

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**Uso potencial de macroinvertebrados bentônicos no
biomonitoramento da qualidade d'água no córrego Salobrinha na
Serra da Bodoquena, MS**

Karina Ocampo Righi

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, na área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Kennedy Francis Roche

Co-orientador: Prof. M.Sc. Otávio Froehlich

**Campo Grande-MS
Abril/2005**

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Kennedy Francis Roche, por compartilhar seu conhecimento e pela arte de ensinar.

Ao professor M. Sc. Otávio Froehlich que com dedicação e demonstração de amizade foi de suma importância no trabalho de campo, além de sua importantíssima orientação criteriosa.

Ao meu grande amor Marcel Rodrigo Cavallaro que foi um grande parceiro neste trabalho, dando apoio em todos os momentos necessários e estímulo perante as dificuldades, também merecendo o mérito desse trabalho.

Aos amigos Emanuele Pomini, Luiza P. C. Lopes e Robson W. Ávila pelo auxílio durante as coletas de dados em campo.

Aos meus estagiários, André Massao, Bruno Luiz Rodrigues, Camila de Lima Silva, Iara Lima Alves, Mariane da Silva Sunada, Patrick Inácio Pina, Simone Oshiro e Taciana Noriko Fernandes, que auxiliaram na dura e entediante tarefa de triagem dos materiais.

Aos professores Dr. Marcel O. Tanaka e Dr^a. Andréa L. Teixeira pela grande e fundamental ajuda na análise dos dados.

Aos meus pais, que se empenharam na transformação dos sonhos em um projeto de vida.

Aos membros da banca examinadora, por terem aceitado o convite e pelas sugestões.

Ao CNPq agradeço pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	i
LISTA DE TABELAS.....	ii
LISTA DE SIGLAS.....	iii
LISTA DE SÍMBOLOS.....	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. OBJETIVOS.....	03
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
3.1 Água.....	04
3.2 Poluição.....	04
3.3 Biomonitoramento.....	05
3.4 Macroinvertebrados bentônicos.....	06
3.4.1 Vantagens da utilização de macroinvertebrados.....	07
3.4.2 Desvantagens da utilização de macroinvertebrados.....	08
3.5 Índices Bióticos.....	08
3.5.1 Desvantagens dos índices bióticos.....	10
3.6 Riachos de regiões cársticas.....	10
3.6.1 Corredeiras.....	11
4. METODOLOGIA.....	12
4.1 Área de Estudo.....	12
4.2 Caracterização física e química dos pontos de amostragem.....	12
4.3 Amostragem e análise dos macroinvertebrados.....	14
4.3.1 Índices Bióticos.....	15
4.3.1.1 Riqueza.....	16
4.3.1.2 Diversidade.....	16
4.3.1.3 Equitatividade.....	16
4.3.1.4 Porcentagem de Chir.....	17
4.3.1.5 Índice EPT.....	17

4.3.1.6	Porcentagem de EPT.....	17
4.3.1.7	Relação EPT/Chir.....	17
4.3.1.8	Índice ETO.....	17
4.3.1.9	Porcentagem DF.....	18
4.3.1.10	BMWP.....	18
4.3.1.11	ASPT.....	20
4.3.1.12	FBI	21
4.4	Análises Estatísticas.....	23
5.	RESULTADOS.....	25
6.	DISCUSSÃO.....	43
7.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	48
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50
ANEXO 1		58
ANEXO 2		59
ANEXO 3		60
ANEXO 4		61
ANEXO 5		62

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 - Área de estudo.....	13
Figura 5.1 - Contribuição relativa das principais ordens de macroinvertebrados nos períodos amostrados.....	27
Figura 5.2 - Abundância relativa dos principais grupos de invertebrados encontrados nos pontos de amostragem durante a estação seca.....	28
Figura 5.3 - Abundância relativa dos principais grupos de invertebrados encontrados nos pontos de amostragem durante a estação chuvosa.....	28
Figura 5.4 - Comparação da abundância relativa dos principais grupos de bentos encontrados durante as duas estações de amostragem.....	29
Figura 5.5 - Análise de agrupamento verificando a similaridade entre as corredeiras e a composição de macroinvertebrados.....	34
Figura 5.6 - Comparação da Diversidade, Abundância e Riqueza taxonômica entre as corredeiras.....	31
Figura 5.7 - Comparação da Equitatividade, Densidade e Quantidade de folhigo entre as corredeiras.....	32
Figura 5.8 - Comparação dos períodos amostrados.....	33
Figura 5.9 - Disposição das 10 corredeiras de acordo com a ACC.....	35
Figura 5.10 - Disposição das 49 famílias encontradas nas 10 corredeiras amostradas conforme a ACC.....	36
Figura 5.11 – Disposição das 12 famílias mais abundantes nas 10 corredeiras amostradas conforme a ACC.....	37
Figura 5.12 - Análise de agrupamento (Spearman, UPGMA) analisando a relação entre os índices biológicos.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Parâmetros examinados e a metodologia utilizadas.....	14
Tabela 4.2 - Pontuação adotada para as diferentes famílias de macroinvertebrados para a obtenção do índice BMWP e suas adaptações.....	19
Tabela 4.3 - Significado do método BMWP modificado por Alba-Tercedor.....	20
Tabela 4.4 - Significado do método BMWP de Junqueira & Campos.....	20
Tabela 4.5 - Significado do ASPT.....	21
Tabela 4.6 - Valores de tolerância dos macroinvertebrados aplicados no FBI....	22
Tabela 4.7 - Significado do índice FBI.....	23
Tabela 5.1 - Resultados das análises físicas e químicas.....	26
Tabela 5.2 – Análise dos parâmetros físicos e químicos utilizando ANOVA.....	26
Tabela 5.3 - Variação no número total de indivíduos dos principais grupos entre os períodos amostrados.....	29
Tabela 5.4 - Resultados da ACC para os três primeiros eixos.....	35
Tabela 5.5 - Principais grupos amostrados e seus respectivos grupos funcionais e tipo de alimento.....	38
Tabela 5.6 - Índices indicadores da qualidade da água.....	39
Tabela 5.7 - Qualidade da água conforme o índice FBI.....	39
Tabela 5.8 - Valores de pontuação e suas respectivas classificações da qualidade da água para as modificações dos índices ASPT e BMWP.....	41
Tabela 6.1 - Resultados comparando o índice %EPT na presença e na ausência a família Chironomidae.....	45

LISTA DE SIGLAS

ACC	- Análise de Correspondência Canônica
ALC	- Alcalinidade
ANOVA	- A
APHA	- A
ASPT	- Average Score Per Taxon
BMWP	- Biological Monitoring Working Party-score
C01	- Corredeira 1
C02	- Corredeira 2
C03	- Corredeira 3
C04	- Corredeira 4
C05	- Corredeira 5
%Chir	- Porcentagem de Chironomidae
CMP	- Comprimento da corredeira
CND	- Condutividade
%DF	- Porcentagem da Família Dominante
%EPT	- Porcentagem de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera
EPT	- Índice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera
EPT/Chir	- Relação entre Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera e Chironomidae
ETO	- Índice Ephemeroptera-Trichoptera-Odonata
FBI	- Family Biotic Index
FPOM	- Matéria Orgânica Particulada Fina
LRG	- Largura da corredeira
MSVP	- Multi - Variate Statistical Package
NAM	- Amônia
NT	- Nitrogênio Total
OPT	- Ortofosfato
PH	- pH
PT	- Fósforo Total
SST	- Sólidos Suspensos Totais
SSV	- Sólidos Suspensos Voláteis

TAG - Temperatura da Água

UPGMA - U

LISTA DE SÍMBOLOS

E	- equitatividade
H'	- diversidade de Shannon-Weaner
km	- quilometro
m	- metro
m ²	- metro quadrado
μm	- micrômetro
N	- número total de indivíduos
n _i	- número de indivíduos no i-ésimo taxon
p _i	- abundância relativa da i-ésima família
S	- sul
T _i	- valor de tolerância do i-ésimo taxon
W	- West (oeste)

RESUMO

RIGHI, K.O. (2005). *Uso potencial de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da qualidade d'água no córrego Salobrinha na Serra da Bodoquena, MS. Campo Grande, 2005. 62 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.*

Este trabalho é uma primeira tentativa de descrever as comunidades de macroinvertebrados bentônicos em 7km de um riacho cárstico localizado na Serra da Bodoquena, no Estado do Mato Grosso do Sul. Em dois períodos de amostragem, um período seco e outro chuvoso, cinco amostras de macroinvertebrados foram coletadas utilizando o amostrador Surber em cinco corredeiras. Características ambientais medidas incluíram alcalinidade, dureza, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo, sólidos em suspensão, e folhiço. Diferentes índices bióticos e de diversidade como BMWP e ASPT, e suas adaptações, FBI de Hilsenhoff, %EPT, %Chir, EPT/Chir, EPT, ETO, %DF, diversidade de Shannon, equitatividade e riqueza foram aplicados. Para os principais grupos de organismos amostrados foram identificados os grupos tróficos funcionais.

A classe Insecta representou a maioria dos taxa coletados (97%). A abundância e a riqueza foram maiores na estação seca, enquanto a diversidade que se destacou na estação chuvosa. As famílias Chironomidae e Elmidae foram dominantes, respectivamente nos períodos seco e chuvoso. Houve predominância de insetos pertencentes a categoria de coletores. Uma análise de agrupamento separou as corredeiras nitidamente em dois grupos.

Para examinar as relações entre as comunidades de macroinvertebrados e as características físicas, químicas e biológicas foi utilizada uma Análise de Correspondência Canônica, que mostrou que as abundâncias das principais famílias de macroinvertebrados não foram bem correlacionadas com nenhuma das variáveis ambientais examinadas. Uma análise de correlação mostrou relação positiva entre a abundância de indivíduos e a quantidade de folhiço no período seco.

Os índices BMWP e suas adaptações, e o FBI mostraram a qualidade da água variando entre excelente e boa, já com o ASPT variou entre água limpa e questionável. Uma análise de agrupamento classificou juntos os índices FBI, %EPT e %DF. Estes índices indicaram um menor nível de qualidade da água na época seca, quando maiores concentrações de amônia foram encontradas e a diversidade também foi menor neste período.

Palavras-chave: *biomonitoramento, macroinvertebrados bentônicos, qualidade da água, índices bióticos, variação temporal.*

ABSTRACT

RIGHI, K.O. (2005). *Potential use of benthic macroinvertebrates in the biomonitoring of the water quality of the Salobrinha stream (Serra da Bodoquena, MS). Campo Grande, 2005. 62p. Master's thesis – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil.*

This research is the first description of the benthic macroinvertebrate communities of a 7km stretch of a chalk stream in the Serra da Bodoquena of Mato Grosso do Sul State. A Surber sample was used to collect five samples of macroinvertebrates in five riffle areas during two sampling periods, in the dry and rainy seasons, respectively. Environmental characteristics measured included alkalinity, hardness, conductivity, pH, dissolved oxygen, nitrogen and phosphorous, suspended solids, and litter. The biotic indices BMWP, ASPT, Hilsenhoff FBI, %EPT, %Chir, EPT/Chir, EPT, ETO, and %DF, and the Shannon diversity index, as well as evenness and taxon richness were applied. Functional group composition was identified for the principal macroinvertebrate groups.

Insects comprised the majority of the taxa (97% of individual abundance). Total macroinvertebrate abundance and family richness were higher in the dry season while higher diversity was found in the rainy season. The families Chironomidae and Elmidae dominated the total abundance, respectively, in the dry and rainy seasons. Collectors dominated the communities. A cluster analysis divided the riffles into two clear faunal groups.

Canonical Correspondence Analysis indicated a general lack of association between the macroinvertebrate families and the physical, chemical and biological characteristics measured. Correlation analysis showed a positive association between total macroinvertebrate abundance and litter availability in the dry period.

The water quality was good to excellent according to the BMWP and FBI scores, and clean to doubtful according to the ASPT. A cluster analysis grouped the FBI, %EPT and %DF indices together. These latter indices indicated a lower water quality in the dry period, coinciding with higher ammonia water concentrations.

Key words: *biomonitoring, benthic macroinvertebrates, water quality, biotic indices, temporal variation*

1 - INTRODUÇÃO

Os objetivos em descobrir, caracterizar e monitorar a poluição em habitats de água doce podem ser abordados de vários modos, constituindo métodos físicos, químicos e biológicos (Abel 1996, Chapman 1996). O monitoramento com a utilização de bioindicadores reflete a qualidade ecológica e integra os efeitos de diferentes perturbações no meio ambiente (Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003), através da análise de mudança em estrutura e funcionamento de comunidades e organismos individuais, provocados pela poluição (Bartram & Ballance 1996, Chapman 1996).

Os monitoramentos biológicos apresentam a vantagem de revelar mudanças ambientais, a longo prazo, como também, refletir os efeitos de contaminantes presentes em baixas concentrações muitas vezes indetectáveis nas análises químicas convencionais. Enquanto as análises físicas e químicas mostram uma visão pontual e momentânea da qualidade da água. Na prática, monitoramento de ambos, biológico, físico e químico normalmente são feitos simultaneamente.

O uso de macroinvertebrados como indicadores de qualidade ambiental tem muitas vantagens, pois estes organismos apresentam um importante papel na manutenção dos processos ecológicos de produção, consumo e decomposição de matéria orgânica (Callisto & Gonçalves, 2002). Além de ser um grupo bastante diverso; geralmente apresentam altos níveis de abundância; amostragem padronizada; mobilidade limitada e ciclos de vida relativamente longos. Em geral, a estrutura taxonômica, biológica e ecológica das comunidades de macroinvertebrados varia com a natureza física, química e biológica do ambiente, e padrões de perturbação destas características, geralmente tendo gradientes longitudinais (Vannote *et al.* 1980).

O desenvolvimento desse trabalho é importante devido a falta de informações como identificação de espécies, tolerância de poluição de espécies e grupos, relação entre diversidade e poluição, como também, mudanças temporal em estrutura de comunidades e biodiversidade (Takeda *et al.* 1997, Galdean *et al.* 2001). A relevância e aplicação de vários índices de qualidade de água em diversas regiões também precisam ser investigadas (Toledo *et al.* 1983).

Como a região estudada está relativamente bem preservada espera-se encontrar uma qualidade da água muito boa em todos os índices biológicos que foram aplicados. Além disso, espera-se encontrar uma fauna com a abundância e a diversidade altas, e uma possível mudança na estruturação das comunidades entre os períodos amostrados.

As informações deste projeto são de grande importância nas áreas de limnologia básica (sazonalidade, mecanismos que controlam qualidade de água e estrutura de comunidades bióticas, e biodiversidade), e limnologia aplicada (desenvolvimento e refinamento de técnicas de monitoramento ambiental, especialmente biomonitoramento, importante no contexto de comparações entre regiões tropicais e temperadas (Sperling 1997)).

Esta pesquisa foi uma primeira tentativa de se conhecer a fauna bentônica em um riacho localizada em Bodoquena, além das inter-relações entre as comunidades de macroinvertebrados, e características físicas, químicas e bióticas do local.

2 - OBJETIVOS

Este trabalho é uma primeira tentativa de se conhecer a biota bentônica da região estudada, tendo em vista a falta de informação que existe em regiões tropicais e sub-tropicais em relação à comunidade bentônica.

Os principais objetivos deste trabalho foram:

1. identificar e enumerar os indivíduos de macroinvertebrados encontrados nos pontos de amostragem do riacho;
2. verificar se existe relação entre a composição das comunidades de macroinvertebrados presentes e as variáveis físicas e químicas, comparando os locais amostrados e as estações seca e chuvosa;
3. avaliar a eficiência de diferentes índices bióticos, identificando os que mais refletem a qualidade do meio ambiente, tendo em vista a identificação de eventuais modificações que poderiam ser aplicadas para uso dos índices na região sob considerações.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - Água

A água é um bem precioso e insubstituível. Além de ser um elemento vital para a existência da própria vida na Terra, a água é um recurso natural que pode propiciar saúde, conforto e riqueza ao homem: basta apenas considerar seus usos no abastecimento das populações, na irrigação, na produção de energia, na navegação e, mesmo, para veicular e afastar esgotos e águas servidas. A água doce presente em rios, lagos e lençóis subterrâneos, essencial à maior parte das atividades humanas, é, no entanto, um bem raro: ela corresponde a menos de 0,3 % do volume total da água do planeta. E, por ser depositária de boa parte dos resíduos gerados pelas atividades humanas, água doce de boa qualidade se torna um bem cada vez mais raro (Cordeiro Netto & Tucci, 2003).

O uso diversificado e complexo dos recursos hídricos tem gerado impacto na economia regional e nacional, uma vez que os impactos qualitativos e quantitativos gerados, demandam custos para recuperação e tratamento de água e ecossistema aquático. A água de má qualidade empobrece as populações locais e de determinadas regiões, além de interferir com a economia regional e destruir alternativas saudáveis de desenvolvimento sustentável (Tundisi, 2003).

3.2 - Poluição

Uma das grandes preocupações atuais é a perda de biodiversidade causada pelas ações antropogênicas, como poluição (local, regional e global), agricultura, exploração de recursos naturais (como, por exemplo, aquela derivada da mineração e desflorestamento), entre outros (Wilson, 1992). Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo deterioração crescente, uma vez que estão sujeitos à contaminação com perdas da biodiversidade ao longo do tempo, que variam em magnitude em função do tipo e intensidade dos impactos sofridos (Patten, 1990; 1994; Miller, 1989; Gopal *et al.*, 2000; Lake *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2000).

A poluição aquática é um problema crescente e as formas principais são: matéria orgânica, enriquecimento com nutrientes (eutrofização), acumulação de materiais tóxicos, acumulação de sedimentos e acidificação (Abel, 1996).

A poluição exerce um efeito geralmente deletério sobre grande parte dos organismos que vivem em uma massa d'água. Por outro lado, entretanto, podem surgir, ocupando lugar desses organismos, novas flora e fauna constituídas por organismos resistentes às novas condições estabelecidas ao meio (Branco, 1986).

Para um organismo sobreviver em um determinado ambiente, este deve atender suas necessidades: condições e disponibilidade de recursos (habitat, oferta suficiente de alimento, oxigênio, e outros requisitos metabólicos; e que os valores de temperatura ou os níveis de algumas variáveis químicas não ultrapassem os valores que esses organismos possam tolerar). Obviamente, diferentes habitats apresentam diferentes características físicas, logo os organismos desenvolveram um fascinante conjunto de adaptações, entre elas morfologia, fisiologia e comportamento, para colonizarem toda parte do planeta (Abel, 1996).

3.3 - Biomonitoramento

Wright (1995) e Ruse (1996) mencionam que os métodos biológicos estão substituindo ou complementando parâmetros físicos e químicos na avaliação das condições de um corpo d'água. Embora análises químicas indiquem a existência em potencial de uma condição perturbadora ao ambiente elas não indicam os danos causados ao ecossistema (McCarthy & Shugart, 1990), além de não refletirem as possíveis alterações que têm ocorrido em tempos passados (Posada *et al.*, 1999).

As análises biológicas podem integrar espacial e temporalmente os efeitos dos poluentes, possibilitando estabelecer o estado do ecossistema (McCarthy & Shugart, 1990). Danos ambientais podem ser identificados pelo desaparecimento de espécies ou pela proliferação de outras (Felicidade *et al.*, 2001), resultando em alterações nas estruturas das comunidades biológicas.

O biomonitoramento ou monitoramento biológico apresenta a vantagem de mostrar as condições existentes tempo antes à retirada das amostras, enquanto os métodos analíticos atuais oferecem uma visão pontual do estado das águas no momento da retirada das amostras (Alba-Tercedor, 1996; Stewart *et al.*, 2000).

Outra vantagem do monitoramento com a utilização de bioindicadores é que comunidades biológicas refletem por inteiro a qualidade ecológica e integram os efeitos de diferentes perturbações, promovendo uma vasta capacidade de medida desse impacto e uma medição ecológica das flutuações das condições do meio ambiente (Iliopoulou-Georgudaki *et al.*, 2003). Felicidade *et al.* (2001) afirmam, ainda, que subsidiam quase imediatamente um melhor manejo do ambiente, produzindo dados temporais médios dos efeitos da poluição e, permitem a avaliação, de maneira global, dos efeitos da dissolução dos poluentes no ambiente.

O monitoramento biológico no ambiente baseia-se na premissa de que diferentes espécies apresentam tolerâncias diferentes aos poluentes e que evidências de perturbações ambientais podem ser identificadas pela diversidade e riqueza de espécies (Callisto, 2001). Vowell (2001) considera a biota aquática residente no rio como um indicador natural da qualidade da água, do habitat e da saúde do ecossistema.

O termo organismo indicador é reservado para aquelas espécies que apresentam tolerância ambiental estreita e específica, podem demonstrar uma resposta marcante para pequenas mudanças na qualidade ambiental (Abel, 1996).

3.4 - Macroinvertebrados bentônicos

Há muitos indicadores biológicos (Chessman *et al.*, 1999), entre eles: bactérias, algas, protozoários, macroinvertebrados e peixes (Abel, 1996). Os macroinvertebrados bentônicos são os mais comumente utilizados (Abel, 1996; Coimbra *et al.*, 1996; Ogbeibu & Oribhabro, 2002; Callisto & Gonçalves, 2002), sendo favorecidos pelo fato de serem geralmente estáveis no tempo e no espaço, refletindo portanto as mudanças que o ecossistema tenha sofrido (Rosenberg & Resh, 1993).

Os invertebrados bentônicos também têm um papel importante na manutenção dos processos ecológicos de produção, consumo e decomposição de matéria orgânica (Callisto & Gonçalves, 2002), sendo a saúde e a qualidade de um corpo d'água dependentes de tais processos (Callisto *et al.*, 2004).

Macroinvertebrados bentônicos fazem parte do metabolismo do ecossistema de água doce, participando da ciclagem de nutrientes através da redução do

tamanho das partículas orgânicas e facilitando a ação de microdecompositores como bactérias, fungos e leveduras (Esteves, 1988; Callisto & Esteves, 1995; Callisto *et al.*, 2001; Jorgensen *et al.*, 2002), além de disponibilizar matéria orgânica para regiões a jusante (Whiles & Wallace, 1997). Ainda são importantes no fluxo de energia dos riachos, constituindo a maior fonte de alimento para outros insetos aquáticos, peixes (Uieda & Gajardo, 1996; Muñoz & Ojeda, 1997) e algumas aves insetívoras (Odum, 1985).

3.4.1 - Vantagens na utilização de macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos distinguem-se como indicadores ideais, segundo Callisto & Gonçalves (2002), pois:

- ✓ apresentam longos ciclos de vida, quando comparados a organismos do plâncton que, em geral, têm ciclos de vida em torno de horas, dias, uma ou duas semanas. Os macroinvertebrados podem viver semanas, meses e mesmo mais de um ano, caracterizando-se como “organismo-sentinela”;
- ✓ são, em geral, organismos grandes (maiores que 125 ou 250 µm), sésseis ou de pouca mobilidade.

Conforme Callisto (2001), destacam-se ainda as seguintes características:

- ✓ têm elevada diversidade taxonômica e identificação relativamente fácil (em nível de família e alguns gêneros);
- ✓ por fim, serem organismos sensíveis a diferentes concentrações de poluentes no meio, fornecendo ampla faixa de respostas diante de diferentes níveis de contaminação ambiental, além de fornecer respostas a longa distância (bacia hidrográfica).

Rosenberg & Resh (1993) mencionam ainda outras vantagens:

- ✓ apresentam fácil amostragem, com metodologia bem padronizada e custos relativamente baixos;
- ✓ estabilidade temporal e espacial; refletindo as mudanças nos processos do ecossistema.

3.4.2 - Desvantagens na utilização de macroinvertebrados bentônicos

As desvantagens da utilização de macroinvertebrados como indicadores, assim como suas vantagens, são comuns aos outros grupos. Variações sazonais na presença ou abundância são um aspecto comum a muitos ciclos de vida, deste modo resulta a necessidade de interpretações cautelosas. Muitas espécies de correnteza derivam passivamente rio abaixo em números substanciais, e podem portanto ser encontrados em áreas onde não poderiam sobreviver indefinidamente. Finalmente, apesar de ser relativamente fácil a obtenção de boas amostragens quantitativas de macroinvertebrados, amostragem quantitativa confiável é difícil devido às características físicas dos habitats aquáticos e o complexo modelo de distribuição vertical e horizontal de pelo menos de algumas espécies (Abel, 1996).

Uma outra desvantagem na utilização de macroinvertebrados é que as comunidades são influenciadas pelas características geológicas da região, especialmente dureza e alcalinidade da água.

Além disso, existe a dificuldade da identificação de alguns grupos em nível de espécie, como também a existência das diferenciações regionais entre eles, além da falta de informações sobre esses grupos nos trópicos e sub-trópicos.

3.5 - Índices Bióticos

Estando a situação de um corpo d'água estreitamente relacionada às atividades humanas realizadas à sua volta, o primeiro passo para a compreensão de como as comunidades de macroinvertebrados bentônicos estão reagindo à alteração da qualidade da água é identificar quais variáveis físicas, químicas e biológicas estão afetando os organismos (Tate & Heiny, 1995; Dodgeon, 1994).

A partir do levantamento dos organismos bentônicos e do conhecimento das condições ambientais necessárias para sua sobrevivência, é possível determinar o grau de preservação ou de poluição dos cursos d'água, pois a presença de alguns grupos está associada a ambientes aquáticos de ótima qualidade.

Vários índices bióticos têm sido desenvolvidos para relatar a associação entre comunidades de macroinvertebrados bentônicos e o grau de poluição do corpo d'água (Bartram & Ballance, 1996).

O Índice Biótico BMWP é um deles e baseia-se na existência de uma comunidade de macroinvertebrados que atua como sensor ambiental (Alba-Tercedor, 1996; Brigante *et al.*, 2003). Para sua utilização a identificação dos macroinvertebrados em nível de família é suficiente. Este índice foi criado em 1976, sendo originalmente baseado na tolerância das famílias de macroinvertebrados norte-americanas. Após testes para verificar a adequação do índice, como feito por Armitage *et al.* (1983), foram feitas algumas adaptações para trabalhos realizados em regiões sub-tropicais e tropicais como Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) para a cidade de Granada na Espanha e Junqueira & Campos (1998) para o Rio das Velhas em Minas Gerais.

O índice que foi originalmente desenvolvido por Hilsenhoff em 1982, em seguida modificado para o nível de família, criando o Family Biotic Index - FBI (Hilsenhoff, 1987, 1988 apud Mandaville, 2002), fornece um valor de tolerância para cada taxa e relaciona tais valores à qualidade da água.

A estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos pode refletir alguns dos principais processos dos ecossistemas de um rio quando substitui a dominância dos principais grupos (Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Diptera - Chironomidae) compreendido nessas comunidades; podemos também utilizar dados de distribuição de diferentes grupos na bacia para prever o estado da comunidade e do ecossistema baseado na avaliação da estrutura da comunidade (Galdean *et al.*, 2000).

A redução ou aumento no estabelecimento de grupos de bentos tem sido observado como uma resposta da comunidade bentônica à poluição e alteração de habitat (Ogbeibu & Oribhabro, 2002). Vale ressaltar que em sistemas de riachos naturais, comunidades biológicas caracterizam-se por formar um contínuo temporal de substituição de espécies sincronizadas. Esta substituição contínua funciona para distribuir a utilização da entradas de energia através do tempo (Vannote *et al.*, 1980). Conforme Baptista *et al.* (2001b) a mudança temporal na dominância de taxon na comunidade pode ocorrer naturalmente.

A distribuição e abundância de taxon específico também podem ser usadas na avaliação dos níveis de impacto nas estações estudadas. Oligoquetas respondem a poluição orgânica pelo aumento na abundância, que pode ser atribuída

ao enriquecimento orgânico e crescimento de macrófitas (Ogbeibu & Oribhabro, 2002).

3.5.1 - Desvantagem na utilização de índices bióticos

Como a maioria dos índices bióticos são de cálculo simples, baseando-se em uma tabela em que grupos indicadores recebem um peso de acordo com seu grau de tolerância ou resistência, podem existir dificuldades em empregá-los, devido a ausência de pontuações para determinados grupos (Maia *et al.*, 2001), além de diferenças nas pontuações de uma determinada família nas diferentes adaptações do índice.

Estas diferenças persistem devido à existência da variabilidade das famílias para um determinado local, principalmente em função das condições naturais, como clima, características da água, vegetação e outras.

Deste modo, um trabalho de adaptação à fauna local é sugerido, avaliando as possíveis modificações desses índices. Dessa forma, os valores de tolerância devem ser adotados com uma base regional.

Vale ressaltar ainda que a presença ou ausência de um taxa particular pode depender mais das características do ambiente como fluxo da água e substrato, do que poluição orgânica (Klemm *et al.*, 1990).

3.6 - Riachos de regiões cársticas

Riachos de regiões cársticas são mais largos quando comparado com outros riachos, pois apresentam grande quantidade de carbonato de cálcio dissolvido o qual precipita e forma as tufas calcárias (Primc-Habdija, *et al.*, 2001). Estas tufas represam o riacho tornando-o mais largo, como por exemplo, ilustra a Figura 3.1.

Após dissolver o calcário, a água fica rica em bicarbonato de cálcio dissolvido, o qual reage com o gás carbônico, precipitando as impurezas. Dessa forma as águas se mantém transparentes permitindo e uma maior penetração de luz o que resulta em uma produtividade primária alta (Prenda *et al.*, 1997).

Estes riachos apresentam três mesohabitats bem distintos, corredeiras, poções e “runs”. As corredeiras são definidas como trechos de um curso d’água não

profundo, com velocidade de fluxo e turbulência acentuadas, substrato composto basicamente por rochas, nestes ambientes existem muitos abrigos (Rincón 1999). Poções são regiões mais profundas do riacho e apresentam menor velocidade de fluxo quando comparados às corredeiras (Rincón 1999). Já os “runs” apresentam características intermediárias entre corredeiras e poções.



Figura 3.1 - Rio Salobra, do qual o córrego Salobrinha é tributário. Note a largura do rio e a vegetação ciliar.

3.6.1 - Corredeiras

As coletas foram feitas em corredeiras devido a algumas características particulares desses mesohabitats.

A velocidade da água é muito importante em ecossistemas lóticos (Marques *et al.*, 1999, Callisto & Gonçalves Jr, 2002), determinando uma heterogeneidade ambiental. Em poções, zonas de águas lentas, há acúmulo de folhas e detritos sobre um sedimento fino; em corredeiras, com águas de maior velocidade, o substrato é constituído por pedras de vários diâmetros (Figura 3.2), entre as quais também ficam retidos detritos vegetais (Uieda & Gajardo, 1996). Além de que uma maior velocidade da água proporciona uma maior oxigenação da água.



Figura 3.2 - Uma das corredeiras amostradas no córrego Salobrinha vista a montante. Note a composição do substrato e a turbulência na água.

A natureza do substrato também é fator limitante na composição da fauna, a heterogeneidade do substrato rochoso proporciona maior riqueza e abundância devido à maior quantidade de refúgio e disponibilidade de alimento, quando comparado ao substrato arenoso (Bueno *et al.*, 2003).

Conforme Uieda & Gajardo (1996), os trechos de corredeiras destacam-se em relação aos poções, quanto à diversidade. Nestas se encontram importantes elementos, como pedras e fragmentos vegetais (galhos e troncos), nos quais fica retido o folhiço, gerando maior disponibilidade de alimento e abrigo. Neste tipo de ambiente tem-se maior eficácia no amostrador de macroinvertebrados utilizado, pois a velocidade de correnteza leva mais eficientemente os organismos para dentro da rede.

Carter & Fend (2001) e Uieda & Gajardo (1996) trabalhando em poções e corredeiras encontraram, em anos de baixa descarga, uma riqueza significativamente maior em corredeiras do que em poções; no entanto no fluxo médio do ano, nenhuma diferença foi detectada entre corredeiras e poções.

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1 - Área de estudo

O trabalho foi realizado no córrego Salobrinha, um afluente do rio Salobra na bacia do Miranda, situado na Serra da Bodoquena, Estado de Mato Grosso do Sul.

Este riacho apresenta 22 Km de extensão, na sua maior parte corre por um vale estreito e profundo, com relevo acidentado. Por situar-se em região de relevo cárstico, em alguns trechos o córrego é intermitente, correndo subterraneamente durante parte do ano. A nascente do Salobrinha situa-se a pouco mais de 600 m de altitude e o leito desce até cerca de 170 m na foz.

A água apresenta-se muito clara, turvando-se apenas quando ocorrem enchentes repentinas devido a chuvas muito fortes. A vegetação regional é uma mata semidecídua que chega praticamente até as margens do rio, com espécies típicas de mata de galeria ocorrendo junto às margens (Damasceno Jr. *et al.* 2000).

Os trechos escolhidos para este estudo estão dentro da parte do córrego na qual a vegetação marginal está bem preservada.

Após uma visita prévia determinaram-se cinco pontos a serem amostrados, em um trecho de 1,5 Km do ponto 56° 45' 50,3" W e 20° 40' 00,3" S para montante, conforme Figura 4.1. Ao longo do trecho amostrado o córrego Salobrinha varia de 3ª a 4ª ordem, sem grande alterações de fluxo.

4.2 - Caracterização física e química dos pontos de amostragem

As coletas foram feitas em corredeiras nos períodos seco (setembro/2003) e chuvoso (março/2004). Os pontos amostrados foram definidos no período seco para não se correr o risco de ser um trecho intermitente caso fossem definidos no período chuvoso.

Para cada ponto foram medidos o comprimento e a largura da corredeira. Uma amostra de água de cada ponto foi analisada no laboratório para as características listadas em Tabela 4.1.

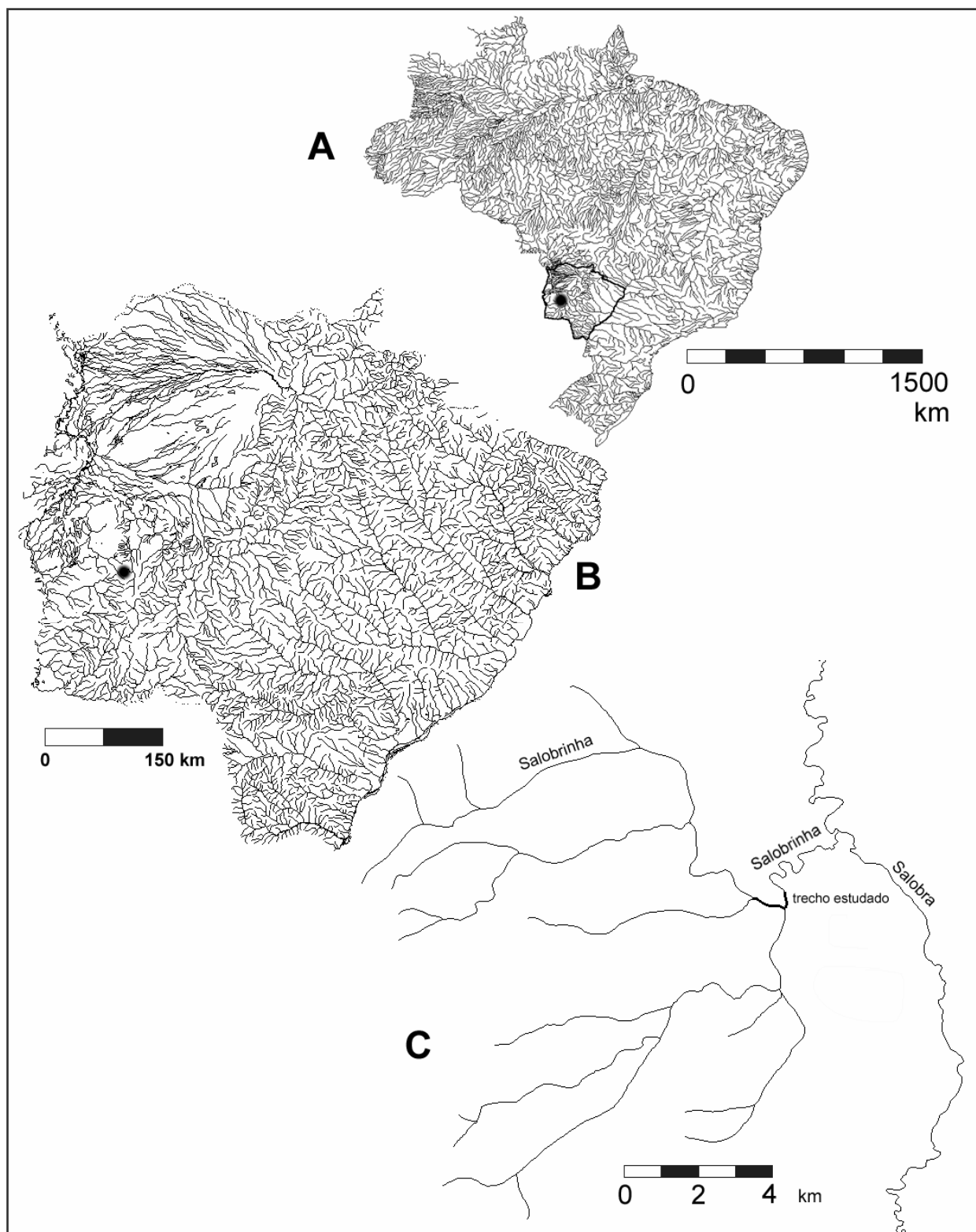


Figura 4.1. - Mapas mostrando a localização da área do estudo: A - no Brasil (ponto), B - no Estado de Mato Grosso do Sul (ponto) e C - microbacia do córrego Salobrinha (trecho em negrito).

Para alguns parâmetros como a profundidade, a dureza, o nitrato, a turbidez e oxigênio dissolvido foi possível realizar a amostragem em apenas um período devido a problemas de disponibilidade de material, reagentes, no laboratório.

Tabela 4.1 - Parâmetros examinados e a metodologia (e/ou referências) utilizadas.

Parâmetro	Metodologia	Referência
Temperatura	Termômetro	
pH	Potenciométrico	
Turbidez	Nefelométrico	APHA
Condutividade	Condutímetro	
Alcalinidade e Dureza	Titulométrico	APHA, Golterman et al. (1978)
Sólidos em suspensão totais	Filtração com GF/C	APHA
Sólidos em suspensão voláteis	Diferença entre sólidos totais e fixos	APHA
Amônia	Titulométrico, espectrofotométrico com fenol	APHA, Koroleff (1976)
Nitrato	Espectrofotométrico	Golterman et al. (1978)
Nitrogênio total	Macro-Kejldahl	APHA, Valderraman, (1987)
Ortofosfato	Espectrofotométrico (cloreto estanhoso)	APHA, Strickland & Parsons (1960)
Fósforo total	Espectrofotométrico (Cloreto estanhoso) c/ pré-digestão	APHA, Strickland & Parsons 1960

4.3 - Amostragem e análise das comunidades bentônicas

Para a amostragem da comunidade bentônica foi utilizado um amostrador Surber (Figura 4.2) com uma área de 0,1224 m² (Doeg & Lake, 1981 apud Giller & Twomey, 1993) com rede de malha de 500 µm. Nesta área o substrato foi remexido e os animais eram removidos pela correnteza para dentro da rede, obtendo dados quantitativos (Abel, 1996).

Em cada ponto de amostragem foram feitas cinco réplicas (Giller & Twomey, 1993), tomando o cuidado da distribuição ser sempre na direção jusante/montante, deixando um espaço de cerca de 0,5 metro entre elas. O material coletado foi transferido para potes plásticos (Figura 4.3), etiquetados e fixados imediatamente com etanol 70%. Em laboratório o material foi corado com Rosa Bengala e posteriormente triado e identificado com auxílio de estereomicroscópio.

A identificação foi realizada até nível de família com auxílio de literatura específica entre elas: insetos em geral (Merritt & Cummins, 1984; Pérez, 1988), Chironomidae (Epler, 1995; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995), Plecoptera (Pescador *et al.*, 2000), Ephemeroptera (Edmunds *et al.*, 1976; Dominguez *et al.*, 1992, 1994, 2001; Chacón & Segnini, 1997; Hubbard, 2003), Coleoptera (Epler, 1996),

Trichoptera (Pescador *et al.*, 1995), Zygoptera (Daigle, 1991), Anisoptera (Daigle, 1992), Hydracarina (Pluchino *et al.*, 1999) e Gastropoda (Thompson, 2002).



Figura 4.2 - Coletando com o amostrador Surber.



Figura 4.3 - Material retido pelo Surber e armazenado em pote plástico.

Para os principais grupos de organismos amostrados foram determinados os grupos tróficos funcionais (“scrapers”, “collector-filterers”, “shredders”, “collector-gatherers” e predadores), através de morfologia e informação na literatura (especialmente Merritt & Cummins, 1984; Borror & DeLong, 1988; Callisto *et al.*, 2001).

A estrutura das comunidades foi avaliada de acordo com a riqueza, a diversidade e a equitatividade.

Para calcular o número de indivíduos por m² somaram-se todos os indivíduos coletados nas cinco amostras de cada ponto de coleta, corredeira, e dividiu-se este somatório pela área ocupada pelas cinco réplicas do amostrador ($5 \times 0,1224 \text{ m}^2 = 0,612 \text{ m}^2$).

Os folhiços encontrados em cada amostra de bentos foram separados, levados para estufa a 70°C por 48 horas e pesados. Para quantificar a quantidade de folhiço em cada corredeira somou-se a quantidade de folhiço encontrada nas cinco réplicas.

Os índices bióticos testados incluíram: o FBI (Hilsenhoff, 1987, 1988 apud Klemm *et al.*, 1990), o BMWP e o ASPT (Armitage *et al.*, 1983) e suas modificações (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Junqueira & Campos, 1998), as distribuições dos grupos Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT) e Chironomidae (Chir) também foram avaliadas.

4.3.1 - Índices Biológicos

Para calcular os índice biológicos de cada corredeira foram excluídos os indivíduos que ainda estavam em estágio de pupa, devido à sua identificação ter sido somente a nível de ordem.

4.3.1.1 - Riqueza

A riqueza foi estimada pelo número total de taxa encontrado em cada amostra (Magurran, 1988). A riqueza de espécies é um descritor integrativo da comunidade, sendo influenciado por um grande número de fatores naturais ambientais bem como perturbação antropogênica (Rosenberg & Resh, 1993).

$$R = X_i ,$$

onde: R - Riqueza; X_i - número total de taxa na amostra.

4.3.1.2 - Diversidade

A diversidade foi determinada através do índice Shannon-Weiner, onde os indivíduos são amostrados aleatoriamente, valorizando a abundância proporcional das espécies e enfatizando a riqueza e homogeneidade (Magurran, 1988). Para aplicação do índice utiliza-se a seguinte fórmula:

$$H = -\sum_{i=1}^S (p_i) \cdot (\ln \cdot p_i),$$

onde: p_i - abundância relativa da 'i-ésima' família; S - número total de taxa na comunidade.

Sendo que p_i representado pela seguinte fórmula:

$$p_i = \frac{n_i}{N},$$

onde: n_i - número de indivíduos no 'i-ésimo' taxon; N - número total de organismos na amostra.

4.3.1.3 - Equitatividade

A equitatividade é utilizada para verificar se a comunidade está em equilíbrio (Magurran, 1988). Foi utilizada a equitatividade do índice de Shannon, pela seguinte fórmula:

$$E = \frac{H}{\ln S},$$

onde: H - diversidade de Shannon

A escala varia entre 0 e 1, onde 1 representa uma situação em que todas as espécies são igualmente abundantes, uma distribuição homogênea. Já quando tende a zero, há uma espécie dominante e a distribuição é heterogênea.

4.3.1.4 - Porcentagem de Chironomidae (%Chir)

Este índice é calculado pela relação entre a abundância relativa do número total de indivíduos da família Chironomidae e abundância relativa do número total de indivíduos da amostra (Klemm *et al.*, 1990). Uma alta desproporcionalidade no número de Chironomidae pode indicar um desequilíbrio ambiental.

$$\%Chir = \frac{p_{Chir}}{P},$$

onde: p_{Chir} - abundância relativa do número total de indivíduos da família Chironomidae; P – abundância relativa do número total de indivíduos da amostra.

4.3.1.5 - Índice Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT)

Este índice exibe a riqueza de taxa dentro do grupo de insetos que são considerados sensíveis a poluição, devendo apresentar valores maiores com o aumento da qualidade da água (Mandaville, 2002). O índice EPT é igual ao número total das famílias representadas nestas três ordens na amostra.

$$EPT = n_E + n_P + n_T,$$

onde: n_E - número total de indivíduos da ordem Ephemeroptera; n_P - número total de indivíduos da ordem Plecoptera; n_T - número total de indivíduos da ordem Trichoptera.

4.3.1.6 - Porcentagem de Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (%EPT)

Este índice é calculado pela relação entre a abundância relativa do número total de indivíduos destas três ordens e abundância relativa do número total de indivíduos da amostra (Klemm *et al.*, 1990).

$$\%EPT = \frac{p_E + p_P + p_T}{P},$$

onde: p_E - abundância relativa do número total de indivíduos da ordem Ephemeroptera; p_P - abundância relativa do número total de indivíduos da ordem Plecoptera; p_T - abundância relativa do número total de indivíduos da ordem Trichoptera.

4.3.1.7 - Relação de EPT e Chironomidae (EPT/Chir)

O índice EPT/Chir é calculado pela razão entre número total de indivíduos classificados como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera pelo número total de indivíduos classificados como Chironomidae (Mandaville, 2002). Esta relação entre Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera e Chironomidae indica o balanço da comunidade, onde EPT são considerados mais sensíveis e Chironomidae menos sensíveis ao stress ambiental (Plafkin *et al.*, 1989).

$$\frac{EPT}{Chir} = \frac{n_E + n_P + n_T}{n_{Chir}},$$

onde: n_{Chir} - número total de indivíduos da família Chironomidae.

4.3.1.8 - Índice Ephemeroptera-Trichoptera-Odonata (ETO)

Os grupos Ephemeroptera, Trichoptera e algumas famílias de Odonata são considerados sensíveis a poluição (Mandaville, 2002). O índice ETO representa a riqueza de taxa desses grupos, calculado pelo número total de famílias representadas dentro dessas três ordens na amostra.

$$EPT = n_E + n_T + n_O,$$

onde: n_o - número total de indivíduos da ordem Odonata.

4.3.1.9 - Porcentagem da família dominante ou porcentagem dominante (%DF)

Este índice indica a presença de um estado de equilíbrio na comunidade ao nível de família. O índice %DF é igual à abundância da família numericamente dominante pelo número total de organismos na amostra (Mandaville, 2002). Uma família dominada por relativamente poucas famílias apresentando um alto valor de %DF, indica que a comunidade não está em equilíbrio.

$$\%DF = \frac{p_D}{N},$$

onde: p_D = abundância relativa da família numericamente dominante.

4.3.1.10 - Biological Monitoring Working Party-score (BMWP)

As famílias estão ordenadas em 10 grupos, sendo conferido a cada grupo um valor numérico preestabelecido de acordo com sua tolerância à poluição. As pontuações são feitas de forma qualitativa e não quantitativa, de modo que somente um exemplar é contado da respectiva família. A pontuação varia entre 1 e 10, onde as famílias intolerantes à poluição tem pontuações mais altas e famílias tolerantes à poluição tem pontuações mais baixas (Armitage *et al.*, 1983).

Neste trabalho foram utilizadas as três formas de adaptação do índice BMWP. A Tabela 4.2 apresenta as famílias e suas respectivas pontuações adotada por cada autor.

Em cada amostra deve ser feita a soma das pontuações por família, esse resultado será o valor do índice BMWP. Este valor encontra-se dentro de uma faixa de pontuação que corresponde à qualidade da água do local amostrado, estando distribuída em cinco classes, conforme as Tabelas 4.3 e 4.4.

Tabela 4.2 - Pontuação adotada para as diferentes famílias de macroinvertebrados para a obtenção dos índices BMWP, onde A = Armitage *et al.*, 1983; B = Alba Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988 e C = Junqueira & Campos (1996).

	A	B	C		A	B	C		A	B	C
Aeshnidae	8	8	-	Ephydriidae	-	2	-	Neritidae	6	6	-
Agriidae	8	-	-	Erpobdellidae	3	3	2	Notonectidae	5	3	-
Ancylidae	6	6	6	Gammaridae	6	6	-	Odontoceridae	10	10	10
Anthomyiidae	-	4	-	Gerridae	5	3	-	Oligochaeta	-	1	1
Aphelocheiridae	10	10	-	Glossophoniidae	3	3	3	Oligoneuriidae	-	5	-
Asellidae	3	3	-	Glossosomatidae	-	8	6	Ostracoda	-	3	-
Astacidae	8	8	-	Goeridae	10	10	-	Perlidae	10	10	8
Athericidae	-	10	4	Gomphidae	8	8	5	Perlodidae	10	10	-
Atyidae	-	6	-	Gripopterygidae	-	-	10	Philopotamidae	8	8	8
Baetidae	4	4	4	Gyrinidae	5	3	6	Phryganeidae	10	10	-
Belostomatidae	-	-	5	Halilidae	5	4	-	Physidae	3	3	3
Beraeidae	10	10	-	Hebridae	-	-	8	Piscicolidae	4	4	4
Bithyniidae	-	3	-	Helicopsychidae	-	-	10	Planariidae	5	5	-
Blephariceridae	-	10	-	Helodidae	5	3	-	Planorbidae	3	3	3
Brachycentridae	10	10	-	Helophoridae	-	5	-	Platycnemididae	6	6	-
Bythinellidae	-	3	-	Heptageniidae	10	10	-	Pleidae	5	3	-
Caenidae	7	4	-	Hirudidae	3	3	-	Polycentropodidae	7	7	7
Calopterygidae	-	8	8	Hydracarina	-	4	-	Polymitarcidae	-	5	-
Capniidae	10	10	-	Hydraenidae	-	5	-	Potamanthidae	10	10	-
Ceratopogonidae	-	4	3	Hydrobiidae	3	3	-	Prosopistomatidae	-	7	-
Chironomidae	2	2	2	Hydrobiosidae	-	-	8	Psephenidae	-	-	8
Chloroperlidae	10	10	-	Hydrochidae	-	5	-	Psychodidae	-	4	2
Chrysomelidae	5	4	-	Hydrometridae	5	3	-	Psychomyiidae	8	8	-
Clambidae	5	5	-	Hydrophilidae	5	3	4	Pyrilidae	-	-	10
Coenagrionidae	6	6	6	Hydropsychidae	5	5	5	Rhagionidae	-	4	-
Cordulegasteridae	8	8	-	Hydroptilidae	6	6	6	Rhyacophilidae	7	7	-
Corduliidae	8	8	-	Hydroscaphidae	-	-	10	Sciomyzidae	-	4	-
Corixidae	5	3	5	Hygrobiidae	5	3	-	Sericostomatidae	10	10	-
Corophiidae	6	6	-	Lepidostomatidae	10	10	-	Sialidae	4	4	-
Corydalidae	-	-	5	Leptoceridae	10	10	7	Simuliidae	5	5	5
Culicidae	-	2	3	Leptophlebiidae	10	10	8	Siphonuridae	10	10	10
Curculionidae	5	4	-	Leptohyphidae	-	-	7	Sphaeridae	3	3	3
Dendrocoelidae	5	5	-	Lestidae	8	8	-	Stratiomyidae	-	4	2
Dixidae	-	4	8	Leuctridae	10	10	-	Syrphidae	-	1	2
Dolichopodidae	-	4	-	Libellulidae	8	8	5	Tabanidae	-	4	4
Dryopidae	5	5	-	Limnephilidae	7	7	-	Taeniopterygidae	10	10	-
Dugesidae	-	5	5	Limoniidae	-	4	-	Thaumaleidae	-	2	-
Dytiscidae	5	3	5	Lymnaeidae	3	3	-	Thiaridae	-	6	-
Ecnomidae	-	7	-	Mesoveliidae	5	3	-	Tipulidae	5	5	3
Elmidae	-	5	4	Molannidae	10	10	-	Unionidae	6	6	-
Elminthidae	5	-	-	Naucoridae	5	3	5	Valvatidae	3	3	-
Empididae	-	4	4	Nemouridae	7	7	-	Veliidae	-	3	7
Ephemerellidae	10	7	-	Nepidae	5	3	5	Viviparidae	6	6	-
Ephemeridae	10	10	-								

Tabela 4.3 - Significado do método BMWP modificado por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) e classes de águas.

Classe	Faixa de pontuação	Qualidade	Significado
1	>150	Excelente	Águas muito limpas Sem contaminação ou alteração de modo sensível
2	101-120	Boa	Alguns efeitos de contaminação
3	61-100	Regular	Contaminadas
4	36-60	Ruim	Muito contaminadas
5	16-35	Péssima	Fortemente contaminadas

Fonte: Alba-Tercedor (1996).

Tabela 4.4 - Significado do método BMWP modificado por Junqueira & Campos (1998) e classes de águas.

Classe	Faixa de pontuação	Qualidade da água
1	>81	Excelente
2	80-61	Boa
3	60-41	Regular
4	40-26	Ruim
5	<25	Péssima

Fonte: Junqueira & Campos (1998).

4.3.1.11 - Average Score Per Taxon (ASPT)

Segundo Armitage *et al.* (1983), o ASPT representa a pontuação média de tolerância de todos os taxa dentro da comunidade, sendo calculado pela divisão do BMWP pelo número de taxa registrado na amostra.

Um valor alto de ASPT usualmente caracteriza lugar limpo contendo um número relativamente alto de taxa registrados. Locais que não suportam alto número de taxa geralmente apresentam baixos valores de ASPT, conforme Tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Significado do índice ASPT.

Valor do ASPT	Qualidade da água
> 6,0	água limpa
5,0 - 6,0	qualidade questionável
4,0 - 5,0	poluição moderada
< 4,0	poluição severa

Fonte: Mandaville (2002).

4.3.1.12 - Family Biotic Index (FBI)

O índice FBI tem como base uma faixa de valores de tolerância de 0 (muito intolerante) a 10 (altamente tolerante) preestabelecido para cada família, relacionado a sua tolerância a degradação da qualidade da água, como pode ser visto na Tabela 4.6.

Para aplicação do índice utiliza-se a seguinte fórmula:

$$FBI = \sum \frac{(n_i \cdot T_i)}{N},$$

onde: n_i = número de indivíduos no 'i-ésimo' taxon; T_i = valor de tolerância do 'i-ésimo' taxon; N = número total de organismos na amostra.

De acordo com o resultado encontrado a qualidade da água pode ser classificada de péssima até excelente (Tabela 4.7).

Tabela 4.6 - Valores de tolerância dos grupos de macroinvertebrados aplicados no índice FBI.

Plecoptera		Trichoptera		Amphipoda	
Capniidae	1	Brachycentridae	1	Gammaridae	4
Chloroperlidae	1	Calamoceratidae	3	Hyalellidae	8
Leuctridae	0	Glossosomatidae	0	Talitridae	8
Nemouridae	2	Helicopsychidae	3		
Perlidae	1	Hydropsychidae	4	Megaloptera	
Perlodidae	2	Hydroptilidae	4	Corydalidae	0
Pteronarcyidae	0	Lepidostomatidae	1	Sialidae	4
Taeniopterygidae	2	Leptoceridae	4		
		Limnephilidae	4	Neuroptera	
Ephemeroptera		Molannidae	6	Sisuridae	5
Baetidae	4	Odontoceridae	0	<i>Climacia</i> sp.	5
Baetiscidae	3	Philopotamidae	3		
Caenidae	7	Phryganeidae	4	Oligochaeta	8
Ephemerellidae	1	Polycentropodidae	6		
Ephemeridae	4	Psychomyiidae	2	Hirudinea	
Heptageniidae	4	Rhyacophilidae	0	Bdellidae	10
Leptophlebiidae	2	Sericostomatidae	3	<i>Helobdella</i>	10
Metretopodidae	2				
Oligoneuriidae	2	Diptera		Mollusca	
Polymitarcyidae	2	Athericidae	2	Lymnacididae	6
Potomanthidae	4	Blepharoceridae	0	Physidae	8
Siphonuridae	7	Ceratopogonidae	6	Sphaeridae	8
Tricorythidae	4	Chironomidae			
		Chironomus	8	Isopoda	
Odonata		Outros	6	Asellidae	8
Aeshnidae	3	Dolichopodidae	4		
Calopterygidae	5	Empididae	6	Acariformes	4
Coenagrionidae	9	Ephydriidae	6		
Cordulegastridae	3	Psychodidae	10	Polychaeta	
Corduliidae	5	Simuliidae	6	Sabellidae	6
Gomphidae	1	Muscidae	6		
Lestidae	9	Syrphidae	10	Turbellaria	4
Libellulidae	9	Tabanidae	6	Platyhelminthidae	4
Macromiidae	3	Tipulidae	3		
				Coelenterata	
Coleoptera		Lepidoptera		Hydridae	
Dryopidae	5	Pyralidae	5	<i>Hydra</i> sp.	5
Elmidae	4				
Psephenidae	4			Collembola	
				<i>Isotomurus</i> sp.	5

Fonte: Hilsenhoff (1987; 1988) apud Klemm *et al.* (1990).

Tabela 4.7 - Significado do índice FBI.

Índice Hilsenhoff	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0,00 - 3,50	Excelente	Poluição orgânica improvável
3,51 - 4,50	Muito boa	Possível poluição orgânica
4,51 - 5,50	Boa	Alguma poluição orgânica provável
5,51 - 6,50	Regular	Poluição razoavelmente substancial
6,51 - 7,50	Razoável	Poluição substancial
7,51 - 8,50	Ruim	Poluição muito substancial
8,51 - 10,00	Péssima	Poluição orgânica severa

Fonte: Hilsenhoff (1987; 1988) apud Klemm *et al.* (1990).

4.4 - Análise Estatística

A comparação da abundância total dos macroinvertebrados encontrados entre as datas de amostragem e entre os vários pontos de amostragem foi feita usando análise estatística ANOVA, depois foi feita a transformação dos dados para $\ln(x)$ (Systat 10.0). Da mesma forma também utilizou-se ANOVA, para verificar se houve oscilações nos parâmetros físicos e químicos entre as estações amostradas.

Uma análise de correlação foi utilizada para avaliar se existem relações entre a abundância de indivíduos, ou entre número de taxa e a quantidade de folhigo em cada local de amostragem (Systat 10.0).

Para examinar as relações entre as comunidades de macroinvertebrados e as características físicas, químicas e biológicas do riacho (Ayres *et al.*, 1998; Valentin, 2000), foi utilizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), utilizando o programa Multi-Variate Statistical Package (MVSP). Os dados abióticos e bióticos foram transformados ($\log_{10}$) e padronizados (média = 1 e desvio padrão = 0). Antes foi testada a multicolinearidade entre as variáveis para verificar as que mais se correlacionam entre si. Verificou-se uma alta correlação entre as variáveis temperatura da água, largura, alcalinidade, amônia, ortofosfato, sólidos suspensos totais e folhigo com a condutividade (Anexo 1). Foram incluídos nesta análise: condutividade, comprimento da corredeira, fósforo total, nitrogênio total e sólidos suspensos voláteis.

Foram realizadas duas análises de agrupamento juntando as cinco réplicas de macroinvertebrados de cada corredeira. A primeira (Bray-Curtis, UPGMA), envolvendo apenas o número total de indivíduos coletado em cada corredeira e a segunda (Spearman, UPGMA), comparando os índices biológicos (MVSP - Multi-Variate Statistical Package).

5 - RESULTADOS

Alguns parâmetros físicos e químicos não apresentaram variação significativa nos valores encontrados entre os períodos amostrados, entre eles estão, temperaturas da água e do ambiente, pH, fósforo total, nitrogênio total e sólidos suspensos totais e comprimento das corredeiras. Parâmetros como alcalinidade, amônia, condutividade, quantidade de folhíço, largura das corredeiras, ortofosfato e sólidos suspensos voláteis demonstraram variação significativa entre as estações, como pode ser visto na Tabela 5.1. Os valores encontrados nas análises físicas e químicas estão apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.1 – Resultado das ANOVAs comparando os parâmetros físicos e químicos entre os períodos seco e chuvoso.

Variável	F _{1,8}	P
Comprimento	1.513	0.254
Fósforo total	0.001	0.978
Nitrogênio total	3.939	0.082
pH	0.000	1.000
Sólidos suspensos totais	0.168	0.693
Temperatura da água	2.744	0.136
Temperatura do ar	1.825	0.214
Alcalinidade	729.168	< 0,001
Amônia	75.469	< 0,001
Condutividade	52.083	< 0,001
Folhíço	21.881	0.002
Largura	85.114	< 0,001
Ortofosfato	17.982	0.003
Sólidos suspensos voláteis	163.333	< 0,001

O número de indivíduos e a abundância relativa respectivos aos períodos da seca e da cheia, como também o total dessas duas amostras estão apresentados no Anexo 1. Num total de 49 taxa identificados, 2 famílias não foram registradas na coleta da seca, incluindo Georyssidae (Coleoptera) e Calamoceratidae (Trichoptera).

Tabela 5.2 - Resultados das análises físicas e químicas nas corredeiras amostradas.

Pontos	C01		C02		C03		C04		C05	
	seca	cheia	seca	cheia	seca	cheia	seca	cheia	seca	cheia
Temperatura da água (°C)	23.0	23.6	24.0	24.3	23.0	23.5	22.0	23.1	21.0	23.1
Comprimento (m)	8.5	9.8	9.5	13.2	4.4	7.6	5.6	6.8	2.9	6.3
Largura (m)	1.0	4.3	1.0	4.1	1.7	5.9	1.0	5.9	0.8	4.7
Profundidade (m)	-	0.40	-	0.37	-	0.50	-	0.45	-	0.30
Condutividade ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	400	350	400	370	400	330	400	350	410	360
pH	8.1	7.9	8.1	7.9	7.9	8.0	7.9	8.0	7.9	7.9
Alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	236.8	201.5	236.8	201.5	234.7	203.7	236.8	206.9	239	204.7
Dureza ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	-	210.0	-	175.0	-	150.0	-	103.0	-	97.0
Fósforo ($\text{mg P}.\text{L}^{-1}$)	0.017	0.015	0.028	0.019	0.029	0.025	0.033	0.030	0.014	0.028
Nitrogênio amoniacal ($\text{mg NH}_3.\text{L}^{-1}$)	0.14	0.06	0.14	0.04	0.11	0.04	0.14	0.05	0.11	0.02
Nitrogênio nitrato ($\text{mg NO}_3^-\text{.L}^{-1}$)	-	0.785	-	0.682	-	0.734	-	0.728	-	0.17
Nitrogênio total ($\text{mg N}.\text{L}^{-1}$)	2.4	1.8	3.7	1.9	1.8	2.0	2.0	1.5	2.6	1.9
Ortofosfato ($\text{mg PO}_4^{-3}.\text{L}^{-1}$)	0.018	0.100	0.033	0.070	0.038	0.080	0.044	0.070	0.067	0.090
Turbidez	1.41	-	1.36	-	1.59	-	1.87	-	2.50	-
SST ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	2.30	1.90	0.92	1.75	2.75	2.05	1.81	2.20	3.27	2.30
SSV ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	2.30	1.30	0.92	1.00	2.75	1.30	1.81	1.65	3.27	1.45
Folhíço ($\text{g}.\text{L}^{-1}$)	29.3	3.9	19.9	2.1	32.7	5.1	28.3	2.0	61.1	6.4
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	7.50	-	7.50	-	7.70	-	8.00	-	7.50	-
Oxigênio de saturação (%)	100.0	-	103.0	-	104.0	-	105.0	-	100.0	-

*o símbolo – indica que o parâmetro não foi analisado durante a coleta.

No entanto, 14 taxa, foram encontrados apenas na estação seca, incluindo Hydrobiidae e Piladae (Gastropoda), Oligochaeta (Annelida), Calopterygidae (Odonata), Gerridae, Hebridae e Pleidae (Hemiptera), Carabidae, Curculionidae e Gyrinidae (Coleoptera), Polycentropodidae e Odontoceridae (Trichoptera), Pyralidae (Lepidoptera) e Chaoboridae (Diptera), os 33 taxa restantes foram encontrados nos dois períodos.

Como a densidade de invertebrados foi significativamente maior na coleta da seca, apresentando aproximadamente 92% do número total de indivíduos coletados, os grupos de maior abundância no total das duas coletas foram os mesmos desta coleta. Representado pelos grupos Chironomidae, Elmidae, Heptageniidae, Simuliidae, Hydracarina, Hydropsychidae, Baetidae e Perlidae, conforme Anexo 2.

A classe Insecta apresentou uma grande abundância neste trabalho, representando cerca de 97% dos indivíduos coletados. Comparando a distribuição dessa classe em cada período amostrado, na seca a ordem Diptera representou o maior número de indivíduos coletados, seguida pela ordem Coleoptera, as outras ordens ocorreram em porcentagens bem reduzidas. No entanto durante a cheia a situação foi diferente, a ordem Coleoptera predominou, seguida pelas ordens Ephemeroptera e Diptera, de acordo com a Figura 5.1.

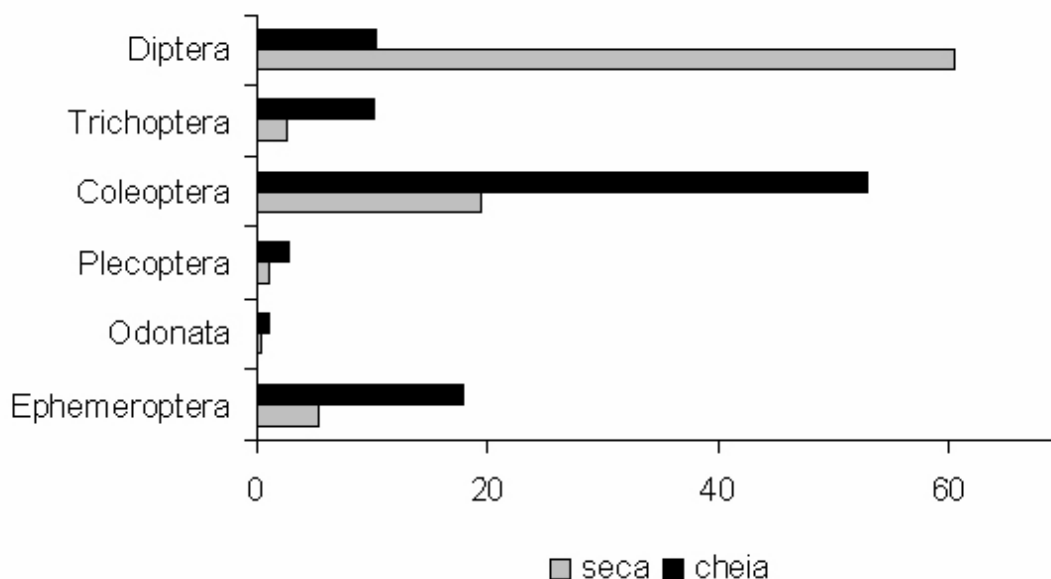


Figura 5.1 - Contribuição relativa (%) das principais ordens de macroinvertebrados nos períodos amostrados.

Nas Figuras 5.2 e 5.3 são observados os resultados de abundância relativa desses grupos dominantes de macroinvertebrados bentônicos nos dois períodos. A comparação dos períodos seco e chuvoso aparece na Figura 5.4.

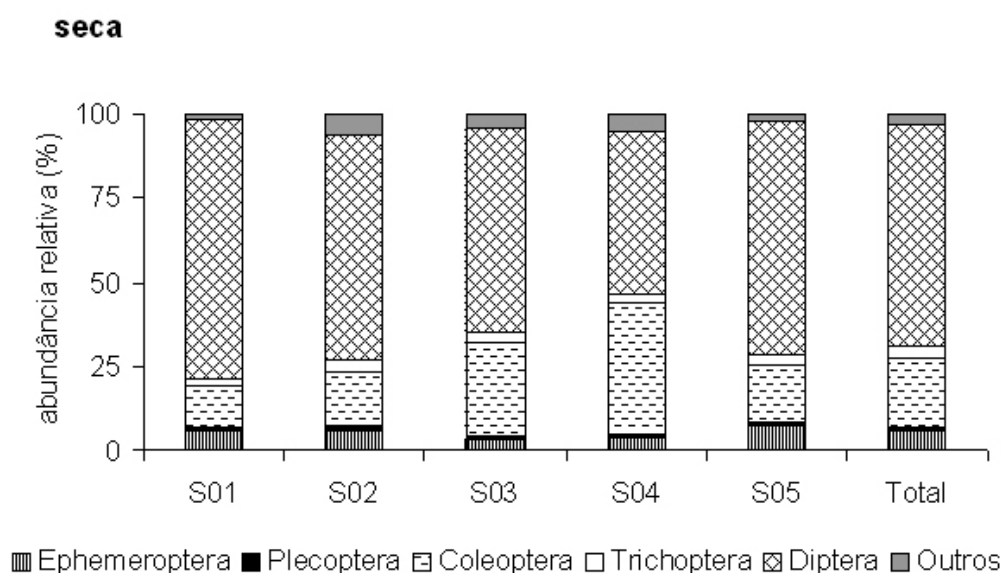


Figura 5.2 - Abundância relativa dos principais grupos de invertebrados bentônicos encontrados nos pontos de amostragem durante a estação seca no córrego Salobrinha.

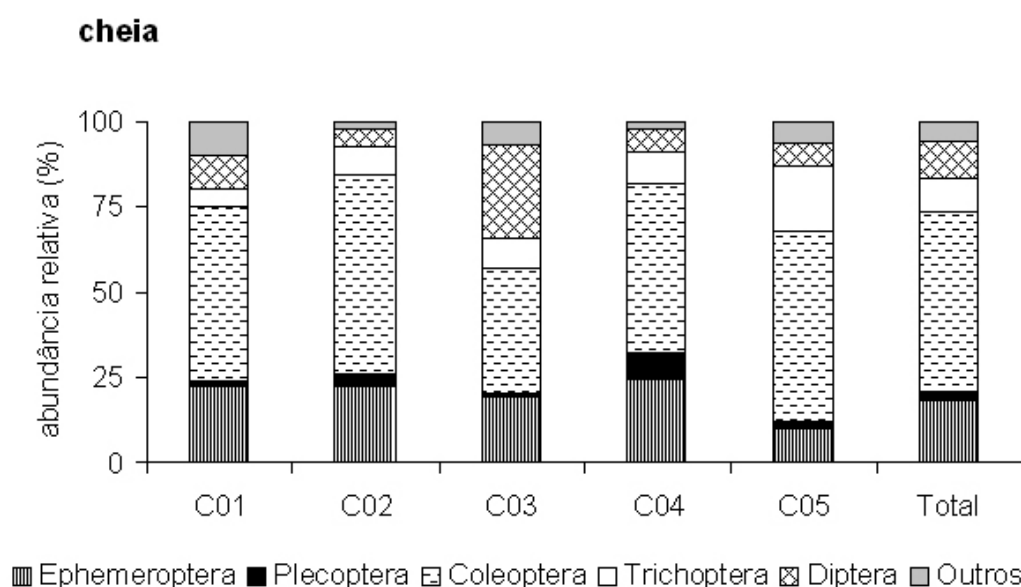


Figura 5.3 - Abundância relativa dos principais grupos de invertebrados bentônicos encontrados nos pontos de amostragem durante a estação chuvosa no córrego Salobrinha.

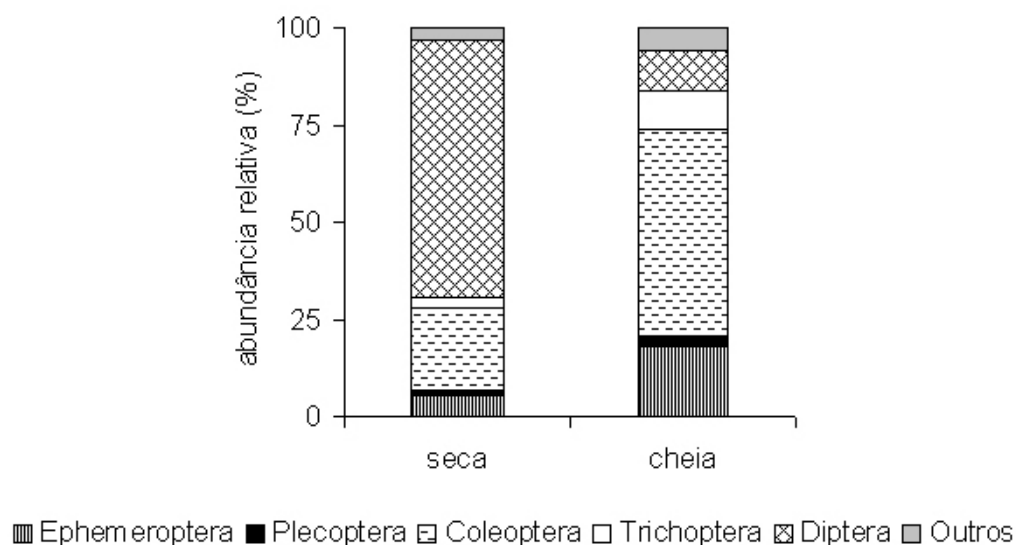


Figura 5.4 - Comparação da abundância relativa dos principais grupos de bentos encontrados durante as duas estações de amostragem.

A Tabela 5.3 mostra o número de indivíduos coletados (n) durante os períodos da seca e da cheia, como também a proporção no período chuvoso em relação ao seco.

Tabela 5.3 - Variação no número total de indivíduos dos principais grupos entre os períodos amostrados.

		seca	cheia	proporção
		n	n	%
ordem	Plecoptera	279	60	21,5
	Ephemeroptera	1398	430	30,8
	Trichoptera	723	218	30,2
	Odonata	89	23	25,8
	Diptera	15951	204	1,3
	Coleoptera	5191	1138	21,9
família	*Chironomidae	14389	160	1,1
	*Elmidae	5064	1067	21,1

*Famílias que tiveram maior destaque neste trabalho.

A análise de agrupamento (Bray Curtis, UPGMA) mostrou diferenças bem significativas, indicando que as estações seca e cheia formam dois grupos bem definidos, de acordo com a Figura 5.5.

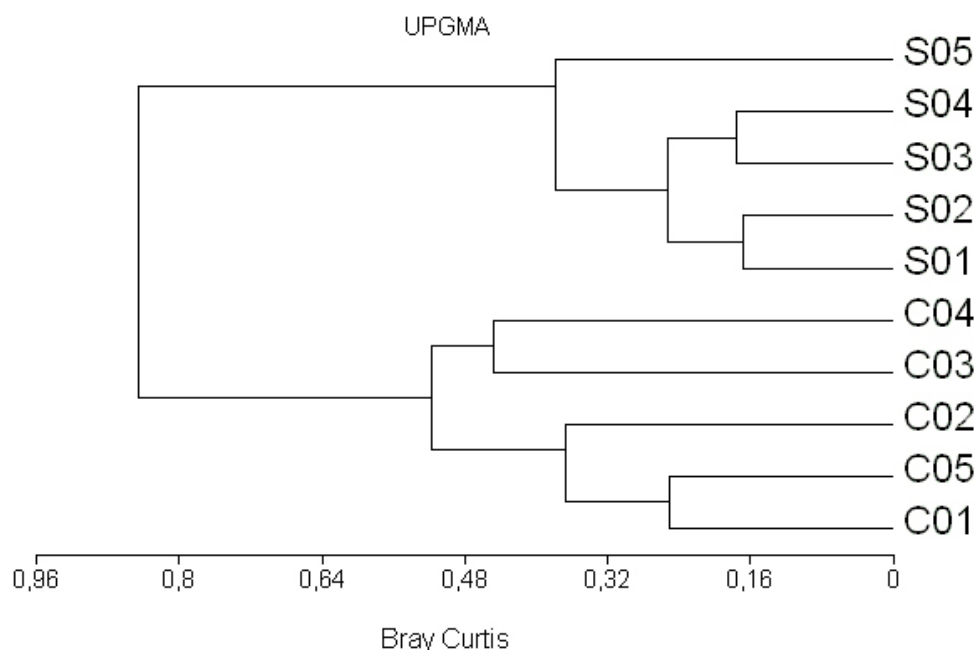


Figura 5.5 - Análise de agrupamento (Bray Curtis, UPGMA) verificando a similaridade entre as corredeiras amostradas de acordo com a composição de macroinvertebrados. As corredeiras nas quais foram coletadas no período seco aparece com a letra S, já no período chuvoso com a letra C.

Comparando as corredeiras quanto aos períodos amostrados, no período seco destacam-se as corredeiras 1 e 5 com 36 e 35 taxa respectivamente, podendo ser ordenado em $1 > 5 > 2 > 3 > 4$. No entanto na estação chuvosa as corredeiras 5 e 3 apresentando 29 e 28 taxa cada uma delas, seguindo a sequência $5 > 3 > 2 > 1 > 4$. Quanto a abundância e a densidade encontradas em cada período as corredeiras podem ser ordenadas em $5 > 3 > 1 > 2 > 4$, com a corredeira 5 destacando-se com cerca de 13250 indivíduos/m², e $2 > 1 > 5 > 3 > 4$, com a corredeira 2 com 1190 indivíduos/m², para os períodos seco e chuvoso respectivamente. Essas características podem ser vistas na Figura 5.6.

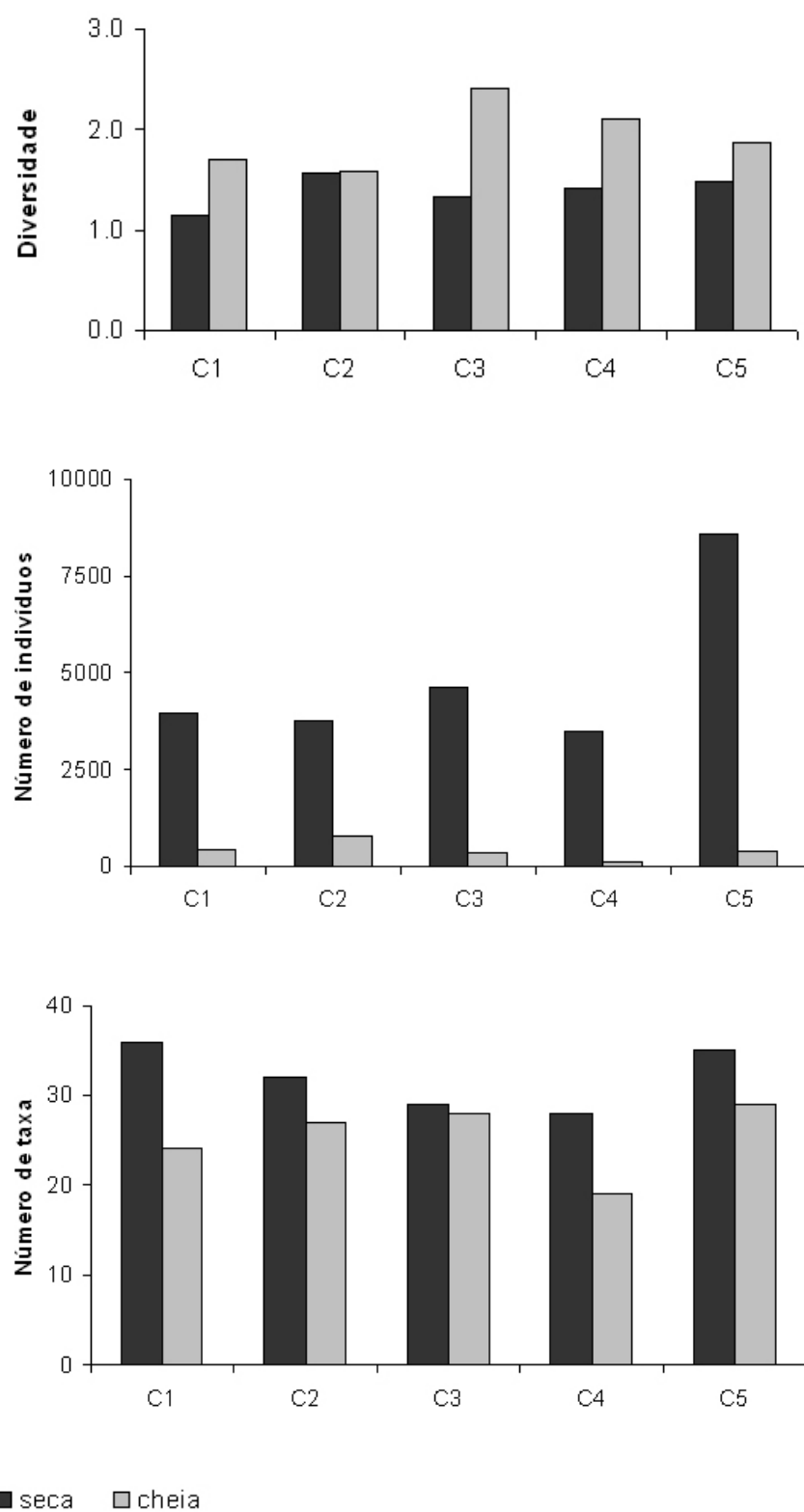


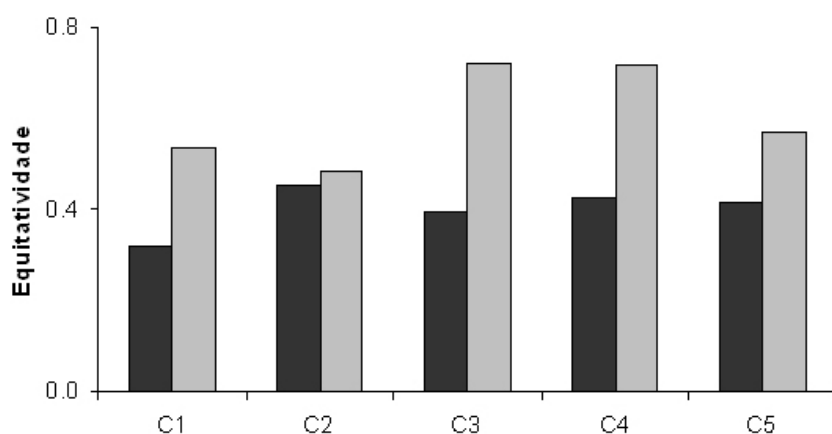
Figura 5.6 - Comparação da Diversidade, Abundância e Riqueza taxonômica entre as corredeiras durante os períodos amostrados.

Na diversidade calculada pelo índice de Shannon sobressaem as corredeiras 3 e 4 no período chuvoso com valores de 2,40 e 2,11, respectivamente. Na seca o valor de diversidade foi menor sendo os maiores valores 1,57 e 1,48 encontrados nas corredeiras 2 e 5. Os menores valores de equitatividade no período seco, 0,32 e 0,39, aparecem nas corredeiras 1 e 3, onde há a dominância da família Chironomidae com 73% e 57%. A quantidade de folhiço encontrada durante as coletas segue a seguinte ordem $5 > 3 > 1 > 4 > 2$ tanto para a estação seca quanto para a estação chuvosa, onde a corredeira 5 apresenta 61,1g e 6,4g, seguida pela corredeira 3 com 32,8g e 5,1g, respectivo a cada período (Figura 5.7).

Equiparando os períodos amostrados (Figura 5.8), a riqueza taxonômica, a abundância, a densidade e a quantidade de folhiço apresentaram valores maiores no período seco. As abundâncias totais de macroinvertebrados foram significativamente diferentes entre as duas datas de coleta (ANOVA $F = 54,66$ e $p = 0,00008$), enquanto não houve uma diferença significativa entre os pontos de amostragem (ANOVA $F = 2,15$ e $p = 0,09791$).

Na seca foi verificada uma relação positiva entre o número de indivíduos por m^2 e a quantidade de folhiço, o maior número de indivíduos por m^2 foi encontrado em locais com maior quantidade de folhiço, como foi verificado pela análise de correlação ($r^2 = 0,939$ e $p = 0,006$). Já durante a cheia esta situação não foi encontrado ($r^2 = 0,020$ e $p = 0,819$). Essa diferença entre as estações amostradas também foi verificada na análise ANOVA (Tabela 5.2).

Já a diversidade e a equitatividade destacaram-se no período chuvoso, mostrando que este período apresenta uma distribuição mais homogênea.



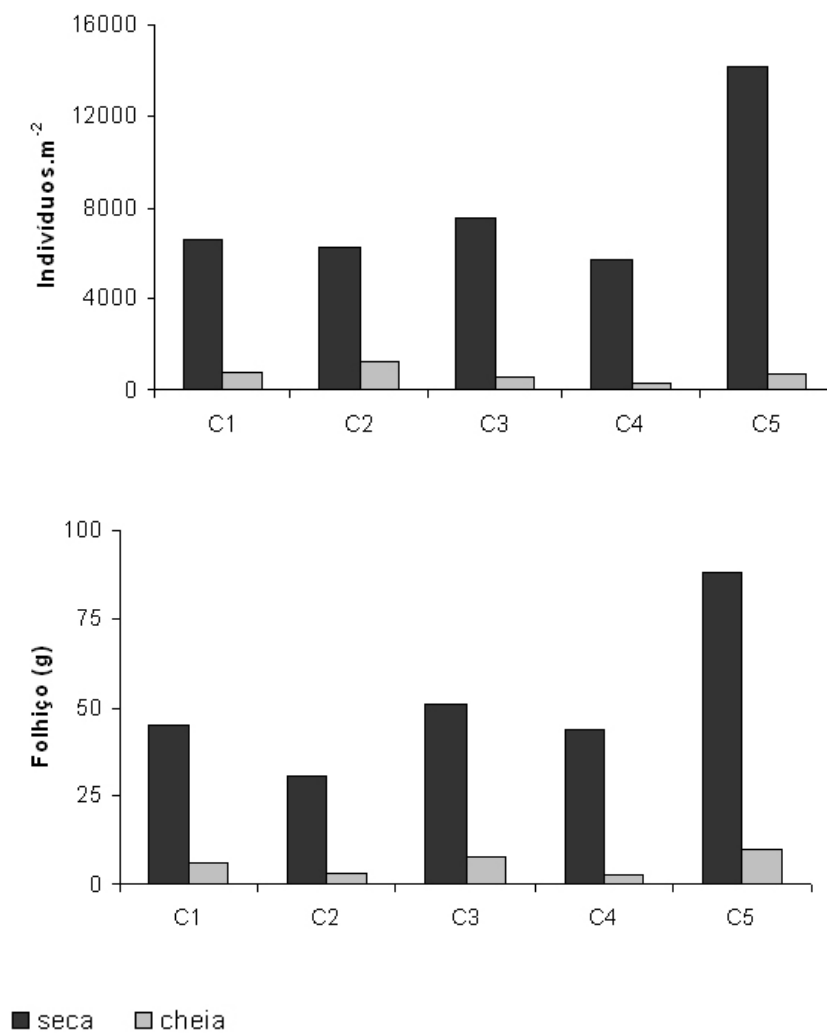


Figura 5.7 - Comparação da Equitatividade, Densidade e Quantidade de folhio entre as corredeiras durante os períodos amostrados.

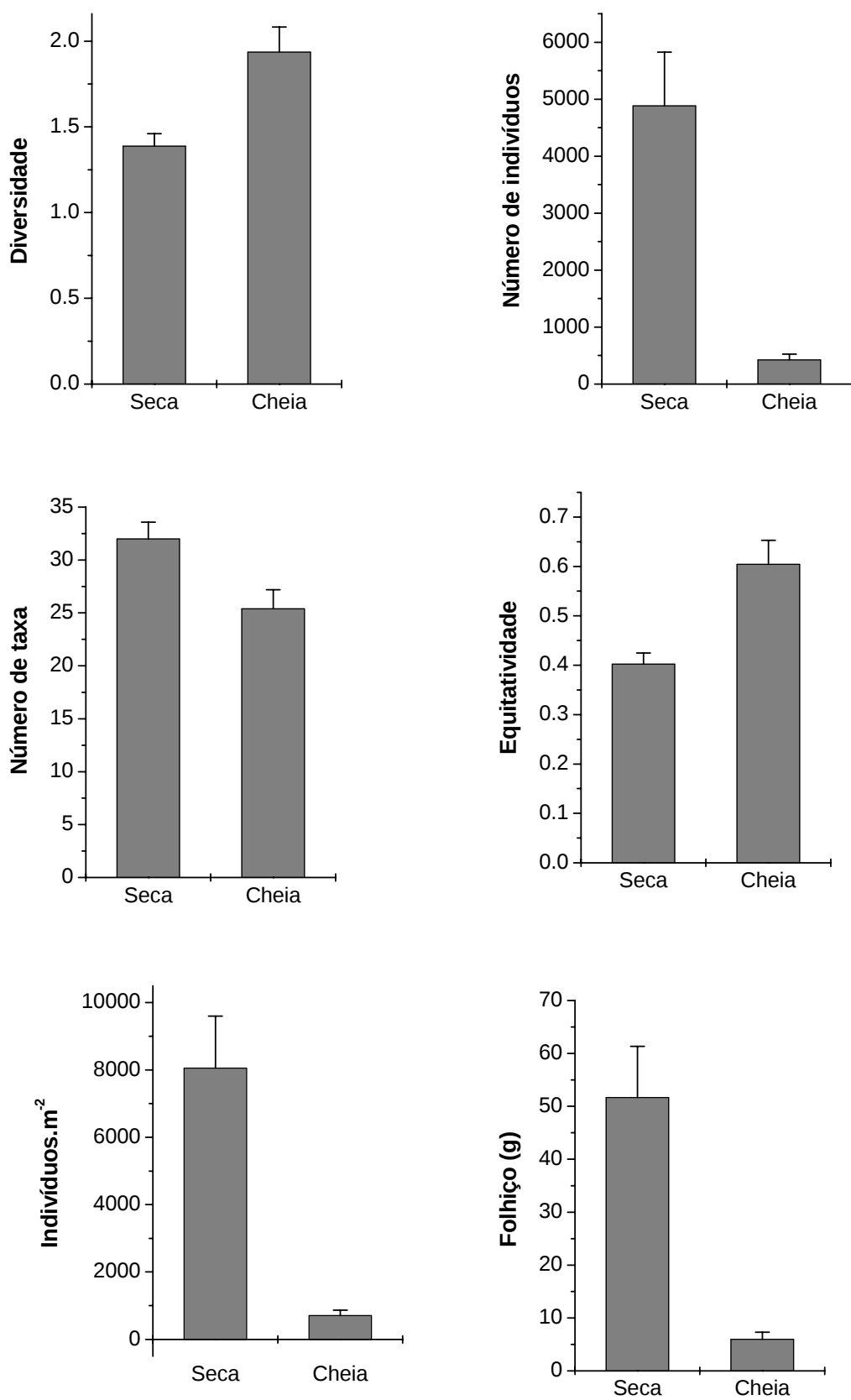


Figura 5.8 – Comparação dos períodos amostrados.

A CCA explicou 88,67% da variação dos dados nos três primeiros eixos. O primeiro foi responsável por 57,76% e o segundo mais 20,69% (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 - Resultados da análise de correspondência canônica para os três primeiros eixos.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalores	0,129	0,036	0,021
Porcentagens acumuladas	59,356	75,836	85,633
Correlação famílias – variáveis ambientais	0,989	0,974	0,949
Coeficientes Canônicos			
Condutividade	0,112	-0,467	-0,489
Comprimento da corredeira	-1,160	-0,963	1,767
Fósforo total	-0,792	-0,925	-0,098
Nitrogênio total	-1,394	0,200	0,350
Sólidos suspensos voláteis	-2,388	-0,850	1,600
Coeficientes de correlação			
Condutividade	-0,786	-0,126	-0,402
Comprimento da corredeira	0,261	-0,308	0,629
Fósforo total	0,369	-0,75	-0,237
Nitrogênio total	-0,530	0,370	-0,012
Sólidos suspensos voláteis	0,390	0,175	-0,237

O primeiro eixo mostra uma relação entre as características físicas e químicas e os locais amostrados, dividindo as corredeiras em dois grupos sendo um deles formado pelas corredeiras da cheia que estão relacionadas negativamente a condutividade, representado pela circunferência A (Figura 5.9A). O segundo grupo é formado pelas corredeiras da seca, retratado pela circunferência B (Figura 5.9B).

O segundo eixo faz relação das corredeiras com a disponibilidade de nutrientes, arranjando as corredeiras conforme as concentrações de fósforo total, nitrogênio e sólidos suspensos voláteis.

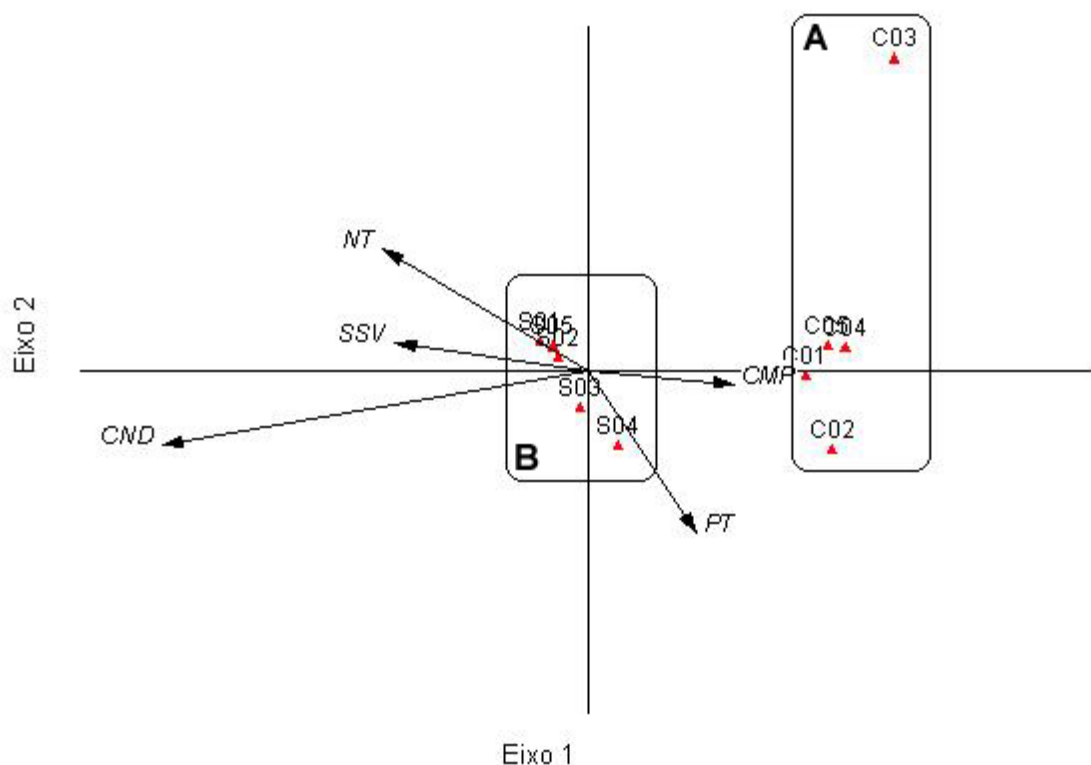


Figura 5.9 - Disposição das 10 corredeiras amostradas no córrego Salobrinha, de acordo com a análise de correspondência canônica. As flechas indicam as variáveis abióticas determinadas pela análise de multicolinearidade. Os triângulos mostram as corredeiras, onde S foi atribuído as corredeiras do período seco e C as corredeiras do período chuvoso. O retângulo A mostra o grupo formado apenas pelas corredeiras do período chuvoso e o retângulo B mostra o grupo formado apenas pelas corredeiras do período seco. PT = fósforo total, NT = nitrogênio total, SSV = sólidos suspensos voláteis, CND = condutividade, CMP = comprimento da corredeira. Os dados resumidos são mostrados na Tabela 5.2.

Quando as espécies são ordenadas em relação às mesmas variáveis, estas são divididas em dois grupos (Figura 5.10). O primeiro, representado pelo retângulo A, é representado pelas famílias mais associadas ao período chuvoso, sendo elas Calamoceratidae, Georyssidae, Glossomatidae, Odontoceridae, Dryopidae, Helicopsychidae, Caenidae, Saldidae, Polycentropodidae, Dugesiidae, Heptageniidae, Libellulidae, Polycentropodidae, Corydalidae, Coenagrionidae, Naucoridae, Psephenidae e Stratiomyidae. E o segundo, retângulo B, com o restante das famílias.

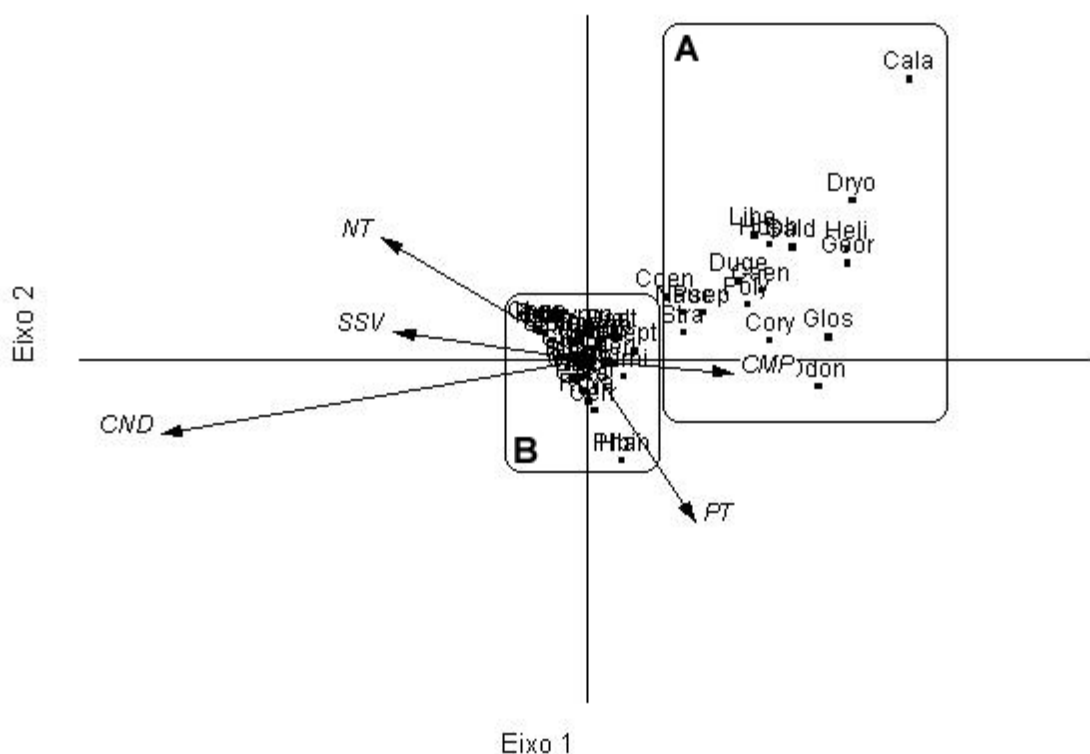


Figura 5.10 - Disposição das 49 famílias encontradas nas 10 corredeiras amostradas no córrego Salobrinha, de acordo com a análise de correspondência canônica. As flechas indicam as variáveis abióticas determinadas pela análise de multicolinearidade. Os quadrados mostram as famílias coletadas. O retângulo A mostra o grupo formado pelas famílias associadas ao período chuvoso e o retângulo B mostra as famílias associadas pelas corredeiras do período seco. PT = fósforo total, NT = nitrogênio total, SSV = sólidos suspensos voláteis, CND = condutividade, CMP = comprimento da corredeira. Os triângulos indicam as famílias encontradas. Os códigos das famílias estão no Anexo 2.

Como os pontos relacionados à maior parte das famílias ficam muito próximo à origem do gráfico (Figura 5.10), mostrando não ter ocorrido relação com as variáveis avaliadas, uma nova análise de Correspondência Canônica foi realizada utilizando apenas as famílias mais abundantes e as mesmas variáveis abióticas. Foi adotado como família mais abundante (aquelas que somassem no mínimo 150 indivíduos coletados nos dois períodos amostrados).

As variáveis adotadas explicaram 95,21% da variação dos dados nos três primeiros eixos. O primeiro foi responsável por 65,75% e o segundo mais 18,31% (Figura 5.11). A separação das corredeiras por período de amostragem continua clara, no entanto, os pontos representando as famílias ainda permanecem próximos

à origem do gráfico, mostrando que nenhuma dessas variáveis influenciaram fortemente a distribuição dessas famílias.

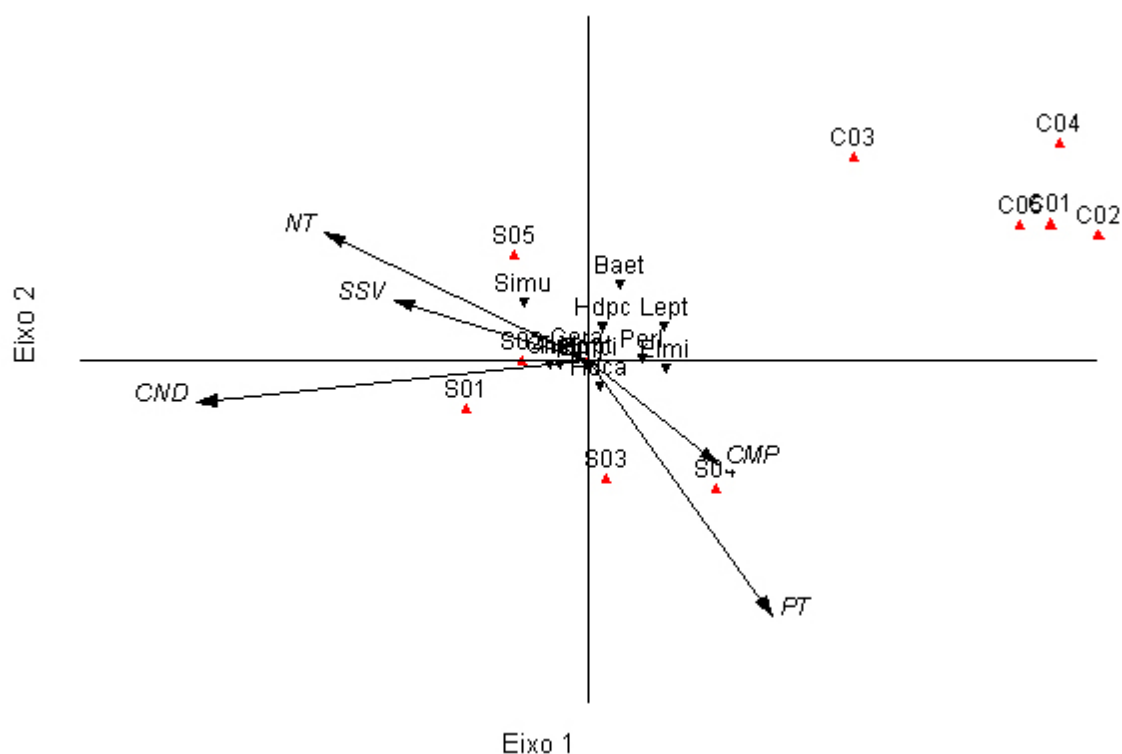


Figura 5.11 - Disposição das famílias mais abundantes encontradas nas 10 corredeiras amostradas no córrego Salobrinha, de acordo com a análise de correspondência canônica. As flechas indicam as variáveis abióticas determinadas pela análise de multicolinearidade. Os triângulos mostram as corredeiras, onde S foi atribuído as corredeiras do período seco e C as corredeiras do período chuvoso. Os triângulos invertidos mostram as famílias mais abundantes. PT = fósforo total, NT = nitrogênio total, SSV = sólidos suspensos voláteis, CND = condutividade, CMP = comprimento da corredeira. Os quadrados indicam as famílias. Os códigos das famílias estão no Anexo 2.

Para as principais formas de insetos encontrados de acordo com a análise de grupos funcionais houve o domínio do grupo dos coletores, predadores e pastadores, conforme a Tabela 5.5.

As relações entre os grupos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Chironomidae, além do índice da família dominante estão representados na Tabela 5.6. Os índices %EPT, %Chir, EPT/Chir e %DF indicaram pior qualidade durante o período seco.

Tabela 5.5 - Principais grupos amostrados e seus respectivos grupos funcionais e tipo de alimento.

Ordens/Famílias	Grupos funcionais	Tipo de alimento
Diptera		
Ceratopogonidae	Coletor	FPOM*
	Predador	Tecido animal
Chironomidae	Coletor (agregador e filtrador)	FPOM*
	Predador	Tecido animal
Empididae	Predador	Tecido animal
Simuliidae	Coletor (filtrador)	FPOM
Tipulidae	"Shredder"	
Coleoptera		
Elmidae	Coletor	FPOM
	Pastador	Perifíton
Ephemeroptera		
Baetidae	Coletor	FPOM
Leptophlebiidae	Coletor	FPOM
Trichoptera		
Hydroptilidae	Coletor	FPOM
Hydropsychidae	Coletor (filtrador)	FPOM
Plecoptera		
Perlidae	Predador	Tecido animal

FPOM*: matéria orgânica particulada fina.

Tabela 5.6 – Índices indicadores da qualidade da água.

		%EPT	%Chir	EPT	EPT/Chir	ETO	%DF
seca	C01	9,21	72,08	10	0,13	13	0,72
	C02	11,06	57,88	10	0,19	12	0,58
	C03	7,21	56,97	10	0,13	12	0,57
	C04	7,42	43,86	9	0,17	11	0,44
	C05	11,69	58,85	9	0,20	11	0,59
	total	8,95	53,68	13	0,17	16	0,54
cheia	C01	31,32	8,28	8	3,78	9	0,52
	C02	34,24	3,89	11	8,80	12	0,58
	C03	29,36	19,67	11	1,49	13	0,27
	C04	41,46	4,27	8	9,71	8	0,45
	C05	31,40	3,62	10	8,67	12	0,53
	total	32,82	7,42	12	4,43	14	0,49

A Tabela 5.7 apresenta os resultados determinados pelo índice de Hilsenhoff e as respectivas qualidades da água de cada ponto amostrado. No período da seca, a qualidade foi registrada como boa e no período da cheia muito boa a excelente.

Tabela 5.7 - Qualidade da água conforme a pontuação encontrada pelo índice FBI.

		Pontuação de Hilsenhoff	Qualidade da água
Seca	C01	5,37	Boa
	C02	5,14	Boa
	C03	5,10	Boa
	C04	4,82	Boa
	C05	5,26	Boa
	Total	5,17	Boa
Cheia	C01	3,97	Muito boa
	C02	3,82	Muito boa
	C03	4,11	Muito boa
	C04	3,68	Excelente
	C05	3,83	Muito boa
	Total	3,89	Muito boa

Segundo os índices bióticos BMWP adaptados por Armitage *et al.* (1983), Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira & Campos (1998) a qualidade da água nos locais amostrados encontra-se em excelentes condições, tanto no período da seca como da cheia, apenas a corredeira 4 apresentou qualidade boa no período chuvoso nos índices adaptados por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira & Campos (1998), Tabela 5.8. O índice ASPT variou nos pontos amostrados, indicando a qualidade da água como limpa ou em alguns casos e, em outros questionando a qualidade, conforme Tabela 5.8.

Tabela 5.8 - Valores de pontuação dos índices bióticos, suas respectivas classificações da qualidade da água e valores do índice ASPT para BMWP adaptado por Armitage *et al.* (1983) = BMWP 1, Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) = BMWP 2 e Junqueira & Campos (1998) = BMWP 3.

Índices		BMWP 1				BMWP 2				BMWP 3			
		Pontuação	Qualidade	ASPT	Qualidade	Pontuação	Qualidade	ASPT	Qualidade	Pontuação	Qualidade	ASPT	Qualidade
Seca	C01	112	excelente	6	água limpa	145	excelente	6	água limpa	148	excelente	6	água limpa
	C02	112	excelente	6	água limpa	140	excelente	5	qualidade questionável	141	excelente	6	água limpa
	C03	102	excelente	6	água limpa	132	excelente	6	água limpa	117	excelente	6	água limpa
	C04	122	excelente	6	água limpa	143	excelente	5	qualidade questionável	95	excelente	5	qualidade questionável
	C05	140	excelente	6	água limpa	164	excelente	5	qualidade questionável	129	excelente	5	qualidade questionável
	Total	165	excelente	6	água limpa	194	excelente	5	qualidade questionável	175	excelente	6	água limpa
Cheia	C01	89	excelente	6	água limpa	105	excelente	6	água limpa	98	excelente	6	água limpa
	C02	103	excelente	6	água limpa	130	excelente	6	água limpa	108	excelente	5	qualidade questionável
	C03	103	excelente	6	água limpa	130	excelente	6	água limpa	100	excelente	5	qualidade questionável
	C04	73	excelente	6	água limpa	97	boa	6	água limpa	68	boa	5	qualidade questionável
	C05	112	excelente	6	água limpa	137	excelente	6	água limpa	110	excelente	6	água limpa
	Total	124	excelente	6	água limpa	152	excelente	5	qualidade questionável	125	excelente	5	qualidade questionável

A análise de agrupamento (Spearman, UPGMA) revelou uma alta correlação entre EPT/Chir e %EPT, o mesmo foi válido para a diversidade de Shannon (H') e equitatividade (E), como também para %Chir, e Hilsenhoff, ETO e EPT. Os índices BMWP 1 e ASPT 1, BMWP 2 e ASPT e, BMWP 3 e ASPT 3 correspondem, respectivamente, as modificações de Armitage *et al.* (1983), Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira & Campos (1998), Figura 5.12.

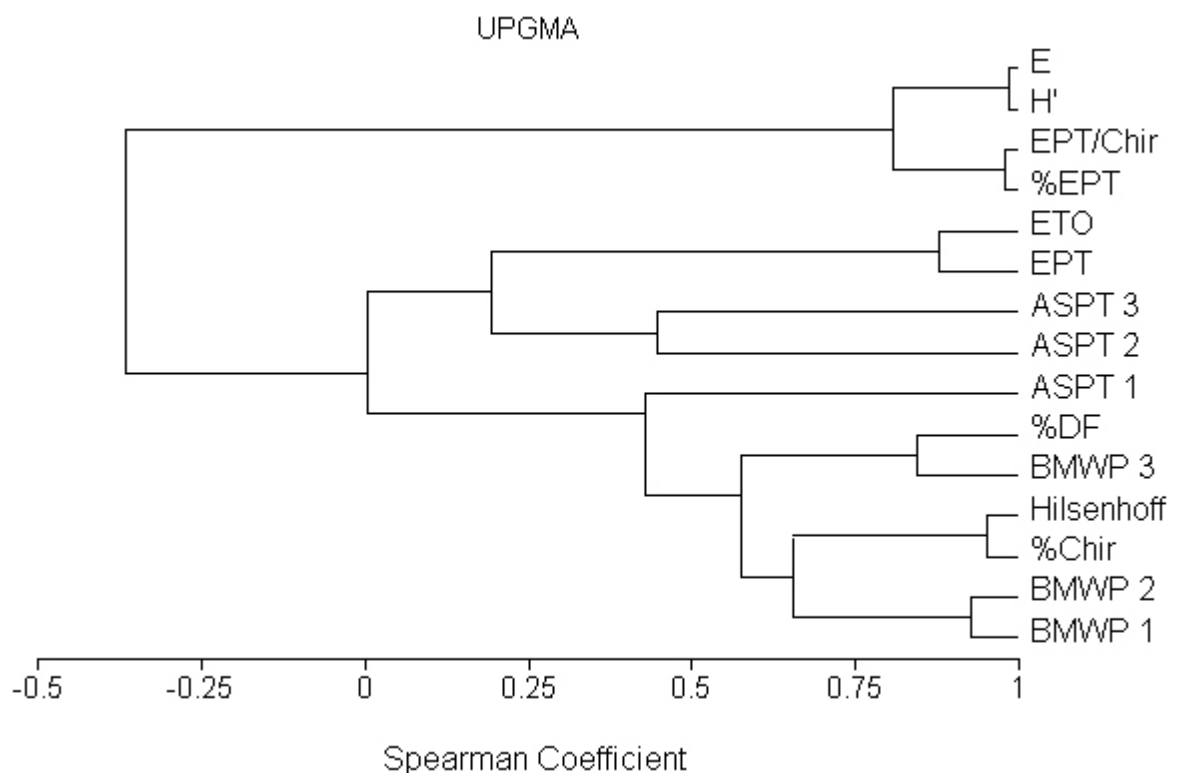


Figura 5.12 – Análise de agrupamento (Spearman, UPGMA) analisando a relação entre os índices biológicos.

6 - DISCUSSÃO

Os altos valores da condutividade, alcalinidade e dureza indicam uma água dura, relacionado a alta concentração de carbonato de cálcio, característica de riacho de região cárstica.

Uma grande diferença nos valores de comprimento e largura entre as corredeiras amostradas foi encontrado. No entanto apenas os valores de largura apresentaram diferença significativa entre as estações, podendo estar relacionado ao aumento do volume da água no leito do riacho na estação chuvosa.

A abundância e a riqueza de taxa encontrados neste estudo são semelhantes aos encontrados por outros autores, como, por exemplo Uieda & Gajardo (1996), onde a classe Insecta apareceu com cerca de 95%, sobressaindo as ordens Diptera, Ephemeroptera, Plecoptera e Coleoptera. Já em um trabalho realizado por Dobson *et al.* (2002) no Kenya, os locais amostrados foram dominados por Ephemeroptera, Diptera e Coleoptera. Boyero & Bailey (2001) coletando em corredeiras na Republica do Panamá encontrou Ephemeroptera, Coleoptera e Diptera sendo os mais abundantes.

Os insetos estão entre os mais evidentes habitantes de riachos e rios, são onipresentes em água doce e estão freqüentemente representados por muitas espécies. Isto pode estar relacionado a diversas adaptações morfológicas: corpos notadamente achatados e pernas alongadas aparecem em algumas famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Coleoptera; algumas apresentam seus tarsos terminados em garras, em coleópteros de corredeiras, as garras são grandes e robustas, sendo capazes de se manterem em sua posição em correnteza com rápida velocidade; além de estruturas semelhantes a ventosas e produção de seda que auxiliam na fixação e abrigo como em Diptera e Trichoptera (Allan, 1995). No entanto, poucos insetos são bons nadadores, a maioria procura proteção no substrato; muitos também não estão adaptados à correnteza forte, desenvolvendo padrões comportamentais para evitar a correnteza.

Houve diferença na composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos, tanto em relação à riqueza taxonômica quanto a abundância entre as estações amostradas. A estação seca destacou-se com uma elevada abundância quando comparada à estação chuvosa, apresentando cerca de 11 vezes mais indivíduos.

Resultados semelhantes foram encontrados em trabalhos realizados por Uieda & Gajardo (1996), Baptista *et al.* (2001a, b) e Bispo *et al.* (2001). Estes autores encontraram que a abundância no período seco foi aproximadamente maior 6, 3 e 2 vezes respectivamente. Porém parte dessa diferença nesses valores pode estar relacionada as características cada ambiente (quantidade de folhiço, velocidade do fluxo), não aferidas em todos os trabalhos. Uma abundância mais elevada no período seco também foi encontrada por Brandimarte (1997); Fonseca-Gessner & Guerreschi (2000); Junqueira *et al.* (2000); Brigante *et al.* (2003) e Queiroz (2004).

A menor abundância no período chuvoso pode estar relacionada à perturbação causada por enchentes, que é um importante processo nas atividades dos macroinvertebrados bentônicos em sistemas lóticos (Maltchik & Florín, 2002). Após estes eventos, a abundância de organismos que residem sob ou entre pedras geralmente diminui (Uieda & Garjado, 1996; Bispo *et al.*, 2001). Este decréscimo na abundância pode ser causado por uma variação maior no fluxo da água afetando a distribuição de alguns grupos (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003), provocando a dispersão e o arraste de partículas pela lavagem do leito, o que pode dificultar a permanência dos invertebrados bentônicos no local, com conseqüente arraste destes organismos (Brandimarte, 1997; Richardson, 1991; Fonseca-Gessner & Guerreschi, 2000; Melo & Froehlich, 2004). Essas características são mais evidentes em pedras e folhiços de corredeiras, onde esta variação temporal é bem evidente (Henriques-Oliveira *et al.*, 2003). Além disso, o reestabelecimento das comunidades pode levar alguns dias, semanas e, em alguns grupos, até meses para ocorrer (Alba-Tercedor, 1996).

Durante o período seco, a maior estabilidade dos biótopos, à partir da diminuição do volume de água e conseqüentemente, menor ocorrência de distúrbios podem ser responsáveis por uma maior abundância neste período (Junqueira *et al.*, 2000).

Além disso, uma outra variável que influencia o resultado encontrado é a disponibilidade de folhiço. O folhiço é um importante elemento para os invertebrados, pois pode servir de abrigo e alimento, permitindo um maior período de colonização e processamento de matéria orgânica por macroinvertebrados (Baptista *et al.*, 2001a), existindo uma fauna característica associada a algum estágio particular de degradação deste material (Uieda & Garjado, 1996).

A importância de fatores abióticos, como velocidade da correnteza, volume da água no riacho, tipo de substrato e presença de mata ciliar, na distribuição dos invertebrados pode ser verificado através da grande importância do folhiço para os invertebrados, resultando em uma grande abundância desses organismos no período seco possivelmente relacionado ao grande acúmulo destes materiais vegetais no mesmo período (Uieda & Garjado, 1996). Uma relação positiva entre quantidade de folhiço e abundância também foi encontrada por Ravera (2001) e Henriques-Oliveira *et al.* (2003).

Um maior valor de riqueza taxonômica encontrado no período da seca, é um comportamento característico para a fauna de macroinvertebrados não só em ambientes lóticos, mas também em ambientes lênticos, como constatado por Marques *et al.* (1999).

Junqueira *et al.* (2000) mencionam que o período de estiagem é o período de maior diversidade das comunidades de macroinvertebrados. Neste trabalho foi observado uma variação na diversidade entre os períodos amostrados, verificou-se uma menor diversidade durante a estação seca, apesar da abundância mais alta do que no período chuvoso. O resultado encontrado está relacionado a dominância de poucos taxa, particularmente Chironomidae, no período seco, pois a maioria das famílias foi representada por poucos indivíduos, um resultado também encontrado por Giller & Twomey (1993) e Ravera (2001).

Um trabalho realizado, também no Estado de Mato Grosso do Sul mas no município de Jaraguari, por Queiroz (2004), encontrou valores de abundância e diversidade mais elevados o período seco. Além disso, os grupos predominantes foram Elmidae (Coleoptera), Baetidae (Ephemeroptera), Simuliidae (Diptera) e Hydropsychidae (Trichoptera), no período seco e, Baetidae (Ephemeroptera), Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae e Helicopsychidae (Trichoptera), no chuvoso.

A mudança dos grupos dominantes entre os períodos mostra que não houve uma estabilidade temporal na composição das assembléias nesses locais.

A predominância de Diptera-Chironomidae na macrofauna encontrada durante o período seco é bastante semelhante àquela encontrada por Marques *et al.* (1999); Fonseca-Gessner & Guerreschi (2000); Galdean *et al.* (2000); Baptista *et al.* (2001a, 2001b); Ogbeibu & Oribhabor (2002); Brigante *et al.* (2003) e Bueno *et al.* (2003).

A ordem Diptera é a ordem de insetos mais diversa em sistemas de água doce, apresentando a maior diversidade de taxa de organismos, com cerca de 20.000 espécies, aproximadamente quatro vezes o número de Coleoptera (Alan *et al.*, 1999), nesta classe uma família que recebe bastante destaque é a Chironomidae.

A família Chironomidae é um grupo extremamente diverso, normalmente representando cerca de 50% da riqueza total de indivíduos em comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Merrit & Cummins, 1984; Marques *et al.*, 1999). Eles ocorrem em uma ampla extensão de habitats de água doce, o que reflete a elevada capacidade adaptativa do grupo (Trivinho-Strixino & Strixino, 1995). Frequentemente é a família de insetos mais abundante, tendo representantes em todos os grupos tróficos sendo importante elo da cadeia alimentar, mas a maioria são coletores, e são importantes como presas em potencial (Rosenberg *et al.*, 1986 apud Calow & Pelts, 1994; Allan, 1995; Galdean *et al.*, 2000; Suriano & Fonseca-Gessner, 2004). De fato, muitos estudos demonstram claramente que estes organismos são ingeridos por vários predadores, freqüentemente mais que as outras presas (Allan, 1995).

O decréscimo no número de indivíduos da família Chironomidae entre os períodos de coleta foi muito alto, apresentando uma proporção na cheia em relação a seca de apenas 1%. Isto pode ter ocorrido porque a maioria das larvas desta família colonizam matéria orgânica em decomposição (Borror & DeLong, 1988), vegetação aquática, e alguns casos o sedimento (Pérez, 1988; Trivinho-Strixino & Strixino, 1998). Estes indivíduos por apresentarem as formas dos corpos cilíndricas podem ser mais facilmente levados pela água, durante as chuvas, além disto a presença dessa família pode estar associada a quantidade de folhiço, que serve como alimento e/ou abrigo, pois quando se compara a quantidade de folhiço entre os períodos, sendo nove vezes maior no período seco.

Em contrapartida no período chuvoso houve predominância de Coleoptera-Elmidae. Um resultado semelhante foi encontrado em um trabalho realizado por Passos *et al.* (2003), investigando as estratégias de vida de uma comunidade de Elmidae, que encontrou um maior número de indivíduos de alguns gêneros dessa família durante o período de mais chuvas. O predomínio dessa família pode estar relacionado ao formato dos corpos desses organismos, muitas vezes são longos e

delgados, ou achatados e elípticos. O corpo notadamente achatado desses organismos possibilita que fiquem mais junto ao substrato evitando o impacto da correnteza.

Além disso, estes indivíduos geralmente ocorrem em meio a pedras ou detritos nos riachos (Borror & DeLong, 1988; Allan, 1995). A velocidade da correnteza diminui próximo ao substrato, dessa forma os organismos que permanecessem sobre as rochas ou em habitats com baixo fluxo, estão menos expostos que aqueles que utilizam o folhiço como abrigo.

Estas adaptações corpóreas também são encontradas em larvas de algumas famílias dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Coleoptera. Estas características podem explicar, em parte, a menor variação na abundância desses grupos, quando comparado ao grupo Diptera, entre os períodos de amostragem, como pode ser facilmente notado na Tabela 5.2.

Em ambos os períodos de amostragem os coletores foram os organismos dominantes nos habitats estudados, o que pode ter relação com o fundo rochoso e vegetação ripária bem desenvolvida que fornece grande quantidade de alimento (Marques *et al.*, 1999, Callisto *et al.*, 2001, Galdean *et al.*, 2001, Bueno *et al.*, 2003). Esses organismos utilizam matéria orgânica particulada fina, em suspensão no caso dos filtradores, ou agregando partículas no caso dos agregadores, já os pastadores se alimentam das algas que crescem na superfície das rochas.

Além disso, as características apresentadas no córrego Salobrinha de região cárstica (maior largura, alta transparência da água e conseqüente maior produtividade), proporcionam um aumento na importância e dominância de coletores dentro das comunidades de macroinvertebrados. Com o aumento do tamanho do riacho e mudanças na disponibilidade de recurso alimentar ocorre predominância de coletores e pastadores, seguido por predadores (Vannote *et al.*, 1980).

Em relação aos índices bióticos, o índice %DF tanto na estação seca como na chuvosa apresentou valores altos entre 0,72 e 0,45. Altos valores de %DF são encontrado em locais onde uma comunidade é dominada por relativamente poucas famílias (Plafkin *et al.*, 1989), confirmado pela dominância das famílias Chironomidae e Elmidae, respectivamente no período seco e chuvoso. Apenas a corredeira 3, durante o período chuvoso apresentou %DF igual a 0,27, indicando que aquele local apresentava uma comunidade mais equilibrada.

Quando se analisa os índices %EPT, %Chir e EPT/Chir, maiores valores aparecem no período chuvoso, mostrando que a qualidade da água está em melhores condições quando compara ao período seco.

No entanto, isto não indica que estes grupos (EPT) apresentaram quantidades maiores de indivíduos no período chuvoso, pois quando o índice %EPT é refeito, excluindo o número de indivíduos da família Chironomidae, encontramos valores próximos aos encontrados no período chuvoso, conforme Tabela 6.1.

A alta abundância relativa da família Chironomidae no período seco, pode influenciar o resultado dos índices %EPT e EPT/Chir, onde altos valores são encontrados devido à elevada abundância desta família. Altos valores desta razão indicam uma comunidade desproporcional, podendo estar relacionado a um stress no ambiente. A Tabela 6.1 comparando o índice %EPT quando a família Chironomidae está presente ou ausente, mostra que os resultados mudam bastante.

Tabela 6.1 - Resultados comparando o índice %EPT na presença e na ausência da família Chironomidae

	%EPT		
	seca		cheia
	presença da família Chironomidae	ausência da família Chironomidae	
C01	9.2	33.0	31.32
C02	11.1	26.3	34.24
C03	7.2	16.8	29.36
C04	7.4	13.2	41.46
C05	11.7	28.4	31.4
total	9.0	19.3	32.82

No entanto, a possibilidade de um desequilíbrio ambiental não é confirmada com os índices EPT e ETO, pois o número de taxa desses grupos é elevado, não variando muito entre os períodos amostrados. De acordo com estes índices, os valores de EPT e ETO devem aumentar com o aumento da qualidade da água (Mandaville, 2002), pois estes organismos são geralmente sensíveis às interferências ambientais (Rosenberg & Resh, 1993), podendo estar relacionado a ambientes preservados.

Quando os índices BMWP e suas diferentes adaptações foram aplicados, os resultados não apresentaram uma diferença significativa, pois exceto pela corredeira 4 que apresentou qualidade da água boa no período da seca nas adaptações de Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) e Junqueira & Campos (1998), todos os outros locais apresentaram as águas em excelentes condições. Também não foram encontradas grandes diferenças na qualidade da água entre os períodos da seca e da cheia.

No entanto, vale ressaltar que apesar de um resultado bom, algumas famílias coletadas não apresentam pontuações, tais como Saldidae (Hemiptera), Carabidae, Georysidae e Staphylinidae (Coleoptera), Calamoceratidae (Trichoptera) e Chaoboridae (Diptera). Além disso, certas famílias apresentam pontuações em apenas algumas modificações do índice BMWP, como pode ser visto no Anexo 5. Como o índice BMWP é baseado na presença ou ausência de famílias, uma simples família tem muito peso dentro de uma comunidade. Isto mostra a necessidade da adoção de uma adaptação para a região, visto que cada região é única, com características próprias.

A adaptação do BMWP de Armitage *et al.* (1983) foi o índice que apresentou maior ausência de pontuação para as famílias encontradas, seguido pelo índice Junqueira & Campos (1998) apesar de ser adaptado para a região de Minas Gerais (Anexo 5).

De acordo com Chapman (1996) e Bartram & Ballance (1996), a pontuação do índice BMWP maior que 100 associada com o valor do ASPT maior que 4, geralmente indica boa qualidade da água. Todas as corredeiras apresentaram valores próximos a este intervalo, com exceção da corredeira 4 durante o período chuvoso, indicando que os locais amostrados apresentam boa qualidade da água.

Quando se aplica a faixa de pontuação estabelecida por Mandaville (2002), a maioria das corredeiras amostradas apresenta qualidade da água como água limpa. Em algumas corredeiras a qualidade aparece como questionável, podendo ser resultado dessa ausência da pontuação de algumas famílias no índice BMWP.

O índice FBI mostrou resultado bom durante a estação da seca, e muito bom e excelente na estação chuvosa. Este resultado pode ter ocorrido pois este índice leva em consideração o número de indivíduos no respectivo taxon.

Durante a estação seca houve grande predomínio da família Chironomidae em todos os pontos de amostragem, somado ao alto valor de tolerância que esta família apresenta, gera resultados elevados. Novamente o problema da identificação apenas a nível de família aparece.

No entanto, resultados semelhantes ao encontrado pelo índice FBI, indicando pior qualidade da água no período seco, também foram encontrados pelos índices %EPT, EPT/Chir, %Chir e %DF. Estes índices que mostraram uma qualidade da água melhor no período chuvoso estão correlacionados na análise de agrupamento, incluindo os índices de Shannon e de equitatividade (Figura 5.12).

Além disso, os valores de amônia encontrados neste estudo podem indicar um leve grau de aumentos em níveis de matéria orgânica no período seco. Enquanto valores de 103-105% saturação de oxigênio podem indicar um leve grau de eutrofização (Junqueira & Campos 1998). Assim, é interessante que o índice FBI indicou melhor qualidade no período chuvoso, assim talvez refletindo as menores concentrações de amônia; as versões do índice BMWP não diferenciaram os dois períodos.

Como o trabalho foi realizado em um ambiente relativamente bem preservado, e em uma região onde ocorre o uso do solo para pecuária, quando questiona-se a qualidade da água do local, uma qualidade pior pode estar associada as moradias que existem ao redor do córrego como também aos resíduos de adubação e defensivos agrícolas. Além disso, valores um pouco mais elevado de amônia pode ser resultado da presença do gado em alguns pontos do córrego, utilizando-o para beber água por exemplo, como também pode ser resultado da utilização de fertilizantes em locais próximos ao córrego.

Vale lembrar ainda, que os valores de saturação oxigênio estão muito próximo de 100%, podendo ser um característica natural do córrego, como exemplo o fluxo. Quando se analisa a qualidade do local, levando em consideração parâmetros ecológicos como riqueza e diversidade de taxa, o córrego encontra-se sadio.

Quando é questionado a grande quantidade de indivíduos da família Chironomidae muitos pontos são questionados.

Apesar de alguns gêneros da família Chironomidae serem indicadores de condições ambientais desfavoráveis, e a presença de um elevado número de indivíduos dessa família estar, geralmente, associado a um stress ambiental, esta

situação não pode ser generalizada. É sabido que o grupo é diverso e apresenta uma ampla distribuição, e seria errôneo afirmar que o alto número de indivíduos dessa família indique que este ambiente está degradado.

Este problema se agrava devido ao fato da identificação ter sido feita apenas ao nível de família, o que torna difícil determinar se são indivíduos tolerantes ou intolerantes à poluição. Rabeni & Wang (2001) sugerem não utilizar o grupo Chironomidae quando o nível de identificação não é suficiente.

Vale ressaltar que uma grande abundância desta família pode ser um característica natural do local, mostrando que há a necessidade de novos estudos neste local.

Um ponto bastante relevante a ser discutido, é a presença de indivíduos da classe Mollusca. Isto pois, como o córrego Salobrinha é um córrego de região cárstica, onde espera-se encontrar um elevado número de indivíduos desta classe, devido a grande quantidade de carbonato de cálcio dissolvido na água. No entanto, foi coletada um reduzido número de indivíduos, isto pode ser explicado existência de pequena quantidade de vegetação aquática no local estudado (Tanaka, M. O., comunicação pessoal).

A adequabilidade regional dos índices bióticos para responder às diferenças em composições de grupos de macroinvertebrados e tolerâncias à poluição orgânica é de suma importância. É necessário adquirir um conhecimento dos macroinvertebrados do local e do ambiente aquático, no entanto, esse aprimoramento pode ser feito com a criação de um banco de dados.

Este trabalho foi desenvolvido em trecho bem preservado, caracterizando a fauna de macroinvertebrados do local. Em estudos futuros de diagnóstico e avaliação de degradação ambiental nesta região poderá servir como área controle.

7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo realizamos uma avaliação preliminar das inter-relações entre as comunidades de macroinvertebrados, e características físicas, químicas e bióticas de seu habitat, em um riacho localizado na Serra da Bodoquena. Nesta região, apenas inventários rápidos da fauna, para o plano de manejo do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, estão sendo realizados, sendo de suma importância trabalhos mais longos e melhor elaborados.

Houve diferença na composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos, tanto a riqueza taxonômica quanto a abundância foram mais elevadas no período seco, no entanto a diversidade foi maior no período chuvoso, relacionada a dominância de poucas taxa, particularmente a família Chironomidae, no período seco. Os índices %EPT, %Chir, EPT/Chir, %DF e FBI indicaram pior qualidade da água na seca, coincidindo com maiores valores de amônia e saturação de oxigênio. As versões do índice BMWP não diferenciaram os períodos, como os índices EPT e ETO, mostraram que a qualidade da água está muito boa.

Ainda vale ressaltar, que a grande abundância da família Chironomidae pode ser uma particularidade do córrego, além disso os valores de saturação de oxigênio estão muito próximos de 100% e valores mais elevados de amônia podem estar relacionados as características naturais do local estudado.

Os estudos morfológicos fornecem informações sobre a taxonomia, distribuição e biodiversidade dos grupos de organismos encontrados, permitindo um maior entendimento de biogeografia e evolução/filogenia desses grupos e ampliando o conhecimento sobre a flora e fauna aquática brasileira. Além de ampliar consideravelmente o conhecimento sobre a interação da biodiversidade com a estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, com relação aos problemas da origem e manutenção da biodiversidade, e o papel de biodiversidade no funcionamento desses ecossistemas.

Estudos deste tipo para a região Centro Oeste são escassos surgindo a necessidade do desenvolvimento e adaptação regional de índices bióticos de qualidade ambiental (Trihadiningrum *et al.*, 1996, Zamora-Muñoz & Alba-Tercedor, 1996; Junqueira & Campos, 1998; Junqueira *et al.*, 2000; Pizzolon & Miserendino,

2001; Lajo *et al.*, 2002 a, b; Righi, 2003; Queiroz, 2004) para responder pelas diferenças em composição de espécies e tolerância de poluição.

As conclusões e resultados deste trabalho auxiliarão na tomada de decisões e no gerenciamento deste local através da produção de resultados relevantes sobre a área estudada, havendo ainda a necessidade de mais estudos na área para uma compreensão mais elaborada do sistema.

Muitas questões ainda precisam ser resolvidas para determinar quais fatores físicos, químicos e sazonais controlam a organização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Em particular, modelos sazonais na abundância de invertebrados em riachos são difíceis de serem avaliados, sendo necessário um período maior de coleta de dados, como também a existência de trabalhos comparativos na região. Algumas de linhas de pesquisa a serem seguidas são:

1. Análise das mudanças sazonais em abundância dos taxa de macroinvertebrados;
2. Análises taxonômicas mais detalhadas, incluindo estudo de indivíduos na fase adulta, como também a identificação destes indivíduos até o nível de espécie;
3. Estudos tróficos, incluindo análise de conteúdo estomacal de macroinvertebrados e peixes, para elucidar as teias alimentares;
4. Análises de produção primária e secundária, e a importância relativa da matéria orgânica autóctone e alóctone;
5. Análises mais detalhadas das relações entre as características das comunidades biológicas (taxonomia, ecologia, biologia, incluindo fluxos de energia e nutrientes) e as características físicas, químicas e biológicas do ambiente, incluindo padrões de precipitação;
6. Análises mais detalhadas das relações entre os índices bióticos e as características físicas, químicas e biológicas importantes para a classificação da qualidade da água, especialmente em relação a sazonalidade.

7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abel, P. D., 1996. *Water pollution biology*. John Wiley & Sons, Chichester. 231 pp.
- Alan, P. C.; Palmer, M. A.; Crowl, T. A., 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems – zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49 (2): 119-127.
- Alba-Tercedor, J.; Sánchez-Ortega, A., 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las águas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Alba-Tercedor, J., 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. *IV Simposio del aguas en Andalucía (SIAGA)*. Ameria, 2: 203-213.
- Allan, J. D., 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall London. 388 pp.
- Armitage, P. D.; Moss, D.; Wright, J. F.; Furse, M. T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17 (3): 333-347.
- Ayres, M.; Ayres Jr M.; Ayres D. L.; Santos, A. S., 1998. *Bioestatística: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq.
- Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Dorvillé, L. F. M.; Nessimian, J. L., 2001a. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 249-258.
- Baptista, D. F.; Dorvillé, L. F. M.; Buss, D. F.; Nessimian, J. L., 2001b. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 295-304.
- Bartram, J.; Ballance, R., 1996. *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. UNEP/WHO, E & FN Spon, London, 383p.
- Bispo, P. C.; Oliveira, L. G.; Crisci, V. L.; Silva, M. M., 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13: 1-9.

- Borror, D. J. & DeLong, D. M., 1988. *Introdução ao estudo dos insetos*. Editora Edgard Blucher LTDA. São Paulo. 651 pp.
- Boyero, L. & Bailey, R. C., 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. *Hydrobiologia*, 464: 219-225.
- Branco, S. M., 1986. *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. São Paulo : CETESB/ASCETESB. 3ª ed. 640 pp.
- Brigante, J.; Dornfeld, C. B.; Novelli, A.; Morraye, M. A., 2003. Comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Mogi-Guaçu. 181-187. In: Brigante, J. & Espíndola, E. L. G. *Limnologia fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos. Rima editora. 278 pp.
- Bueno, A. A. P.; Bond-Buckup, G.; Ferreira, B. D.P., 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (1): 115-125.
- Callisto, M., 2001. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização como indicadores de qualidade da água. In: SBPC. Painéis. <http://www.icb.ufmg.br/~limmnos/bioindicadores.html>
- Callisto, M. & Esteves, F. A., 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicas em um ecossistema amazônico impactado por dejeito de bauxita - Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*, 1: 335-348.
- Callisto, M. & Gonçalves Jr, J. F., 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, 31 (182): 68-71 .
- Callisto, M.; Moreno, P.; Barbosa, F. A. R., 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61 (2): 259 – 266.
- Callisto, M.; Goulart, M.; Medeiros, A. O.; Moreno, P.; Rosa, C. A., 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64 (4): 743-755.
- Calow, P. & Pelts, G. E., 1994 Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. In: *The rivers handbook. Hydrological and ecological principles*. Blackwell. Vol 2: 144-170.

- Carter, J. L. & Fend, S. V., 2001. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. *Hydrobiologia*, 459: 187-200.
- Chacón, M. M. & Segnini, S., 1997. Reconocimiento taxonomico de las nayades del orden Ephemeroptera en la deriva de dos rios de alta montaña en el estado Merida, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez. N.S.*, 11 (2): 103-122.
- Chapman, D., 1996. *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 2^a ed., UNESCO/WHO/UNEP, E & FN Spon, London, 628p.
- Chessman, B.; Grown, I.; Currey, J.; Plunkett-Cole, N., 1999. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology*, 41 (2): 317-332.
- Coimbra, C. N.; Graça, M. A. S.; Cortes, R. M., 1996. The effects of a basic effluent on macroinvertebrate community structure in a temporary mediterranean river. *Environmental pollution*, 94 (3): 301–307.
- Cordeiro Netto, O. de M. & Tucci, C. E. M., 2003. Os desafios em ciências, tecnologia e inovação – resultados alcançados com o fundo setorial de recursos hídricos. In : Machado, C. J. (ed.). *Ciência e Cultura: Temas e Tendências - Gestão de Recursos Hídricos*, 55 (4): 40-41.
- Daigle, J. J., 1991. *Florida damselflies (Zygoptera): a species key to the aquatic larval stages*. Florida EPA.
- Daigle, J. J., 1992. *Florida dragonflies (Anisoptera): a species key to the aquatic larval stages*. Florida EPA.
- Damasceno Jr., G.A., J.N. Nakajima & U.M. Rezende. 2000. Levantamento florístico das cabeceiras dos rios Negro, Aquidauana, Taquari, Miranda no Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Pp. 152-162 In Willink, P.W.; B. Chernoff, L. Alonso, J.R. Montambault & R. Lourival (Eds.) *RAP Bulletin of Biological Assessment*, 18: Uma Avaliação Biológica do Ecossistemas Aquáticos do Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Conservation International, Washington.
- Dobson, M.; Magana, A.; Mathooko, J. M.; Ndegwa, F. K., 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for paucity of shredders in the tropics? *Freshwater biology*, 47: 909-919.

- Dodgeon, D., 1994. Research strategies for the conservation and management of tropical Asian streams and rivers. *Internation Journal of Ecology & Environmental Scinces*, 20: 255-285.
- Domínguez, E.; Hubbard, M. D.; Pescador, M. L., 1994. *Los Ephemeroptera en Argentina. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina (Museo de La Plata)*, 33 (1): 142 pp.
- Domínguez, E.; Hubbard, M. D.; Peters, W. L., 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) sudamericanos. *Biologia Acuatica*, 16:1-39.
- Domínguez, E.; Hubbard, M. D.; Pescador, M. L.; Molineri, C., 2001. Checklist of the Ephemeroptera of South América. www.famu.org/mayfly/sa_intro.html
- Edmunds, G. F.; Jr.; Jensen, S. L.; Berner, L., 1976. *The mayflies of North and Central America*. University of Minnesota Press, Minneapolis. 330 pp.
- Epler, J. H., 1995. *Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida*. Florida EPA.
- Epler, J. H., 1996. *Identification manual of the water beetles of Florida*. Florida EPA.
- Esteves, F. A., 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 602 pp.
- Felicidade, N.; Martins, R. C.; Leme, A. A., 2001. *Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil*. São Carlos. Rima editora.
- Fonseca-Gessner, A. A. & Guerreschi, R. M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: Santos, J. E. & Pies, J. S. R. Estudos integrados em ecossistemas – Estação Ecológica de Jataí. Vol 2.
- Galdean, N.; Callisto, M.; Barbosa, F. A. R., 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *Aquatic ecosystem health and management*, 3: 545 – 552.
- Giller, P. S. & Twomey, H., 1993. Benthic macroinvertebrate community organization in two contrasting rivers – between-site differences and seasonal patterns. *Biology and environmental proceedings of the royal Irish academy*, 93B (3): 115-123.

- Gopal, B.; Junk, W. J.; Davis, J. A., 2000. *Biodiversity in Wetlands: Assessment, Function and Conservation*. Backhuys.
- Henriques-Oliveira, A. L.; Dorvillé, L. F. M.; Nessimian, J. L., 2003. Distribution of Chironomidae larvae fauna (Insecta: Diptera) on different substrates in a stream at Floresta da Tijuca, RJ, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15 (2): 69-84.
- Holmes, B., 1998. *Life Support*. New Scientist, 159: 30-34.
- Hubbard, M. D.; 2003. *Checklist of the Ephemeroptera of Brazil*. www.famu.edu/acad/research/mayfly/publications/brazil_check.html
- Iliopoulou-Georgudaki, J.; Kantzaris, V.; Katharios, P.; Kaspiris, P.; Georgiadis, Th.; Montesantou, B., 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological indicator*, 2: 345 – 360.
- Jorgensen, S. E; Verdoncschot, P.; Lek, S., 2002. Explanation of the observed structure of functional feeding groups of macro-invertebrates by an ecological model and the maximum energy principle. *Ecological modelling*, 158: 223-231.
- Junqueira, M. V. & Campos, S. C. M., 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10 (2): 125-135.
- Junqueira, M.V., Amarante, M.C., Dias, C.F.S.; França, E.S., 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 12(1): 73-87.
- Klemm, D. J.; Lewis, P. A.; Fulk, F.; Lazorchak, J. M., 1990. *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. EPA 600/4-90/030, Washington, DC.
- Lajo, A. A. M.; Ferreira, L. M., Silva, O. J.; Ide, C. N.; Roche, K, F. 2002a. Biomonitoramento da qualidade das águas do córrego Prosa (MS/ Brasil) com uso de macroinvertebrados. II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande-MS.
- Lajo, A. A. M.; Ferreira, L. M., Silva, O. J.; Ide, C. N.; Roche, K, F. 2002b. Monitoramento e avaliação da qualidade da água do córrego Cabaça, Campo Grande-MS, através do Iqa-_{NSF}, BMWP’ e BMWP-modificado. II Simpósio Centro-Oeste de Recursos Hídricos, Campo Grande-MS.

- Lake, P. S.; Palmer, M. A.; Biro, P.; Cole, J.; Covich, A. P.; Dahm, C.; Gibert, J.; Goedkoop, W.; Martens K.; Verhoeven J., 2000. Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: Impacts on linkages between above-sediment and sediment biota. *Bioscience*, 50: 1099-1107.
- Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, 178pp.
- Maia, N. B.; Martos, H. L.; Barrella, W., 2001. *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*. Educ/Comped/Inep. São Paulo, 285pp.
- Maltchik, L. & Florín, M., 2002. Prespectives of hydrological disturbances as the driving force of Brazilian semiarid stream ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14: 35-41.
- Mandaville, S. M., 2002. *Benthic macroinvertebrates im freshwaters: taxa tolerance values, metrics and protocols*.
- Marques, M. G. S. M.; Ferreira, R. L.; Barbosa, F. A. R., 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas cariocas e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (2): 203 – 210.
- McCarthy, J. F. & Shugart, L. R., 1990. Biological makers of environmental contamination. In: *Biomarkers of environmental contamination*. Chelsea, MI, Lewis Publishers. Pp
- Melo, A. S. & Froehlich, C. G. 2004. Substrate stability in streams: effects of stream size, particle size, and rainfall on frequency of movement and burial of particles. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (4): 381-390.
- Merritt, R. W. & Cummins, K. W., 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2^a ed., Kendall/Hunt, Dubuque, Iowa, 722pp.
- Miller, D. J., 1989. *Introductions and extinctions of fish in the African Great Lakes*. TREE 4(2): 56-59.
- Muñoz, A. A. & Ojeda, F. P., 1997. Feeding guild structure of a rock intertidal fish assemblage in central Chile. *Enviromental Biology of Fish*, 49: 471-479.
- MVSP - Multi-Variate Statistical Package, 2000. Version 3.12a. Copyright 1985-2000 Kovach Computing Services.
- Odum, E. P., 1985. *Ecologia*. Ed. Interamericana. Rio de Janeiro. 283-301 p.

- Ogbeibu, A. E. & Oribhabro, B. J., 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macroinvertebrates as indicators. *Water Research*, 36: 2427 – 2436.
- Passos, M .I. S.; Nessimian, J. L.; Dorvillé, L. F. M., 2003. Life strategies in na elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a first order stream in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15 (2): 29-36.
- Patten, B. C., 1990. *Wetlands and shallow continental water bodies. Volume 1: Natural and human relationships*. Backhuys.
- Patten, B. C., 1994. *Wetlands and shallow continental water bodies. Volume 2: Case studies*. Backhuys.
- Pérez, G. R., 1988. *Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidade de Antioquia, CIEN, Bogotá – Colômbia. 217pp.
- Pescador, M. L., Rasmussen, A. K.; Harris, S. C., 1995. *Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida*. Florida EPA.
- Pescador, M. L.; Rasmussen, A. K.; Richard, B. A., 2000. *A guide to the stoneflies (Plecoptera) of Florida*. Florida EPA.
- Pizzolon, L. & Miserendino, M .L., 2001. The performance of two regional biotic índices for running water quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1): 11-27.
- Pluchino, E. S.; Richardson, J.; Riley, J., 1999. *Guide to the common water mite genera of Florida*. Florida EPA, www.dep.state.fl.us/labs/library/keys.htm.
- Posada, J. A. G.; Roldán, G. A.; Ramìrez, J. J. R., 1999. Caracterización Físicoquímica y Biológica de la Calidad de Aguas de la Cuenca de la Quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48 (1), 1-16.
- Prenda, J.; Armitage, P. D.; Grayston, A., 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology*, 51: 64-79.
- Primc-Habdija, B.; Habdija, I.; Plenković-Moraj, A., 2001. Tufa deposition and periphyton overgrowth as factors affecting the ciliate community on travertine barriers in diferent current velocity conditions. *Hydrobiologia*, 457: 87-96.
- Queiroz, E. P. Contribuição ao uso de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento da qualidade de água de ambientes lóticos no Estado de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2004. 75p. *Dissertação (Mestrado em*

- Tecnologias Ambientais*). Programa de Pós-graduação em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Rabeni, C. F. & Wang, N., 2001. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the Chironomidae necessary? *Environmental Monitoring and Assessment*, 71: 177-185.
- Ravera, O., 2001. A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small stream: the Ravella river (Como Province, Northern Italy). *Aquatic Ecology*, 35: 97-107.
- Righi, K. O. Utilização de macroinvertebrados bentônicos na análise da qualidade da água: o caso do córrego Cabaça. Campo Grande, 2003. 40p. *Monografia (Curso Ciências Biológicas)*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H., 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Ruse, L. P., 1996. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Water research*, 30 (12): 3017-3024.
- Smith, C. R.; Austen, M. C.; Boucher, G.; Heip, C.; Hutchings, P. A.; King, G. M.; Koike, I.; Lamshead P. J. D.; Snelgrove P., 2000. Global change and biodiversity linkages across the sediment-water interface. *Bioscience*, 50: 1108-1120.
- Stewart, P. M.; Butcher, J. T.; Swinford, T. O., 2000. Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a lake Michigan associated marsh system. *Aquatic ecosystem health and management*, 3: 179 – 189.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., 1960. A manual of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 125: 1-18.
- Suriano, M. T. & Fonseca-Gessner, A. A., 2004. Chironomidae (Diptera) larvae in stream of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16 (2): 129-136.
- Tate, C. M. & Heiny, J. S., 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, 33: 439-454.
- Thompson, F. G; 2002. *The Freshwater Snails of Florida. A Manual for Identification*. www.flmnh.ufl.edu/natsci/MALACOLOGY/fl-snail/SNAILS1.htm

- Trihadiningrum, Y., De Pauw, N., Tjondronegoro, I.; Verheyen, R. F., 1996. Use of benthic macroinvertebrates for water quality assessment of the Blawi river (East Java, Indonesia). Em: *Perspectives in Tropical Limnology*, Schiemer, F. & K.T. Boland (eds), SPB Academic Publishing, Amsterdam, 199-221.
- Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G., 1995. *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação e diagnose dos gêneros*. UFSCar, 229pp.
- Tundisi, J. G., 2003. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. In : Machado, C. J. (ed.). *Ciência e Cultura: Temas e Tendências - Gestão de Recursos Hídricos*, 55 (4): 31-33.
- Uieda, V. S. & Gajardo, I. C. M., 1996. Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia*, 21: 31-47.
- Valentin, J. L., 2000. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Editora Interciência, Rio de Janeiro.
- Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Vowell, J. L., 2001. Using stream bioassessment to monitor best management practice effectiveness. *Forest ecology and management*, 143: 237 – 244.
- Whiles, M. R. & Wallace, J. B., 1997. Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353: 107-119.
- Wilson, E. O., 1992. *The diversity of life*. Harvard University Press, Cambridge, MA
- Wright, J. F., 1995. Development and use of a sistem for predicting macroinvertebrates in flowing waters. *Austral. J. Ecol.*, 20: 181-197.
- Zamora-Muñoz, C. & Alba-Tercedor, J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15(3): 332-352.

Anexo 1 - Correlação das variáveis abióticas através da análise de multicolinearidade, onde TAG = temperatura da água, CND = condutividade, PH = pH, CMP = comprimento da corredeira, LRG = largura da corredeira, ALC = alcalinidade, PT = fósforo total, NAM = nitrogênio amoniacal, NT = nitrogênio total, OPT = ortofosfato, SST = sólidos suspensos totais, SSV = sólidos suspensos voláteis, FOL = folhio.

	TAG	CND	PH	CMP	LRG	ALC	PT	NAM	NT	OPT	SST	SSV	FOL
TAG	1.000												
CND	-0.488	1.000											
PH	0.746	-0.094	1.000										
CMP	0.840	-0.290	0.728	1.000									
LRG	0.459	-0.967	0.008	0.269	1.000								
ALC	-0.513	0.918	-0.012	-0.439	-0.928	1.000							
PT	0.079	-0.043	0.148	-0.148	0.101	0.103	1.000						
NAM	-0.379	0.852	0.159	-0.243	-0.916	0.933	0.047	1.000					
NT	0.017	0.534	0.343	0.118	-0.611	0.555	-0.097	0.594	1.000				
OPT	0.111	-0.752	-0.448	0.001	0.750	-0.841	-0.209	-0.850	-0.487	1.000			
SST	-0.707	0.179	-0.727	-0.705	-0.087	0.180	-0.315	-0.067	-0.396	0.108	1.000		
SSV	-0.818	0.582	-0.601	-0.770	-0.519	0.623	-0.234	0.420	-0.063	-0.312	0.875	1.000	
FOL	-0.806	0.825	-0.458	-0.643	-0.815	0.833	-0.237	0.693	0.395	-0.482	0.574	0.859	1.000

** em negrito estão os valores maiores que 0,700, sendo consideradas alta correlação.

Anexo 2 - Números de indivíduos (N) e abundância relativa (%) dos invertebrados nos períodos da seca, da cheia e em ambas as coletas.

		seca		cheia		total				seca		cheia		total	
	código	N	%	N	%	N	%		código	N	%	N	%	N	%
Platheyheliminte								Arthropoda							
Tubellaria								Insecta							
Dugesiiidae	Duge	9	0,036	15	0,695	24	0,089	Coleoptera							
Mollusca								Carabidae	Cara	2	0,008	0	0	2	0,007
Gastropoda								Curculionidae	Curc	1	0,004	0	0	1	0,004
Hydrobiidae	Hbii	1	0,004	0	0	1	0,004	Dryopidae	Dryo	4	0,016	35	1,622	39	0,146
Lymnaeidae	Lymn	8	0,325	1	0,046	9	0,034	Dytiscidae	Dyti	16	0,065	1	0,046	17	0,063
Phanorbidae	Phan	1	0,004	0	0	1	0,004	Elmidae	Elmi	5084	20,62	1067	49,47	6151	22,95
Annelida								Georysidae	Geor	0	0	1	0,046	1	0,004
Oligochaeta	Olig	12	0,049	0	0	12	0,045	Gyrinidae	Gyri	1	0,004	0	0	1	0,004
Arthropoda								Hydrophilidae	Hdpt	8	0,032	15	0,695	23	0,086
Arachnoida								Psephenidae	Psep	19	0,077	15	0,695	34	0,127
Hydracarina	Hdca	707	2,868	27	1,252	734	2,738	Staphylinidae	Stap	56	0,227	4	0,185	60	0,224
Insecta								Trichoptera							
Plecoptera								Calamoceratidae	Cala	0	0	1	0,046	1	0,004
Perlidae	Perl	279	1,132	60	2,781	339	1,264	Glossomatidae	Glos	1	0,004	20	0,927	21	0,078
Ephemeroptera								Helicopsychidae	Heli	5	0,02	38	1,761	43	0,16
Baetidae	Baet	362	1,469	86	3,987	448	1,671	Hydropsychidae	Hdph	466	1,89	78	3,616	544	2,029
Caenidae	Caen	1	0,004	2	0,092	3	0,011	Hydroptilidae	Hdpt	117	0,474	15	0,695	132	0,492
Leptophlebiidae	Lept	1035	4,189	342	15,86	1377	5,137	Odontoceridae	Odon	2	0,008	0	0	2	0,007
Odonata								Philopotamidae	Phil	78	0,316	49	2,272	127	0,473
Calopterygidae	Calo	10	0,04	0	0	10	0,037	Polycentropodidae	Poly	11	0,044	0	0	11	0,041
Coenagrionidae	Coen	26	0,106	13	0,602	39	0,145	Rhyacophilidae	Rhya	27	0,11	15	0,695	42	0,157
Gomphidae	Gomp	52	0,211	8	0,371	60	0,224	Pupas		16	0,065	2	0,093	18	0,067
Libellulidae	Libe	1	0,004	2	0,093	3	0,011	Lepidoptera							
Hemiptera								Pyrilidae	Pyra	7	0,028	0	0	7	0,026
Gerridae	Gerr	13	0,053	0	0	13	0,048	Diptera							
Hebridae	Hebr	3	0,012	0	0	3	0,011	Ceratopogonidae	Cera	128	0,519	12	0,556	140	0,522
Naucoridae	Nauc	12	0,049	7	0,325	19	0,071	Chaoboridae	Chao	1	0,004	0	0	1	0,004
Pleidae	Plei	1	0,004	0	0	1	0,004	Chironomidae	Chir	14389	58,37	160	7,418	14549	54,27
Saldidae	Sald	1	0,004	2	0,093	3	0,011	Empididae	Empi	369	1,497	12	0,556	381	1,421
Veliidae	Veli	8	0,032	2	0,093	10	0,037	Simuliidae	Simu	917	3,72	5	0,232	922	3,439
Megaloptera								Stratiomyidae	Stra	5	0,02	3	0,139	8	0,029
Corydalidae	Cory	4	0,016	9	0,417	13	0,048	Tipulidae	Tipu	142	0,576	12	0,556	154	0,574
								Pupas		232	0,941	21	0,973	253	0,843
Total									24650		2157		26807		

Anexo 3 - Número de indivíduos encontrados nos cinco pontos de amostragem durante a estação seca.

	código	C01	C02	C03	C04	C05		código	C01	C02	C03	C04	C05
Platheyheliminte							Arthropoda						
Tubellaria							Insecta						
Dugesidae	Duge	5	3	0	0	1	Coleoptera						
Mollusca							Carabidae	Cara	0	0	2	0	0
Gastropoda							Curculionidae	Curc	0	0	0	0	1
Hydrobiidae	Hbii	0	0	0	1	0	Dryopidae	Dryo	1	0	0	1	2
Lymnaeidae	Lymn	0	6	0	0	2	Dytiscidae	Dyti	1	2	5	5	3
Phanorbidae	Phan	0	0	0	1	0	Elmidae	Elmi	465	587	1262	1354	1416
Annelida							Georysiidae	Geor	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Olig	1	3	3	3	2	Gyrinidae	Gyri	0	0	0	0	1
Arthropoda							Hydrophilidae	Hdpt	2	0	1	1	4
Arachnoida							Psephenidae	Psep	8	4	7	0	0
Hydracarina	Hdca	29	187	164	164	163	Staphylinidae	Stap	14	14	4	0	24
Insecta							Trichoptera						
Plecoptera							Calamoceratidae	Cala	0	0	0	0	0
Perlidae	Perl	37	53	62	43	84	Glossomatidae	Glos	0	0	1	0	0
Ephemeroptera							Helicopsychidae	Heli	1	3	1	0	0
Baetidae	Baet	16	22	15	32	277	Hydropsychidae	Hdph	38	70	77	38	243
Caenidae	Caen	0	1	0	0	0	Hydroptilidae	Hdpt	38	41	11	11	16
Leptophlebiidae	Lept	221	204	138	106	366	Odontoceridae	Odon	0	0	0	0	2
Odonata							Philopotamidae	Phil	12	18	20	11	17
Calopterygidae	Calo	5	6	13	3	25	Polycentropodidae	Poly	4	0	0	7	0
Coenagrionidae	Coen	1	0	0	0	0	Rhyacophilidae	Rhya	2	5	5	12	3
Gomphidae	Gomp	2	2	1	3	2	Pupas		2	7	3	1	3
Libellulidae	Libe	4	17	2	2	1	Lepidoptera						
Hemiptera							Pyralidae	Pyra	6	1	0	0	0
Gerridae	Gerr	0	2	4	6	1	Diptera						
Hebridae	Hebr	1	0	0	0	2	Ceratopogonidae	Cera	17	23	36	6	46
Naucoridae	Nauc	2	7	0	2	1	Chaoboridae	Chao	1	0	0	0	0
Pleidae	Plei	0	0	0	0	1	Chironomidae	Chir	2905	2219	2631	1542	5092
Saldidae	Sald	1	0	0	0	0	Empididae	Empi	24	49	71	83	142
Veliidae	Veli	2	3	1	0	2	Simuliidae	Simu	60	191	30	29	607
Megaloptera							Stratiomyidae	Stra	1	1	0	1	2
Corydalidae	Cory	1	1	1	0	1	Tipulidae	Tipu	49	23	26	8	36
							Pupas		51	59	21	40	61
Total									4030	3834	4618	3516	8652

Anexo 4 - Número de indivíduos encontrados nos cinco pontos de amostragem durante a estação chuvosa.

	código	C01	C02	C03	C04	C05		código	C01	C02	C03	C04	C05
Platheyheliminte							Arthropoda						
Tubellaria							Insecta						
Dugesidae	Duge	0	4	6	1	4	Coleoptera						
Mollusca							Carabidae	Cara	0	0	0	0	0
Gastropoda							Curculionidae	Curc	0	0	0	0	0
Hydrobiidae	Hbii	0	0	0	0	0	Dryopidae	Dryo	5	0	19	2	9
Lymnaeidae	Lymn	0	0	0	0	1	Dytiscidae	Dyti	0	0	0	0	1
Phanorbidae	Phan	0	0	0	0	0	Elmidae	Elmi	231	445	99	73	219
Annelida							Georysidae	Geor	0	0	0	1	0
Oligochaeta	Olig	0	0	0	0	0	Gyrinidae	Gyri	0	0	0	0	0
Arthropoda							Hydrophilidae	Hdpt	1	1	8	4	1
Arachnida							Psephenidae	Psep	4	4	6	1	0
Hydracarina	Hdca	7	6	4	2	8	Staphylinidae	Stap	2	2	0	0	0
Insecta							Trichoptera						
Plecoptera							Calamoceratidae	Cala	0	0	1	0	0
Perlidae	Perl	9	27	3	13	8	Glossomatidae	Glos	0	12	5	1	2
Ephemeroptera							Helicopsychidae	Heli	10	5	16	0	7
Baetidae	Baet	10	28	23	7	18	Hydropsychidae	Hdph	8	10	2	6	52
Caenidae	Caen	0	1	1	0	0	Hydroptilidae	Hdpt	4	5	2	1	3
Leptophlebiidae	Lept	95	144	46	33	24	Odontoceridae	Odon	0	0	0	0	0
Odonata							Philopotamidae	Phil	4	29	0	6	10
Calopterygidae	Calo	1	1	2	0	4	Polycentropodidae	Poly	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	Coen	0	0	1	0	1	Rhyacophilidae	Rhya	0	3	7	1	4
Gomphidae	Gomp	0	0	0	0	0	Pupas		0	0	0	0	2
Libellulidae	Libe	1	1	7	1	3	Lepidoptera						
Hemiptera							Pyralidae	Pyra	0	0	0	0	0
Gerridae	Gerr	0	0	0	0	0	Diptera						
Hebridae	Hebr	0	0	0	0	0	Ceratopogonidae	Cera	0	2	3	2	5
Naucoridae	Nauc	2	1	3	0	1	Chaoboridae	Chao	0	0	0	0	0
Pleidae	Plei	0	0	0	0	0	Chironomidae	Chir	37	30	71	7	15
Saldidae	Sald	1	0	1	0	0	Empididae	Empi	3	2	7	0	0
Veliidae	Veli	1	0	0	0	1	Simuliidae	Simu	3	1	0	0	1
Megaloptera							Stratiomyidae	Stra	1	1	1	0	0
Corydalidae	Cory	3	3	1	0	2	Tipulidae	Tipu	0	3	6	1	2
							Pupas		4	0	10	1	6
							Total		447	771	361	164	414

Anexo 5 - Relação das famílias coletadas e a presença ou ausência de pontuações nas adaptações do índice BMWP por A = Armitage *et al.* (1983), B = Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1989), C = Junqueira & Campos (1996), e H = índice FBI.

	A	B	C	H		A	B	C	H
Tubellaria					Coleoptera				
Dugesiidae	-	X	X	X	Carabidae	-	-	-	-
Gastropoda					Curculionidae	X	X	-	-
Hydrobiidae	X	X	-	-	Dryopidae	X	X	-	X
Lymnaeidae	X	X	-	X	Dytiscidae	X	X	X	-
Phanorbidae	X	X	X	-	Elmidae	-	X	X	X
Oligochaeta	X	X	X	X	Georysidae	-	-	-	-
Arachnoida					Gyrinidae	X	X	X	-
Hydracarina	-	X	-	X	Hydrophilidae	X	X	X	-
Plecoptera					Psephenidae	-	-	X	X
Perlidae	X	X	X	X	Staphylinidae	-	-	-	-
Ephemeroptera					Trichoptera				
Baetidae	X	X	X	X	Calamoceratidae	-	-	-	X
Caenidae	X	X	-	X	Glossomatidae	-	X	X	X
Leptophlebiidae	X	X	X	X	Helicopsychidae	-	-	X	X
Odonata					Hydropsychidae	X	X	X	X
Calopterygidae	-	X	X	X	Hydroptilidae	X	X	X	X
Coenagrionidae	X	X	X	X	Odontoceridae	X	X	X	X
Gomphidae	X	X	X	X	Philopotamidae	X	X	X	X
Libellulidae	X	X	X	X	Polycentropodidae	X	X	X	X
Hemiptera					Rhyacophilidae	-	X	-	X
Gerridae	X	X	-	-	Lepidoptera				
Hebridae	-	-	X	-	Pyrilidae	-	-	X	X
Naucoridae	X	X	X	-	Diptera				
Pleidae	X	X	-	-	Ceratopogonidae	-	X	X	X
Saldidae	-	-	-	-	Chaoboridae	-	-	-	-
Veliidae	-	X	X	-	Chironomidae	X	X	X	X
Megaloptera					Empididae	-	X	-	X
Corydalidae	-	-	X	X	Simuliidae	X	X	X	X
					Stratiomyidae	-	X	X	-
					Tipulidae	X	X	X	X