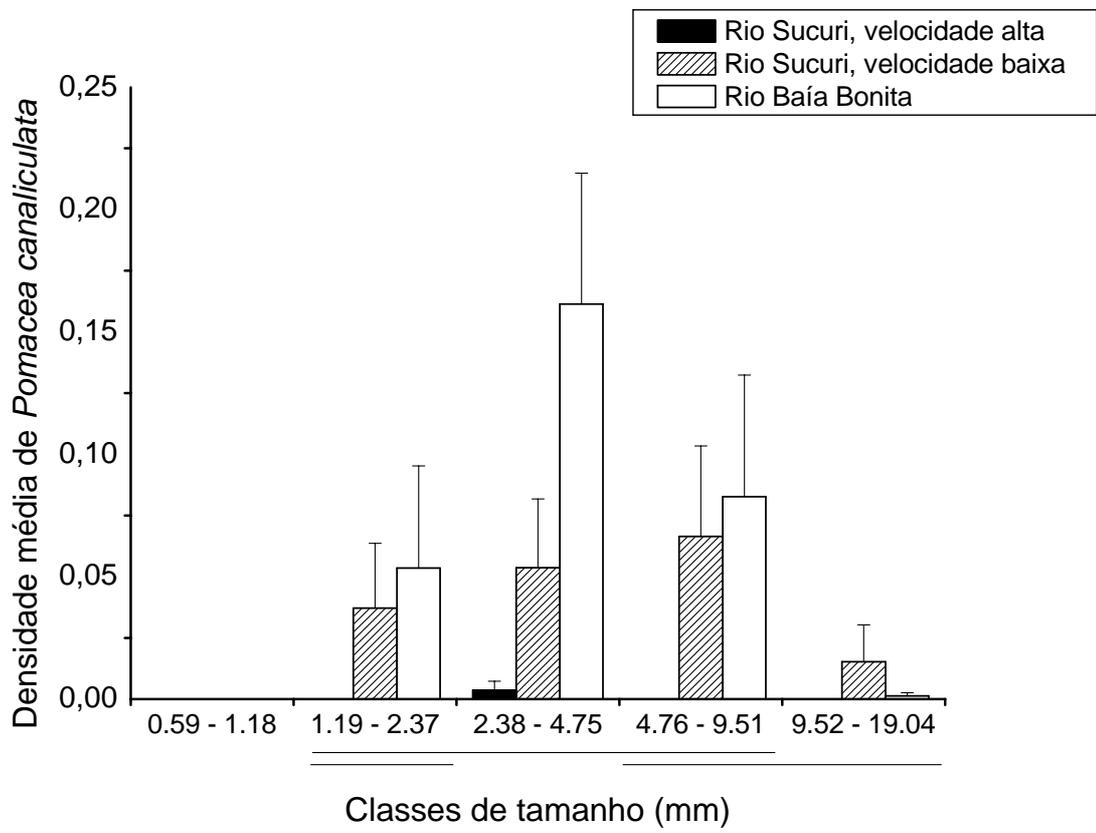


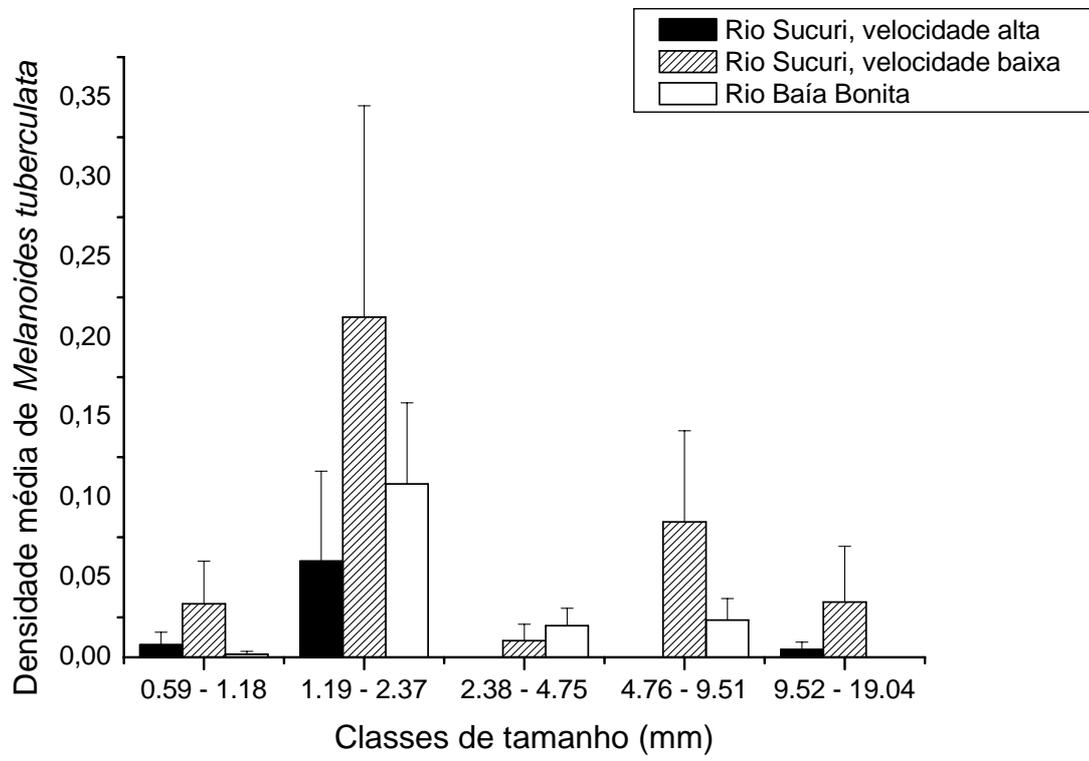












# **CONCLUSÕES**

## CONCLUSÃO GERAL

As amostras foram dominadas numericamente por moluscos gastrópodes, principalmente da família Hydrobiidae que representa 77,17% do total de indivíduos amostrados no Rio Baía Bonita, 25% no Rio Sucuri com velocidade alta e 6,14% na velocidade baixa do mesmo rio. Os anfípodas da família Hyalellidae também apresentaram grande dominância com 23,02% no Rio Sucuri em áreas de velocidade alta e 88,40% nas de velocidade baixa, porém não foram encontrados no rio Baía Bonita. Estes resultados são semelhantes ao encontrados em outras regiões cársticas devido principalmente às características físico-químicas da água.

A estrutura das comunidades presentes nos ambiente estudados é diferente, com uma distinta separação entre as amostras coletadas no rio Baía Bonita, no rio Sucuri com velocidade alta e com velocidade baixa. As amostras coletadas em locais com velocidade baixa no rio Sucuri foram diferentes daquelas do rio Baía Bonita, enquanto não houve diferença significativa em relação às amostras coletadas em velocidades baixa e alta no mesmo rio; já as amostras obtidas em áreas de velocidade alta no Rio Sucuri não diferiram daquelas do rio Baía Bonita.

Os resultados também indicam que os moluscos apresentaram maior densidade na velocidade baixa. Esses dados confirmam estudos realizados sobre a seleção espacial de microhabitat por gastrópodes. A morfologia do corpo e a história de vida desses organismos podem ser os principais fatores responsáveis por essa distribuição. Entretanto, neste trabalho, não foram observadas interações entre o rio e o tamanho para nenhuma espécie de molusco, sugerindo que o fator rio não influenciou na variação da distribuição de tamanho

de moluscos. As densidades dos moluscos foram maiores em locais de velocidade da correnteza baixa para as espécies *Idiopyrgus* sp. e *Pomacea canaliculata* e demonstrou uma tendência para *Physa* sp. *P. canaliculata* também apresentou diferenças significativas entre as classes de tamanhos.

Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza de espécies e na densidade média de macroinvertebrados entre os rios ou entre velocidades da correnteza amostradas. Esse resultado pode estar relacionado à presença de grandes bancos de plantas aquáticas nas áreas de estudo que podem reduzir a velocidade da água e pelas interações ecológicas entre os organismos. Por exemplo, a disponibilidade de recursos ou a proteção contra predadores, podem ser equivalentes nos dois rios ou velocidades, possibilitando a ocorrência e abundância análoga das famílias, levando a uma similaridade entre os habitats.

Assim, diversos fatores podem influenciar a composição e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados em rios tropicais e somente mais estudos poderão resultar numa maior compreensão dos padrões gerais de distribuição e abundância das espécies e do funcionamento dos ecossistemas, principalmente em regiões cársticas, que apresentam uma série de fragilidades e necessitam de um tratamento distinto para a ocupação e exploração de suas potencialidades naturais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J. D. 1996. Stream ecology – Structure and function of running water. Chapman & Hall, London, 388 pp.
- BOGGIANI, P. C. 1999. Por que Bonito é bonito? *In*: SCREMIN-DIAS, E., POTT, V. J., HORA, R. C. & SOUZA, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. UFMS, Brasil, pp 11 – 23.
- BROOKS, A. J., HAEUSLER, T., REINFELDS, I. & WILLIAMS, S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331 – 344.
- BROWN, K. 1979. The adaptive demography of four freshwater pulmonate snail. *Evolution* 33: 417 - 432.
- BROWN, K. 1997. Temporal and spatial patterns of abundance in the gastropod assemblage of a macrophyte bed. *American Malacological Bulletin* 14: 27 - 33.
- BRÖNMARK, C. 1992. Indirect effects of predation in a freshwater benthic food chain. *Ecology* 73: 1662 – 1674.
- CARLSSON, N. O., BRÖNMARK, C. & HANSSON, L. 2004. Invading herbivory: the golden apple snail alters ecosystem functioning in Asian wetlands. *Ecology*: 85: 1575 – 1580.
- COVICH, A.; PALMER, M. A. & CROWL, T. A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. 1999. *BioScience* 49: 119 – 127.
- COWIE, R. H. 1998. Patterns of introduction of non-indigenous non-marine snails and slugs in the Hawaiian Islands. *Biodiversity and Conservation* 7: 349 – 368.

- CROSS, W. F. & BENKE, A. C. 2002. Intra and interspecific competition among coexisting lotic snails. *Oikos* 96: 251 – 264.
- CROWL, T. A. & COVICH, A. P. 1990. Predator-induced life-history shifts in freshwater snail. *Science* 247: 949 - 951.
- CROWL, T. A. & SCHNELL, G. D. 1990. Factors determining population density and size distribution of a freshwater snail in streams: effects of spatial scale. *Oikos* 59: 359 - 367.
- DAMASCENO-JR, G. A.; NAKAJIMA, J. N. & REZENDE, U. M. 2000. A floristic survey of the Rio Negro, Rio Aquidauana and Rio Miranda watersheds (Headwater) of the Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *In*: Willink, P.W.; Chernoff, B.; Alonso, L. E. Montambault, J. R. & Lourival, R. (eds). A biological assessment of aquatic ecosystem of Pantanal, Mato grosso do Sul, Brasil. RAP Bulletin of Biological Assessment 18. Conservation International of Washington, pp 34 – 43.
- DIAS, J. 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geocológico a partir de unidades de paisagem. *Ensaio e Ciência* 4 : 9 – 43.
- DILLON-JR, R. 2000. *The Ecology of Freshwater Molluscs*. Cambridge University Press, United Kingdom, 509 pp.
- FERNANDEZ, M. A., THIENGO, S. C. & SIMONE, L. R. L. 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda : Thiaridae) in Brazil. *Nautilus* 117: 78 - 82.
- GHOSH, M. & GAUR, J. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany* 60: 1 – 10.

- HARMAN, W. N. 1972. Benthic substrates: their effects on freshwater Mollusca. *Ecology* 53: 271 - 277.
- HART, D. D. & MERZ, R. A. 1998. Predator-prey interactions in a benthic stream community: a field test of flow-mediated refuges. *Oecologia* 114: 263 – 273.
- HAWKINS, C. P. & FURNISH. 1987. Are snails important competitors in stream ecosystems? *OIKOS* 49: 209 - 220.
- HEARD, S. B. & BUCHANAN, C. K. 2004. Grazer-collector facilitation hypothesis supported by laboratory but not field experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 887 – 897.
- HELLER, J. & ABOTBOL, A. 1997. Litter shredding in a desert oasis by the snail *Melanopsis praemorsa*. *Hydrobiologia* 344: 65 – 73.
- KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; MCRAE, J. M.; DAVIS, J. A. & HALSE, S. A. 1999. Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north-western Australia. *Freshwater Biology* 41: 299 – 316.
- LANZER, R. M. & SHÄFER, A. E. 1988. Fatores Determinantes da distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Acta. Limnologica Brasileira*. 11: 649 - 675.
- LODGE, D. M., BROWN, K., KLOSIEWSKI, S. P. STEIN, R. A., COVICH, A. P., LEATHERS B. K. E. & BRONMARK, C. 1987. Distribution of freshwater snail: spatial scale and the relative importance of physicochemical and biotic factors. *American Malacological Bulletin* 5: 73 - 84.
- MACNEIL, C.; DICK, J. T. A. & ELWOOD, R. W. 2000. Differential physico-chemical tolerances of amphipod species revealed by field transplantations. *Oecologia* 124: 1 – 7.

- MADSEN, J.D., CHAMBERS, P. A. JAMES, W. F. KOCH, E. W. & WESTLAKE, D. F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71 – 84.
- MALMQVIST, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*: 47: 679 – 694.
- NILSSON, P. A.; NILSSON, K. & NYSTRÖM, P. 2000. Does risk of intraspecific interactions induce shifts in prey-size preference in aquatic predators? *Behaviour Ecological Sociobiology* 48: 268 – 275.
- PALMER, M.; COVICH, A. P.; FINLAY, B. J.; GILBERT, J.; HYDE, K. D.; JOHNSON, R. K.; KAIRESALO, T.; LAKE, S.; LOVELL, C. R.; NAIMAN, R. J.; RICCI, C.;
- POTT, V. J. 1999. Riqueza verde em meio azul. *In*: Scremin-Dias, E., Pott, V. J., Hora, R. C. & Souza, P. R. Nos jardins Submersos da Bodoquena – Guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Ed. UFMS, Brasil, pp 59 – 93.
- REMPEL, L. L.; RICHARDSON, J. S. & HEALEY, M. C. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57 – 73.
- ROBINSON C. T. & MINSHALL G. W. 1986 Effect of disturbance frequency on stream benthic community structure in relation to canopy cover and season. *Journal of the North American Benthological Society* 5: 237 – 248.
- SCHUTTEN, J. & DAVY, A. J. 2000. Predicting the hydraulic forces on submerged macrophytes from current velocity, biomass and morphology. *Oecologia* 123: 445 – 452.

SMITH, H.; WOOD, P. J. & GUNN, J. 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring system. *Hydrobiologia* 510: 53 – 66.

WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual review of entomology* 41: 115 – 139

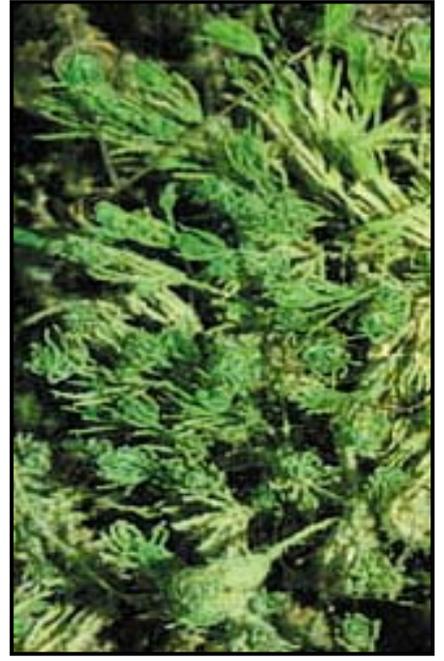
# **ANEXOS**



*Bacopa australis*



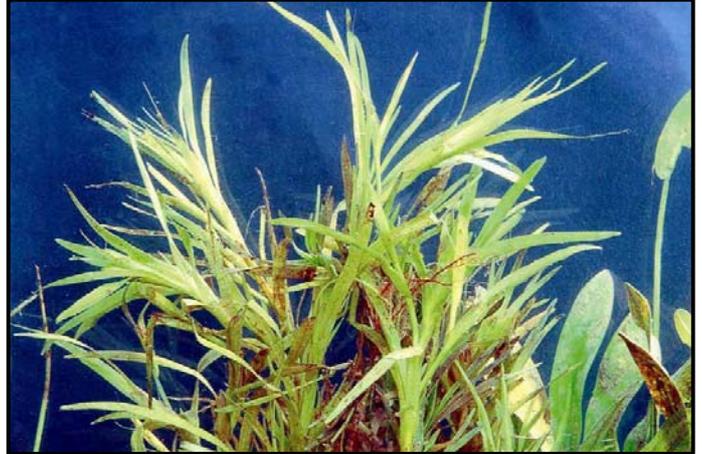
*Chara fibrosa*



*Chara rusbyana*



*Echinodorus bolivianus*



*Heteranthera zosterifolia*



*Ludwigia peruviana*



*Myriophyllum aquaticum*



*Potamogeton illinoensis*

Anexo 1: Plantas aquáticas coletadas nos rios Baía Bonita e Sucuri em Bonito, MS. Fotos: Paulo Robson de Souza.



Hyalellidae



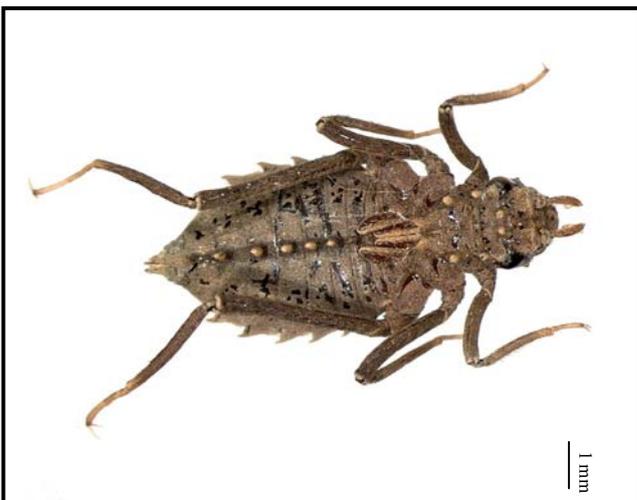
Ptilodactylidae



Chironomidae



Coenagrionidae



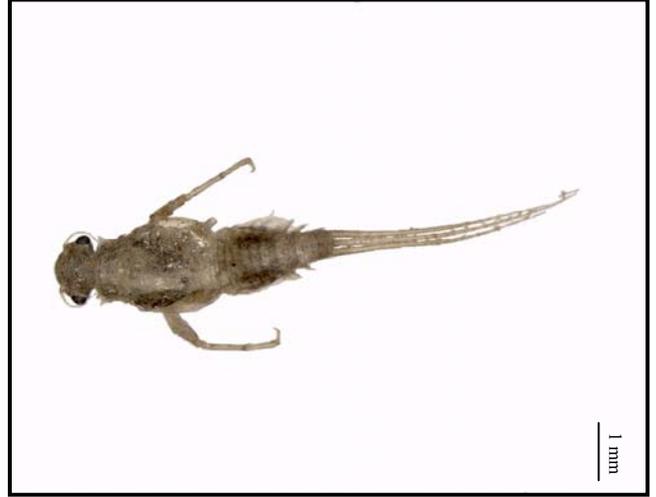
Gomphidae



Libellulidae



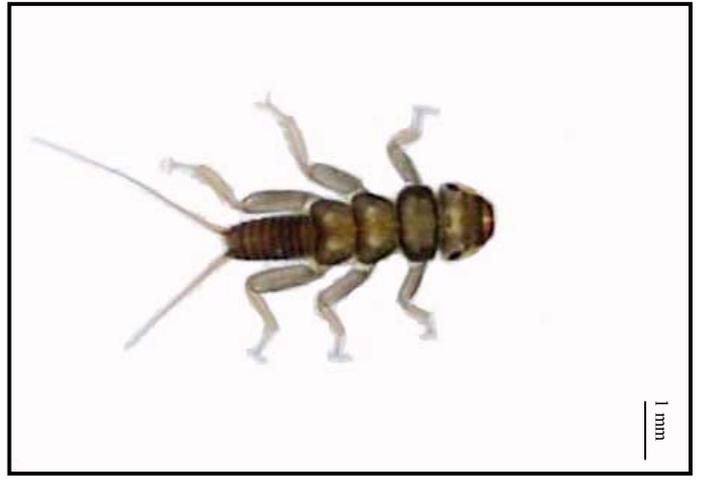
Oligoneuridae



Baetidae



Naucoridae



Perlidae



Helichopsychidae



Hydropsychidae



Tubellaria



Oligochaeta



Hirundinea



Sphaeriidae



Ancylidae



Planorbidae



Hydrobiidae



Thiaridae



Ampullariidae



Physidae

Anexo 2: Famílias de macroinvertebrados encontradas em plantas aquáticas nos rios Baía Bonita e Sucuri em Bonito, MS.



Anexo 3: Peneiras de granulometria em série usadas para estimar o tamanho das conchas dos moluscos. Detalhe da malha das peneiras.