

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E
MUCURI – UFVJM

THIAGO QUINTÃO ARAÚJO

**EFEITO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E DO FLUXO DE
CORRENTE EM COMUNIDADES MEIOFAUNAIS DE UM
ECOSSISTEMA LÓTICO NO CERRADO BRASILEIRO**

DIAMANTINA - MG

2012

THIAGO QUINTÃO ARAÚJO

**EFEITO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E DO FLUXO DE
CORRENTE EM COMUNIDADES MEIOFAUNAIS DE UM
ECOSSISTEMA LÓTICO NO CERRADO BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, área de concentração Conservação e Restauração de Ecossistemas Florestais, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador

Prof. Dr. André Rinaldo Senna Garraffoni

DIAMANTINA - MG

2012

Ficha Catalográfica - Serviço de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecária Viviane Pedrosa
CRB6-2641

A663e Araújo, Thiago Quintão
2013 Efeito da degradação ambiental e do fluxo de corrente em comunidades
 meiofaunais de um ecossistema lótico no cerrado brasileiro. – Diamantina:
 UFVJM, 2013.
 60f.

Orientador: André Rinaldo Senna Garraffoni

Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências
Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

1. Microinvertebrados 2. Bioindicadores 3. Qualidade de água 4. Lótico 5.
Parque Estadual do Rio Preto I. Título.

CDD 634.9

Elaborada com dados fornecidos pelo (a) autor (a)

**EFEITO DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E DO FLUXO DE
CORRENTE EM COMUNIDADES MEIOFAUNAIS DE UM
ECOSSISTEMA LÓTICO NO CERRADO BRASILEIRO**

Thiago Quintão Araújo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, nível de Mestrado, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

APROVADA EM 28 / 12 / 2012

Prof. Dr. Alfredo Hannemann Wieloch – UFMG

Prof.^aDra. Anete Pedro Lourenço – UFVJM

Prof. André Rinaldo Senna Garraffoni – UFVJM

Presidente

DIAMANTINA

2012

A meus pais João Boscoe Maria do Carmo, que estiveram sempre ao meu lado, incondicionalmente. A minha irmã Marianne por fazer minha vida valer à pena. Ao meu amor, Izabela, pois sem seu amor nada disso seria possível.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, por permitir esse momento maravilhoso em minha vida. Agradeço a Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri pela oportunidade de poder fazer minha pesquisa. Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, por ter me acolhido e me dado os fundamentos necessários para que eu pudesse tornar Mestre. Agradeço a CAPES pelo fomento a minha pesquisa através da bolsa de auxílio à pesquisa, a qual foi fundamental para que a minha dedicação fosse exclusivamente do meu mestrado.

Ao meu orientador André Garraffoni, por ter topado essa difícil missão de enveredarmos pelo mundo ecológico, além de permitir que pudesse continuar a trabalhar com os Gastrotricha. Por me mostrar que não existem caminhos impossíveis, é necessário apenas força de vontade e escolhas certas. Por abrir portas para que eu pudesse ir a lugares onde nem pensava em ir. Pelos jogos de banco imobiliário, logo após as exaustivas coletas, tornando divertido e recompensador aqueles momentos. Pelos puxões de orelha e também por entender os momentos de dificuldades que passei durante esse período, mostrando mais uma vez o quão amigo é. Muito Obrigado!

Aos professores, que de alguma maneira, contribuíram para minha formação durante todo esse período, muito obrigado. Ao Professor José Paulo Guadanucci, pelos conselhos, idéias, dicas ou simplesmente cinco minutos de conversa, eu agradeço imensamente a ajuda nesses dois anos mais no laboratório. A professora Maria Balsamo, por ter aberto as portas de seu laboratório, por me acolher com carinho e respeito em terras tão distantes e me mostrar um jeito diferente de como ser um bom profissional. A professora Anete Lourenço, a qual devo enormes agradecimentos, pela disposição sempre em me auxiliar quando mais necessitava, pelas vezes que lhe importunei com minhas dúvidas estatísticas (rsrs), pelas conversas, risadas e conselhos. Por se dispor a avaliar e participar da minha banca. Ok, abelhas são bonitinhas! Muito Obrigado!

Ao Professor Alfredo Hannemann Wieloch, pela disposição em participarda minha banca, momento importante da minha vida. Sinceros agradecimentos.

Agradeço aos amigos e amigas do Laboratório de Microinvertebrados de Água Doce – LMAD. Ao nosso querido amigo Eglerson Duarte, pela sua disposição em ajudar sempre que foi preciso, pela descontração, por deixar o ambiente de trabalho sempre agradável, pelos

encontros em minha casa para que pudéssemos esquecer-nos de tudo e somente rir e pela sincera amizade. Ao Lelis Oliveira, o qual a amizade é de menor tempo mas não de menor intensidade, pelo companheirismo e disposição em todas as coletas, pela amizade e divertida convivência em nosso dia-a-dia, por sempre, sempre mesmo, apostar em time errado ou perder em nossos jogos pós-coleta, proporcionando cenas hilárias ao pagar apostas, pela lealdade e amizade por todo esse tempo e tenho certeza que será para sempre. Ao Caca, Fabrício Coimbra, pelo auxílio, pelas divagações, por sempre que necessário estar a disposição, por ver que o interesse e amor pelos Gastrotricha só aumentam, por permitir e me mostrar que deveria ser mais flexível em alguns momentos, pela amizade sempre fiel e sincera, coisas que não se descrevem em palavras. A Ana Paula, agradeço pelas conversas interessantes e pelos inúmeros momentos de descontração, por sempre torcerem pelo meu sucesso. A Michelle, pelas noites em claro estudando estatística, por sempre ter uma palavra de amizade, muitíssimo obrigado!

A toda minha família pelo apoio e suporte, meus avós tios, tias e primos.

Ao meu Pai, João Bosco, por sempre estar ao meu lado, por permitir que muitos sonhos se realizassem, por me ensinar que é preciso ter muita paciência para se colher o que se planta, por me mostrar um caminho certo e não o mais rápido, por ser meu espelho e por fazer de mim o homem de verdade.

A minha mãe, Maria do Carmo, agradeço as noites não dormidas, a necessidade da minha presença, mas entendendo a minha ausência, a preocupação constante com meu bem estar, por me mostrar que seu amor nunca acaba, por me mostrar que ninguém pode tirar a satisfação de um dever cumprido, por sempre, sempre, querer meu sucesso.

A minha irmã, Marianne, por sempre mostrar que o amor transpõe barreiras, que a distancia nunca é empecilho para nada, por me fazer não ter palavras para descrever o quão importante você é para mim. Obrigado, te amo!

A Izabela, meu amor, por estar sempre ao meu lado, por me permitir sonhar e saber que está ao meu lado para compartilhá-los, por ser essencial em minha vida e nesse momento maravilhoso em minha vida, por ser uma das maiores apoiadoras desse grande trabalho, por ser algo que dá sentido a minha vida, por seu amor e aconchego nos momentos fáceis e difíceis. Por tudo, meu amor. Te amo.

Enfim, agradeço a todos que se fizeram importantes nesse momento.

“Se posso sonhar, eu posso realizar.”

Enzo Ferrari

RESUMO

A qualidade da água vem sendo alterada pelo crescimento populacional, industrial e outras atividades antrópicas, onde se retira água dos mananciais e retorna, ao meio ambiente, resíduos líquidos não tratados, alterando drasticamente a sua qualidade. Além disso, essa degradação ambiental pode potencializar ainda mais os efeitos dos distúrbios naturais sobre todo ecossistemas aquáticos. Os microinvertebrados aquáticos são um grupo de organismos que possuem uma resposta eficiente e rápida a essas alterações, uma vez que seus ciclos de vida são relativamente curtos e possuem baixa mobilidade. Eles são compostos por organismos de até 2mm e possuem como representantes diversos grupos, dentre eles Gastrotricha, Rotifera, Copepoda e Tardigrada. Esses organismos não são comumente utilizados em estudos de monitoramento de qualidade de água doce, mesmo sendo facilmente encontrados em ambientes lênticos e lóticos. Assim, o presente trabalho tem como objetivo estudar o efeito da degradação ambiental e da variação do fluxo de correnteza sobre comunidades microinvertebrados de água doce em ambientes lóticos no Parque Estadual do Rio Preto, MG (PERP) e em seu entorno. Além disso, objetivou-se demonstrar sua possível utilização como bioindicador de qualidade de água, para avaliação da saúde do ecossistema estudado. Foram escolhidos sete sítios amostrais, cinco dentro do PERP e dois no entorno do Parque. Em cada sítio amostral foi realizado um transecto de 50m, o qual foi dividido igualmente em cinco partes iguais (réplicas), e duas amostras aleatórias foram coletadas dentro de cada parte. Foram realizadas 12 excursões entre outubro de 2011 a setembro de 2012. Para a retirada do sedimento, utilizou-se um amostrador de 2,5cm de diâmetro e 5cm de comprimento. Logo após a extração de sedimento foi adicionada em cada pote água gaseificada, com intuito de anestésiar os organismos. Após uma hora, a água gaseificada foi substituída por formol 4% tamponado. Foram coletadas amostras de água para análises físico-químicas e os coliformes fecais. Apesar dos parâmetros físico-químicos indicarem que o rio possui um bom estado de preservação, eles contrastam com o resultado biológico, o qual indica que após um evento chuvoso, a pressão da degradação ambiental limitou a abundância e riqueza dos microinvertebrados. Sete espécies foram amostradas apenas em locais bem preservados, antes e após o período de chuva, indicando potencial para serem bons indicadores de qualidade de água. Os microinvertebrados apresentaram como reais candidatos a serem utilizados em estudos na avaliação da qualidade da saúde dos ambientes lóticos.

Palavras-chave: microinvertebrados, bioindicadores, qualidade de água, lótico, parque estadual do rio preto.

ABSTRACT

Water quality has been changed by population growth, industrial and other human activities, which withdraws water from springs and returns untreated waste to the environment altering dramatically its quality. Moreover, such degradation may further potentiate the effects of the disturbances on natural aquatic ecosystems. The microinvertebrates are a group of aquatic organisms that has a rapid and efficient response to these environment changes, since their life cycles are relatively short and have low mobility. These organisms are not commonly used in studies of freshwater quality monitoring, even being easily found in lentic and lotic several places. Thus, this project aims to study the effect of environmental degradation and variation of stream flow on freshwater microinvertebrates (Gastrotricha, Rotifera, Copepoda and Tardigrada) in the Parque Estadual do Rio Preto (MG) and its surroundings. Furthermore, demonstrate its potential use as a biological indicator of water quality for assessment of the ecosystem health. Seven sampling sites were chosen, 5 within the park and 2 surrounding the Park. At each sampling site was conducted a transect of 50m, which was equally divided in 5 (replicates), and two random samples were collected within each part. Sampling collection were held monthly from October 2011 to September 2012. For extract the sediment, it was used a sampler "corer" of 2.5 cm in diameter and 5cm in length. After the extraction of sediment it was added in each pot carbonated water, in order to anesthetized. At the end of 1 hour, the carbonated water was replaced with 4% buffered formalin. At each point were collected water samples for physico-chemical analyzes and fecal coliforms. Despite the fact that physical and chemical parameters indicate that the river has good health, they contrast with the biological results, which indicates that after the rain event, the pressure of environmental degradation limited the abundance and richness in points M6 and M7. Three species were sampled only in well-preserved environment, before and after the rainy season, indicating the potential to be good indicators of water quality. The microinvertebrados presented as real candidates for studies to evaluate the quality of health of lotic

Keywords: Microinvertebrates, bioindicators, water quality, lotic, Rio Preto State Park.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa esquemático da localização da área de amostragem e dos pontos amostrados, M1 – M5 no interior do PERP e M6 – M7 no seu entorno. Os pontos em vermelho representam locais impactados e em azul os locais não impactados.....	14
Figura 2 - Desenho esquemático do desenho amostral utilizado, círculos pretos representam as amostras aleatórias.....	15
Figura 3 - Representantes dos microinvertebrados escolhidos. A: Gastrotricha. B: Rotifera. C: Copepoda. D: Tardigrada.	16
Figura 4–Exemplos dos ambientes aquáticos amostrados. A: Entrada do PERP. B-E: (M1-M4)Locais não impactados. F - H: (M5-M7) Locais Impactados.....	17
Figura 5 - Comparativo mensal de precipitação na região amostrada entre os anos de 2009 – 2012, em destaque em preto, o período amostral do presente trabalho. Dados INMET.....	21
Figura 6 - Gráfico representando a porcentagem total de cada grupo taxonômico.....	22
Figura 7 - A: Média (+- SD) da abundância de microinvertebrados entre os pontos Não Impactados (barra azul) e Impactados (barra vermelha), * pontos estatisticamente diferentes em relação ao M5, ** pontos não impactados são estatisticamente diferentes em relação aos impactados. B: Comparativo mensal entre a abundância de microinvertebrados nos pontos não impactados e impactados, * meses em que a diferença foi estatisticamente significativa.	24
Figura 8 - Comparativo mensal entre a abundância de cada grupo de microinvertebrados nos pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “**” mês que apresenta diferença estatisticamente significativa entre pontos Não Impactados e Impactados. A: Gastrotricha; B: Rotifera, C: Copepoda, D: Tardigrada.....	25
Figura 9 - Média (+- SD) da abundância de cada grupo de microinvertebrados entre os pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “**” pontos estatisticamente diferentes dentro de cada nível de preservação. “***” conjunto dos pontos não impactados estatisticamente diferentes em relação ao conjunto de pontos impactados. A: Gastrotricha; B: Rotifera, C: Copepoda, D: Tardigrada.....	26
Figura 10 - Média (+- SD) da abundância de microinvertebrados nos períodos de seca e chuva dos pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “**” pontos estatisticamente diferentes dentro de cada classificação pluviométrica.....	26
Figura 11 - Curvas de acumulação de espécie para os sete pontos amostrados.....	30

- Figura 12 - Relação entre precipitação pluviométrica e abundancia total dos microinvertebrados durante o período de coleta. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundancia mensal..... 30
- Figura 13 - Relação entre precipitação e numero de unidades taxonômicas durante o período de coleta Barras pretas indicam precipitação pluviométrica e a linha vermelha a abundancia mensal..... 31
- Figura 14 - Relação entre precipitação e abundancia total mensal de cada grupo taxonômico. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundancia mensal..... 31
- Figura 15 - Relação entre precipitação e abundancia total mensal em cada ponto amostral. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundancia mensal..... 32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.	15
Tabela 2 – Valores médios de parâmetros físico-químicos e coliformes. Temperatura (°C), Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Velocidade (m/s), Coliformes (UFC/ml) e profundidade 1 e 2 (mínima e máxima) (m). Todos os valores representam a média dos 12 meses amostrados. – ausência de informação.	20
Tabela 3- Total de cada grupo taxonômico amostrado mensalmente.	21
Tabela 4 - Inventário taxonômico e abundância em cada ponto amostrado no Parque Estadual do Rio Preto e em seu entorno.....	27
Tabela 5 - Índices ecológicos gerados para todos os pontos amostrais.....	29

#

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO.....	7
OBJETIVOS.....	9
REVISÃO DE LITERATURA	9
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	13
2.1 ÁREA DE ESTUDO	13
2.2 AMOSTRAGEM.....	14
2.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E COLIFORMES FECALIS.....	18
2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	19
3 RESULTADOS	20
3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E COLIFORMES FECALIS/TOTAIS.....	20
3.2 ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE MICROINVERTEBRADOS E SUA RELAÇÃO COM OS NÍVEIS DE DEGRADAÇÃO	21
3.3 RELAÇÃO DA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE MICROINVERTEBRADOS COM PLUVIOSIDADE.....	30
4 DISCUSSÃO.....	33
4.1 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E SUA INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS.....	33
4.2 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E SUA INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS.....	35
5 CONCLUSÃO.....	38
6 REFERÊNCIAS	39

INTRODUÇÃO

O planeta Terra possui em sua cobertura uma porcentagem muito maior de água do que de terra. Quantificando essa porcentagem, observa-se que 71% da superfície Terrestre é coberta por água (IGAM, 2004), uma vez que existem mais de 1370 milhões de Km² de água sobre a superfície. Desse total, 0.6% (8.2 milhões de Km²) é de água doce, distribuída em rios e lagos e o em locais subterrâneos (IGAM, 2004; REBOUÇAS, 2006a; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

Contradizendo o que a grande maioria da população pensa, a água doce disponível é muito maior que o total que é consumido pela população atualmente. Porém, o que se observa, na realidade, é uma distribuição muito desigual dos recursos hídricos, já que na maioria dos casos a população, indústria e agricultura estão concentradas em desacordo com a disponibilidade hídrica (REBOUÇAS, 2006a, 2006b; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011). Segundo Rebouças (2006b), a classificação de um país, ou uma região, com relação a sua riqueza de água está intimamente ligada a relação do consumo de água por habitante/ano. Por exemplo, locais que, apesar de apresentarem uma grande disponibilidade de água doce são classificados como pobre, pois há uma elevada concentração populacional gerando uma grande demanda de água para o consumo humano. Em contrapartida, locais com baixa densidade demográfica, e uma disponibilidade de água mediana, são classificados como ricos. O Brasil, um país de dimensões continentais (8.547.403,5 km²), é classificado como muito rico em disponibilidade de água, estimando-se que o país contém cerca de 12% a 16% de toda água doce do mundo e uma distribuição desigual da população ao longo do seu território (REBOUÇAS 2006a). Assim, ao observar os Estados separadamente é notada uma desigual distribuição de água de acordo com a demanda populacional. O estado do Amazonas, por exemplo, possui 74% da água doce do país e, por outro lado, uma das menores densidades demográfica no país. Os estados da região sudeste possuem cerca de 6% da água disponível no Brasil, mas apresentam maior densidade demográfica nacional, além de serem responsáveis por grande parte da produção agrícola do país, gerando um grande déficit hídrico nessa região (TUCCI, 2001; LAMPRELLI, 2004; REBOUÇAS, 2006b; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; COUCEIRO; HAMADA, 2011; LIMA *et al*, 2011).

Além dos fatores naturais da má distribuição da água, deve ser levada em consideração a crescente e acelerada degradação desse recurso pela ação antrópica, acarretando na destruição de diversos ambientes aquáticos, bem como seus ecossistemas, e tornando-a

imprópria para diversos usos. Assim, atualmente, o mundo enfrenta um grave problema com a utilização desse recurso, afetando ainda mais as populações com uma possível escassez de água em um curto período (IGAM, 2004; REBOUÇAS, 2006b; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011; COUCEIRO; HAMADA, 2011).

Outro fator que atualmente afeta a distribuição de água, é que a qualidade da água vem sendo alterada pelo crescimento populacional, industrial e outras atividades antrópicas. Tais atividades retiram água dos mananciais e devolve essa mesma quantidade ao meio ambiente na forma, principalmente, de resíduos líquidos, na maioria dos casos, não tratados alterando drasticamente a sua qualidade da mesma. Com isso, a distribuição da flora e fauna dos rios vem sendo drasticamente alterada pela ação antrópica, influenciada principalmente pelo despejo descontrolado de esgoto, o que se faz necessário a criação de mecanismos fiscalizadores sobre o controle da qualidade da água (CALLISTO; ESTEVES, 1998; KIKUCHI; UIEDA, 1998; CARVALHO *et al*, 2000; LAMPRELLI, 2004; GONÇALVES; ARANHA, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; FREIRE *et al*, 2008). Outra alteração antrópica que vem destruindo os ecossistemas aquáticos é a visitação descontrolada em lugares destinados ao lazer, como cachoeiras, rios e lagos, e até mesmo em reservas de preservação, , mostrando a necessidade de se criar mecanismos que ajudem a controlar e monitorar a qualidade dos ambientes aquáticos, tais como programas de educação ambiental (SETTI, 1994; BUCLKEY, 2003).

OBJETIVOS

Esse estudo teve como objetivos:

- estudar a distribuição das populações dos diferentes grupos de microinvertebrados no interior e exterior do Parque Estadual do Rio Preto (MG) com o intuito de relacioná-los com possíveis impactos causados pela ação antrópica e natural;
- diagnosticar e caracterizar as condições ambientais dos pontos analisados e fazer um levantamento das espécies de microinvertebrados do Parque.

REVISÃO DE LITERATURA#

Os ambientes de água doce são basicamente divididos em ambientes lênticos e lóticos. Os ambientes lênticos possuem um ecossistema fechado, onde cerca de 98% da energia do sistema é produzida pelo próprio sistema, ou seja, autóctone, a distribuição da biota segue a estratificação vertical dos principais componentes, oxigênio e temperatura (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Já os ambientes lóticos são sistemas de água corrente, principalmente os sistemas fluviais, caracterizados por rios e riachos, distinguindo dos ambientes lênticos pelo movimento constante das correntes (WETZEL, 2001; SILVEIRA, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; CORDEIRO; FACINCANI, 2009). Os rios e riachos possuem o fluxo e o movimento de correntes de forma unidirecional, determinado pela gravidade e pela inclinação do terreno, sendo esse responsável pela velocidade da correnteza. (MAIER, 1978; ALLAN *et al*, 1997; SILVEIRA, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; NEVES; JUNIOR, 2007; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; CORDEIRO; FACINCANI, 2009).

Principal componente do ambiente lótico, a correnteza é responsável pela mistura de partículas de várias fontes, tamanhos e formas sendo a maior parte proveniente de ecossistemas vizinhos. Como exemplo desta mistura de materiais, podemos citar: ação erosiva da água sobre as rochas e sedimentos, queda de folhas e frutos, drenagem de outros cursos d'água, dentre outros. Assim a maior parte da energia dos ambientes lóticos é alóctone, ou seja, a energia é proveniente de ecossistemas externos a calha principal, já que seu tempo de residência é muito curto (MAIER, 1978; WEBSTER; BENFIELD, 1986; ALLAN *et al*, 1997; SWAN; PALMER, 2000; GONÇALVES; ARANHA, 2004; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MANNES *et al*, 2008; CORDEIRO; FACINCANI, 2009; GIMENES *et al*, 2010). Além disso, a correnteza está intimamente ligada a todos os processos dos ambientes lóticos e ao tipo da biota, sua estabilidade e sua distribuição ao longo do curso (MAIER, 1978;

KIKUCHI; UIEDA, 1998; SWAN; PALMER, 2000; CÉRÉGHINO *et al*, 2003; SILVEIRA, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; NEVES; JUNIOR, 2007; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; MEYER; FRANCESCHINELLI, 2011).

Os ambientes lóticos estão entre os ecossistemas mais afetados por atividades humanas, desde transportes, abastecimento para população a despejo de efluentes industriais não tratados (TEJERINA-GARRO *et al*, 2005). Goulart e Callisto (2003), Feld e Hering 2007 e Tejerina-Garro *et al* (2005) diagnosticam que os principais processos de degradação observados nos ambientes aquáticos proveniente das atividades humanas são o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, acarretando na diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial dos ambientes lóticos. Assim, os ecossistemas de água doce, de alguma forma, tornam receptores de uma grande variedade e quantidade de poluentes (POLETO *et al*. 2004). Além disso, atualmente, a visitação desordenada em busca do lazer acarreta em danos a esse tipo de ecossistema, a busca do lazer e do turismo ecológico, em muitas vezes, não é acompanhada de uma conscientização sobre a preservação e manutenção do sistema (BUCLKEY, 2003).

Até bem pouco tempo atrás as análises do estado de preservação dos ambientes lóticos eram feitas somente através de parâmetros físico-químicos e variáveis microbiológicas, onde os resultados obtidos são enquadrados, quando comparados a uma tabela com valores pré-estabelecidos, em determinadas classes de uso, que podem ir de péssimas a excelentes para o consumo humano (ALBA-TERCEDOR, 1996; LIMA, 2001; GOULART; CALLISTO, 2003). Tais análises apresentam vantagens na avaliação dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, observação de possíveis modificações nas propriedades físicas e químicas da água. Porém, essa ferramenta possui alguns pontos falhos, visto que fornece somente um retrato momentâneo de um ambiente extremamente dinâmico, onde muitas vezes os compostos poluidores podem estar diluídos. Em diversos casos, eventos naturais e/ou antrópicos não modificam a estrutura físico-química da água, necessitando de uma metodologia diferente das tradicionais para avaliação da saúde do ecossistema aquático. Portanto, é necessário um método que apresente uma avaliação histórica do local avaliado, onde o passado e o presente sejam correlacionados, não somente o momento exato da amostragem (ALBA-TERCEDOR, 1996; GOULART; CALLISTO, 2003; PEIXOTO 2008).

Para solucionar esse problema, é necessária a utilização de organismos para a avaliação de impactos, naturais ou não, sobre os ambientes lóticos, uma vez que efeitos e distúrbios naturais refletem na estrutura da comunidade e efeitos provocados por poluentes

são acumulados nas comunidades aquáticas daquele determinado local, tornando-se vantajosa a sua utilização (CALLISTO; ESTEVES, 1998; GOULART;CALLISTO, 2003). Dessa forma, os estudos de biomonitoramento são baseados em mudanças nas estruturas das comunidades (CALLISTO,1997; CALLISTO; ESTEVES, 1998; KUHLMANN *et al*, 2001) uma vez que, as espécies, ou grupos de espécies cuja presença, quantidade e distribuição irão indicar a grandeza dos impactos ambientais causados no ecossistema aquático e, por conseguinte, na sua bacia de drenagem(CALLISTO *et al*. 2005a).De acordo com Legat e Brito (2010) os monitores biológicos podem ser separados em três grandes grupos: (a): espécies que possibilitam a mensuração do impacto de determinado poluente; (b): espécies que permite a observação da escala da poluição pela sua presença ou ausência no ecossistema e (c): espécies que acumulam poluentes em seus corpos.

Os grupos mais sensíveis a todos os tipos de distúrbios e responsáveis pela colonização primária do ambiente lótico são os invertebrados bentônicos (TOWSEND, 1989; WARD; PALMER, 1994; LAKE, 2000; ROBERTSON, 2000; MCCABE; GOTELLI, 2000; WINEMILLER *et al*, 2010). Esses invertebrados bentônicos compõe o grande grupo da meiofauna. Esse termo, meiofauna, foi usado por Maré (1942) para categorizar uma gama de organismos aquáticos que podem atravessar uma peneira com aberturas de 1000 μ m, mas que permanecem retidos em uma peneira com furos de 80 μ m (VINCX, 1996; SMITH *et al.*, 2001). Este grupo é muito diverso, sendo que dos 33 filos de metazoários pelo menos 22 tem representantes na meiofauna (SILVA *et al.*, 1997; HIGGINS; THIEL, 1988). Grande parte das comunidades meiofaunais bentônicas de ambientes lóticos são distribuídas descontinuamente ao longo do rio, em um padrão conhecido como “patches” ou manchas. Essas manchas podem variar de centímetros a metros, não existindo um padrão claro em relação ao tamanho entre tais comunidades (TOWSEND, 1989;WARD; PALMER, 1994; LAKE, 2000; ROBERTSON, 2000; MCCABE; GOTELLI, 2000; WINEMILLER *et al*, 2010).

Dentro desse diverso grupo da meiofauna bentônica, os tipos de organismos classicamente indicados para uma análise eficiente dos impactos causados nas comunidades são os macroinvertebrados bentônicos (CALLISTO; ESTEVES, 1998; BERNADINO *et al*, 2000; CÉRÉGHINO *et al*, 2003;AYRES-PERES *et al*, 2006; SOUZA *et al*, 2008; MONTEIRO *et al*, 2008; PEIXOTO, 2008; LIGEIRO *et al*, 2013). Os principais motivos para essa indicação se deve ao fato de os animais que vivem neste ambiente apresentarem ciclo de vida relativamente longo, são facilmente amostrados de forma qualitativa, e

são necessários equipamentos de baixo custo para análise (CALLISTO; ESTEVES, 1998; KUHLMANN *et al*, 2001; BEIER; TRANSPURGER, 2001; ABÍLIO *et al*, 2007; MONTEIRO *et al*, 2008; LIGEIRO *et al*, 2013).

Um grupo pouco estudado e com grande potencial para serem bons indicadores ambientais são os microinvertebrados aquáticos. Esses organismos são menores que 2mm (ALBA-TERCEDOR, 2005; GARCIA-VALDECASAS, 2010; CHRISTENSEN *et al*, 2011), como por exemplo Gastrotricha, Copepoda, Rotifera e Tardigrada. Apesar de sua importância evidente no ecossistema, seja como cicladores de energia seja como primeiros colonizadores, o conhecimento do grupo ainda é muito insipiente (FONSECA, 2005; VICENTE, 2010). Este fato se deve ao pouco conhecimento sobre técnicas de amostragem, preservação, fixação, taxonomia e chaves de identificação dos organismos nos níveis mais inclusivos da hierarquia taxonômica (ALBA-TERCEDOR, 2005; VICENTE, 2010; O'NEILL *et al*, 2010; CHRISTENSEN *et al*, 2011). Neste sentido, vale ressaltar o que Vicente (2010) reportou falta de estudos e projetos de ecologia e taxonomia sobre os diversos grupos de microinvertebrados, o qual ele denominou de “Biodiversidade Esquecida”.

Apesar das dificuldades apresentadas, a utilização desses organismos como ferramenta de monitoramento ambiente pode ser muito interessante devido suas características peculiares como ciclos de vida curto, tamanho pequeno, fácil amostragem, alta sensibilidade e alta rotatividade (VICENTE, 2010; O'NEILL *et al*, 2010). Porém grande maioria dos estudos com este enfoque estão limitados a ambientes marinhos e isso ocorre porque os estudos de organismos meiofaunais em água doce ainda encontram-se em um estágio inicial quando comparado aos estudos marinhos, além de haver uma carência de dados quantitativos relacionados aos mesmos (HIGGINS; THIEL, 1988).

A partir disso, vê-se a necessidade de estudos direcionados aos microinvertebrados, visando o entendimento da sua resposta aos diversos tipos de ações em seu habitat, naturais ou não.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Em 1991 o Rio Preto foi declarado “Rio de Preservação Permanente” pelo IEF (Instituto Estadual de Florestas), fato de grande interesse da comunidade de São Gonçalo do Rio Preto - MG. Dois anos depois foi sancionada a lei que autorizou a criação do Parque Estadual do Rio Preto, através do Decreto nº 35.611 de 01 de junho de 1994, com uma área total de 10.755 hectares, com o objetivo principal de proteger as nascentes do Rio Preto. IEF, 2004. Geograficamente, está inserida no complexo da Serra do Espinhaço, região alta do Vale do Jequitinhonha e suas formações geológicas são características deste sistema, com presença de diversos afloramentos rochosos. Como consequência disso tem como principais destaques: a beleza cênica de suas paisagens, marcadas por imensos afloramentos rochosos; as inúmeras cachoeiras e piscinas naturais, como a Cachoeira dos Crioulos e a Cachoeira da Sempre-Viva, e, ainda, grande importância na proteção de nascentes da bacia do rio Jequitinhonha e de diversas espécies de fauna ameaçadas.

A origem do nome do Parque Estadual do Rio Preto (PERP) é a existência de um rio com mesmo nome que atravessa o seu interior. A área do PERP inclui as cabeceiras do Rio Preto, afluente da margem direita do Rio Jequitinhonha. Na distribuição espacial das drenagens da sua bacia hidrográfica predomina o padrão de drenagens paralelas a montante, destacando os córregos Vau das Éguas e das corredeiras e as nascentes do córrego das Éguas. Na área da nascente do Rio Preto, o curso d’água expõe trechos de exuberante mata ciliar. O rio abrange nascentes desde as altitudes de 1600 a 1400 metros, apresentando canal irregular por entre lajeados de rocha quartzítica.

Foram escolhidos sete sítios amostrais (Tabela 1), cinco dentro do PERP e dois no entorno do Parque (Figura 2). Dentro do Parque foram escolhidos dois pontos dentro do Córrego das Éguas (M1 e M2), dois no Rio Preto (M3 e M4) (ambos locais não impactados) e um na “Prainha” (M5), local de pouca visitação, isto porque durante todo o período de amostragem o Parque ficou fechado para reforma. Fora do PERP foram amostrados dois locais de intensa visitação, aqui denominados pontos impactados: Praia do Lapeiro (M7), localizada dentro da cidade de São Gonçalo do Rio Preto, de intensa visitação para o lazer da população, e na comunidade do Alecrim (M6) (Figura 4 A-H).

Os pontos M1 e M2 são caracterizados por possuírem o seu leito mais rochoso, predominando lapa, e pouco sedimento disponível. Já os pontos M3 e M4, possuem um substrato mais profundo, com predominância de seixos médios e pequenos e muita

disponibilidade de matéria orgânica. Com relação aos pontos impactados, M6 e M7, ambos possuem vegetação ciliar pouco desenvolvida em uma de suas margens, leito com misto de lapa e sedimento arenoso.

2.2 AMOSTRAGEM

Foi utilizado um modelo de desenho amostral do tipo hierarquizado que permitiu comparar a distribuição dos organismos em diferentes escalas, desde diferença em centímetros até metros, dezenas de metros e centenas de metros. Esse tipo de desenho amostral maximiza a representatividade dos organismos, já que eles têm distribuição em mancha. Essa distribuição resulta da interação entre o hábito e condições físicas que caracterizam o hábitat, e a disponibilidade alimentar (MERRIT; CUMMINS, 1988).

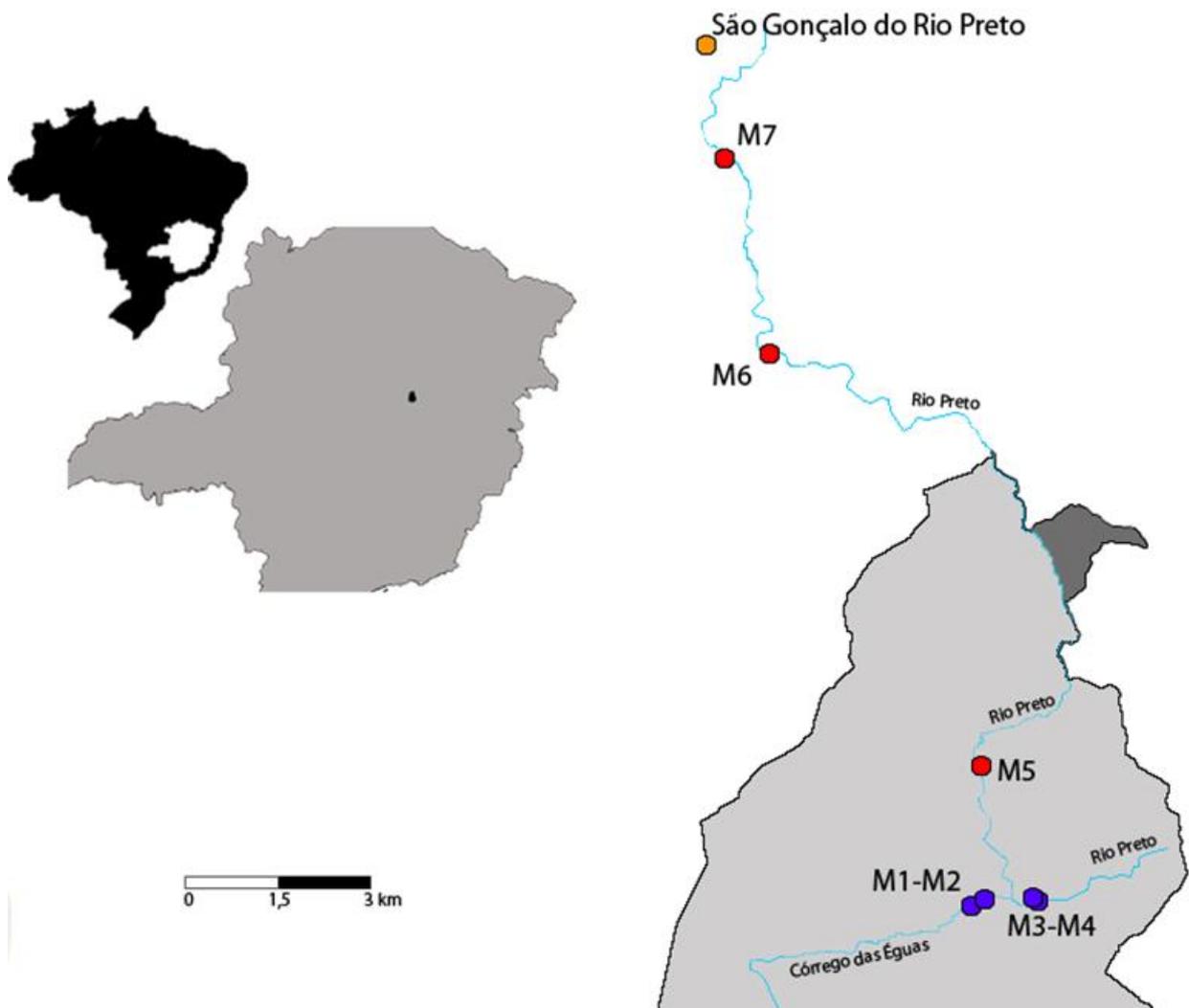


Figura 1 - Mapa esquemático da localização da área de amostragem e dos pontos amostrados, M1 – M5 no interior do PERP e M6 – M7 no seu entorno. Os pontos em vermelho representam locais impactados e em azul os locais não impactados.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos pontos amostrais.

Pontos	Latitude	Longitude	Altitude (m)
M1	-18 08' 11,43312"	-43 20' 30,42164"	805,705
M2	-18 08' 09,69928"	-43 20' 26,80760"	784,835
M3	-18 08' 13,13438"	-43 20' 13,60308"	775,231
M4	-18 08' 13,45333"	-43 20' 12,92596"	780,470
M5	-18 06' 59,52736"	-43 20' 26,44369"	771,338
M6	-18 02' 49,69075"	-43 22' 25,75052"	728,559
M7	-18 01' 15,74393"	-43 22' 50,84896"	711,256

Em cada sítio amostral foi realizado um transecto de 50m, o qual foi dividido igualmente em 5 partes iguais (réplicas), e duas amostras aleatórias foram coletadas dentro de cada parte (Figura 2). Foram realizadas 12 excursões mensais entre outubro de 2011 a setembro de 2012, totalizando 840 amostras em todo o trabalho (em cada excursão obteve-se 70 amostras). Os grupos de microinvertebrados escolhidos para análise foram Gastrotricha, Copepoda, Rotifera e Tardigrada (Figura 3).

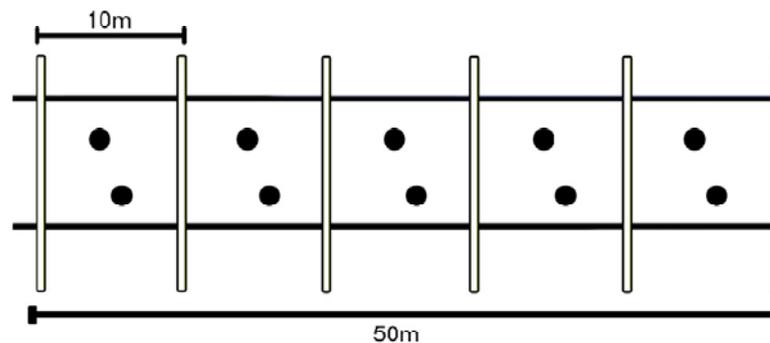


Figura 2 - Desenho esquemático do desenho amostral utilizado, círculos pretos representam as amostras aleatórias.

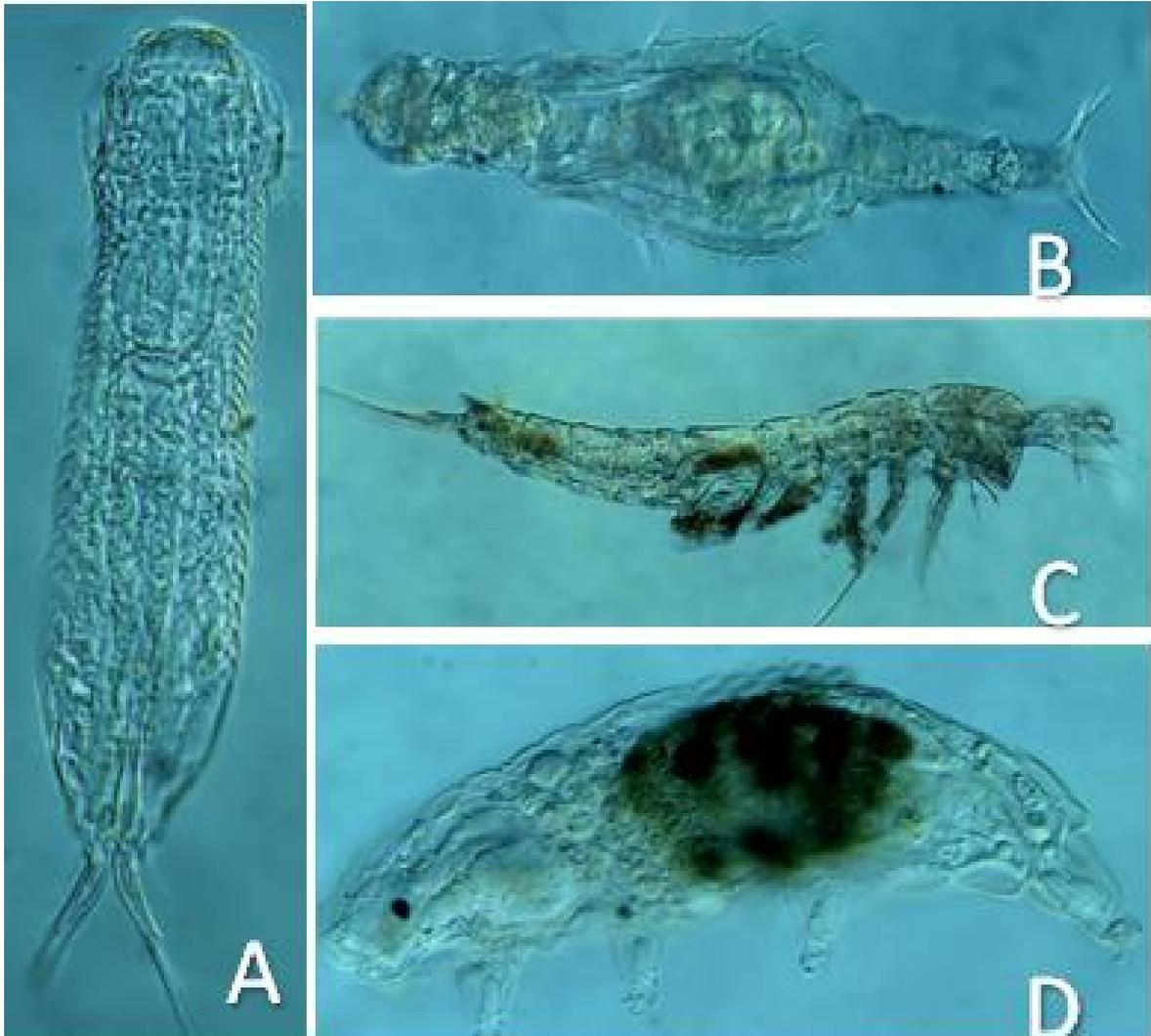


Figura 3 - Representantes dos microinvertebrados escolhidos. A: Gastrotricha. B: Rotifera. C: Copepoda. D: Tardigrada.



Para a retirada do sedimento, utilizou-se um amostrador do tipo “corer” de 2,5 cm de diâmetro e 5cm de comprimento. O “corer” foi enterrado a uma profundidade de 3cm no local escolhido e o material retirado foi posteriormente armazenado em potes de plásticos. Logo após a extração de sedimento foi adicionada em cada pote água gaseificada, com intuito de anestésias os organismos. Ao final de 1hora, a água gaseificada foi substituída por formol 4% tamponado (para o tamponamento foi utilizado a seguinte receita: 4,86g de KH_2PO_4 em 450ml e 7,85g de Na_2HPO_4 em 450ml de água, após isso foi adicionado 100ml de formol 40%).Em cada ponto foram coletados amostras de água para análises físico-químicas e para análise dos coliformes fecais, foram coletados em 5 pontos amostrais, M1, M3, M5, M6 e M7. Os pontos M2 e M4 não foram amostrados os coliformes fecais, devido a fato de estarem muito próximos , respectivamente, aos pontos M1 e M3,o que acarretaria em valores muito parecidos.

A triagem foi feita inicialmente em um microscópio estereoscópico modelo Leica EZ4, retirado com o auxílio de uma micropipeta monocal de volume fixo de 20 μl e transferidos para uma lâmina, onde foi adicionada uma solução de glicerina-formaldeído 4% na proporção de 4:1. Posteriormente foi posto uma lamínula que foi então selada com polidor de unha.

Para a observação e registros fotográficos dos indivíduos foram utilizados os microscópios Leica modelo DM500 e o modelo DM2500, este com contraste de interferência diferencial (DIC). As medidas corporais foram tomadas a partir de fotografias e as terminologias e as morfologias descritas foram baseadas em literatura e auxílio de especialistas.

A identificação dos indivíduos até o menor nível taxonômico foi feita com o auxílio de chaves de identificação e livros com fotos e desenhos (e.g. KASTURIRANGAN, 1963; KISIELEWISK, 1991; REID, 1998; SARMA; ELIAS-GUTIÉRREZ, 1999; GARRAFFONI; ARAUJO, 2010; GARRAFFONI *et al.*, 2010), acompanhada de algumas das principais características morfológicas de cada ordem.

2.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E COLIFORMES FECALIS

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram coletados: pH, condutividade, velocidade de correnteza, profundidade e largura do rio, precipitação pluviométrica. As análises de pH e condutividade foram feitas em laboratório através dos aparelhos medidores pHmetro Digital microprocessado DLA-PH e Condutímetro mCA150.

Os coliformes fecais e totais foram estimados com o auxílio do Kit Microbiológico - Colipaper (Tecnobac), fornecido pela empresa ALFAKIT. Os dados meteorológicos de precipitação obtidos para o estudo foi obtido da estação meteorológica (INMET) localizada em Diamantina, SP, Brasil (18°15' S, 43°36' W, 1296 m).

2.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Foi feito teste-t para amostras independentes, utilizando-se o software "Statistica" versão 7.0 da Statsoft Company (STATSOFT, 2007), a fim de comparar as médias de indivíduos dos pontos impactados e não impactados. Para obtenção dos índices ecológicos de diversidade (Fisher, Shannon-Wiener) e riqueza (Chao1, Chao2, Jack 1, Jack 2 e Bootstrap), utilizou-se os softwares Estimates versão 8.0 (Colwell, 2006),

Também foi confeccionada uma curva de acúmulo de espécies para observar se houve suficiência amostral e visa obter o número cumulativo de espécies novas durante as amostragens. É um procedimento para avaliar o quanto um inventário se aproxima de coletar todos os dados de uma determinada região, além disso, avalia e indica se o inventário está obtendo dados significativos sobre a riqueza da área. A curva quando estabiliza, demonstra que o aumento do esforço não implica no aumento do número de espécies (GOTELLI; COWELL, 2001).

Para comparações entre os sete pontos de coleta quanto à abundância dos indivíduos e riqueza de famílias foi utilizado teste não-paramétrico Kruskal-Wallis seguido comparação par-a-par pelo teste de Student-Newman-Keuls.

A diferença de abundância dos microinvertebrados e riqueza local, foi verificada com o teste G ($p < 0,05$). A diferença de abundância de microinvertebrados e riqueza entre os pontos amostrados foram testadas usando testes de Kruskal-Wallis seguido de Student-Newman-Keuls ($p < 0,05$). O coeficiente de correlação de Pearson (r), com um nível de significância de 0,05, foi utilizada para a correlação entre a abundância e riqueza dos microinvertebrados e pluviosidade. Todos estes três testes foram realizados de acordo com o software BioEstat 5.0 (Ayres et al 2007).

3 RESULTADOS

3.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E COLIFORMES FECAIS/TOTAIS

Os parâmetros físico-químicos coletados não variaram de forma expressiva nos sete pontos amostrados, ao longo dos 12 meses de estudo. A temperatura média do ar teve seu valor mínimo de 23.4°C e seu máximo de 24.5°C, já a temperatura média da água variou de 21.3°C a 23.75°C. O pH médio variou de 4.76 a 5.99, já condutividade média foi o parâmetro com o maior variação: de 8.5µS/cm a 15.5µS/cm. Os pontos amostrados tiveram como profundidade média mínima de 0.42m a máxima 1.76m (Tabela 2).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, todos os pontos amostrados aproximaram-se da classificação de águas doces classe II, que determina que essa água pode ser usada para recreação de contato primário, à proteção das comunidades aquáticas, à aquicultura e à atividade de pesca e ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado.

Tabela 2 – Valores médios de parâmetros físico-químicos e coliformes. Temperatura (°C), Condutividade (µS/cm), Velocidade (m/s), Coliformes (UFC/ml) e profundidade 1 e 2 (mínima e máxima) (m). Todos os valores representam a média dos 12 meses amostrados. – ausência de informação.

Parâmetros	Pontos amostrados						
	Não Impactados				Impactados		
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Temperatura Ar	24.30	24.46	24.28	23.80	23.40	24.30	24.50
Temperatura Água	21.30	22.36	21.90	21.28	21.80	23.00	23.75
pH	5.09	4.74	4.80	5.36	5.22	5.99	5.52
Condutividade	14.45	12.83	10.04	8.50	10.81	11.51	15.60
Velocidade	0.25	0.53	0.11	0.11	0.23	0.85	0.37
Coliformes Fecais	325.00	-	935.00	-	515.00	893.33	453.33
Coliformes Totais	650.00	-	1730.00	-	1030.00	880.00	1146.67
Profundidade 1	0.93	0.60	0.69	0.86	0.88	0.42	0.64
Profundidade 2	1.16	0.94	0.87	0.89	1.43	1.76	0.84

O final do ano de 2011 e todo o ano de 2012 apresentaram um padrão anormal ao histórico de precipitação da região, onde, por exemplo, o mês de Janeiro 2012 mostrou-se com uma taxa de precipitação pluviométrica muito superior aos anos anteriores (Figura 5). Pode-se

dividir o tempo amostral em três momentos:(1) intensa precipitação entre os meses de Outubro a Janeiro, com os meses de Novembro e Janeiro com níveis acima de 340mm;(2) entre Fevereiro a Maio, com uma intensidade média de precipitação, onde o mês de Março apresentou 128mm de precipitação;(3) e os meses que apresentaram os menores níveis de precipitação foram entre Junho a Setembro, com o mês de Julho extremamente seco com apenas 2.7mm de precipitação (Figura 5).

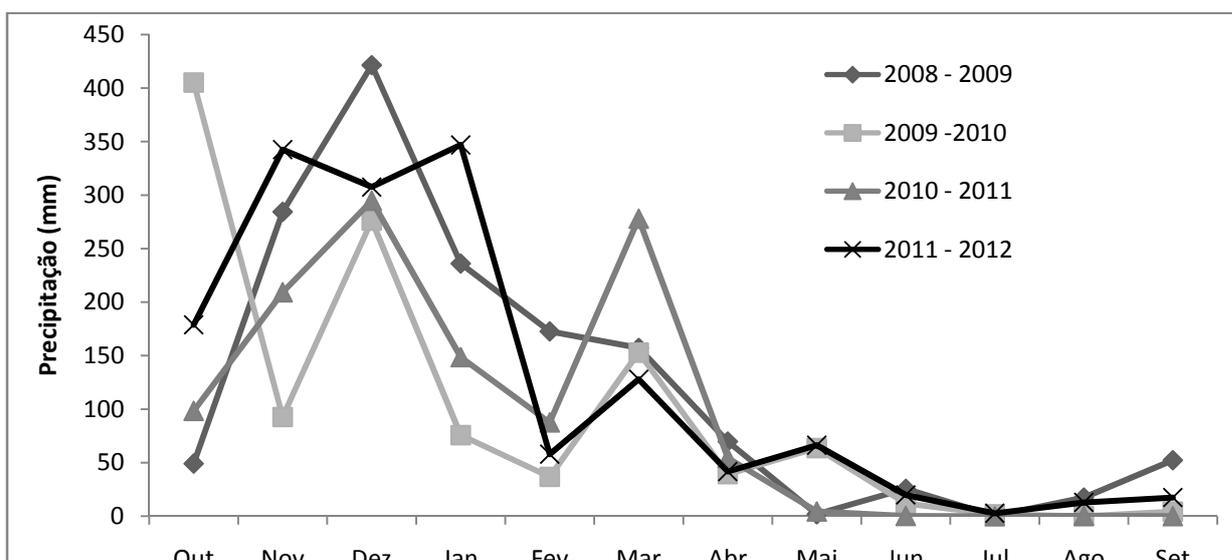


Figura 5 - Comparativo mensal de precipitação na região amostrada entre os anos de 2009 – 2012, em destaque em preto, o período amostral do presente trabalho. Dados INMET.

3.2 ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE MICROINVERTEBRADOS E SUA RELAÇÃO COM OS NÍVEIS DE DEGRADAÇÃO

Ao final de 12 meses foram coletados 22287 indivíduos dos quais em 5245 gastrótricos (23%), 2801 rotíferos (13%), 13848 copépodos (62%) e 393 tardígrados (2%) (Tabela 3; Figura 6).

Tabela 3- Total de cada grupo taxonômico amostrado mensalmente.

	out/11	nov/11	dez/11	jan/12	fev/12	mar/12	abr/12	mai/12	jun/12	jul/12	ago/12	set/12
Gastrotricha	609	511	22	43	148	639	587	285	476	437	1049	439
Rotifera	669	276	7	76	73	119	120	232	450	249	348	182
Copepoda	1585	478	83	313	348	1693	1771	1420	1479	1297	2141	1240
Tardigrada	165	13	0	1	1	15	21	20	21	13	73	50

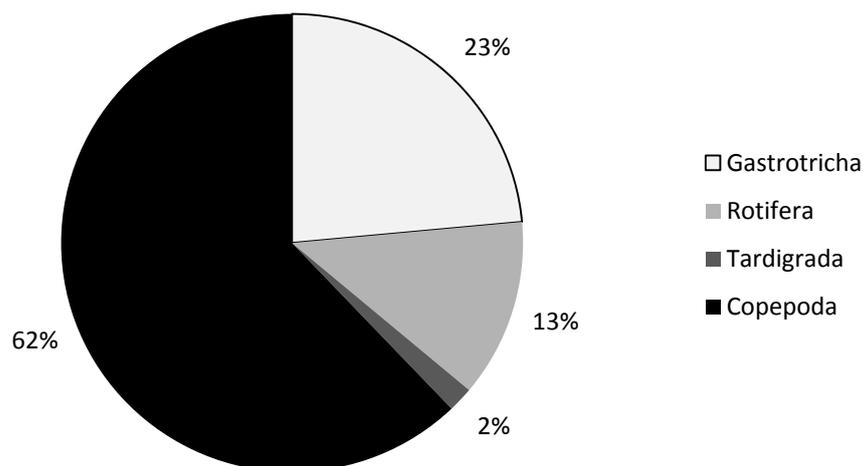


Figura 6 - Gráfico representando a porcentagem total de cada grupo taxonômico.

Foram registradas 29 unidades taxonômicas, divididas em 21 unidades taxonômicas de Gastrotricha, cinco de Rotifera, duas de Copepoda e uma de Tardigrada (Tabela 4).

Dentro dos Gastrotricha, as espécies mais abundantes foram o Gênero Novo (durante o presente estudo foi identificado um grupo de gastrótricos que não puderam ser classificados em nenhum gênero atualmente conhecido e por isso, sua descrição formal, está sendo realizada por Araujo et al., em preparação) com 2332 espécimes e *Polymerurus* com 324 espécimes. Entretanto, as espécies que possuíram a menor distribuição entre os pontos foram *Marinellina* sp. em dois pontos amostrados, *Chaetonotus hystrix* em três pontos amostrados e *Chaetonotus acanthocephalus*, *Chaetonotus* sp.3 e os Tardigradas em quatro pontos amostrados. Dessas unidades taxonômicas, três delas, todas pertencentes ao táxon Gastrotricha, *Chaetonotus acanthocephalus*, *Chaetonotus hystrix*, *Chaetonotus heterospinosus*, *Ch.* sp.6, *Ch.* sp.7, *Ch.* sp.8 e *Marinellina* sp. ocorreram apenas nos pontos não impactados, somando os indivíduos dessas três espécies elas representam 0,88% de todos os indivíduos coletados.

O grande número de indivíduos de Gastrotricha identificados apenas até o nível taxonômico de família deve-se ao fato da má conservação das estruturas que auxiliam a identificação em um nível taxonômico menos inclusivo.

Dentre os Rotifera a categoria taxonômica mais abundante foi Bdelloidea com 1539 espécimes e *Lecanecom* 737 espécimes. Grande parte das unidades taxonômicas possuíram uma ampla distribuição, acima de cinco pontos dos sete pontos amostrados. Com relação aos Copepoda, a identificação em um nível de inclusão elevado, deve-se pela presença de indivíduos jovens, fato esse que impossibilitou um melhor refinamento taxonômico. Os

Tardigrada por falta de conhecimento taxonômico e a escassez de especialistas, foram identificados até ao nível de família.

Com relação a abundância total observou-se que os pontos não impactados possuem um maior número de indivíduos em relação aos pontos impactados (Figura 7A). Contudo, considerando apenas os quatro pontos não impactados, não foi observada nenhuma diferença significativa entre eles. Já os três pontos impactados comportaram-se de forma diferente, uma vez que o ponto impactado M5 apresentou maior abundância em relação aos pontos M6 e M7 (Figura 7A). Essa diferença do número de indivíduos entre os pontos não impactados e impactados é também observada em todo o período de coleta, com exceção do mês de Dezembro. Porém, apesar de 11 dos 12 meses apresentarem uma abundância maior nos pontos não impactados, apenas os meses de Junho e Julho apresentaram uma diferença significativa (Figura 7B).

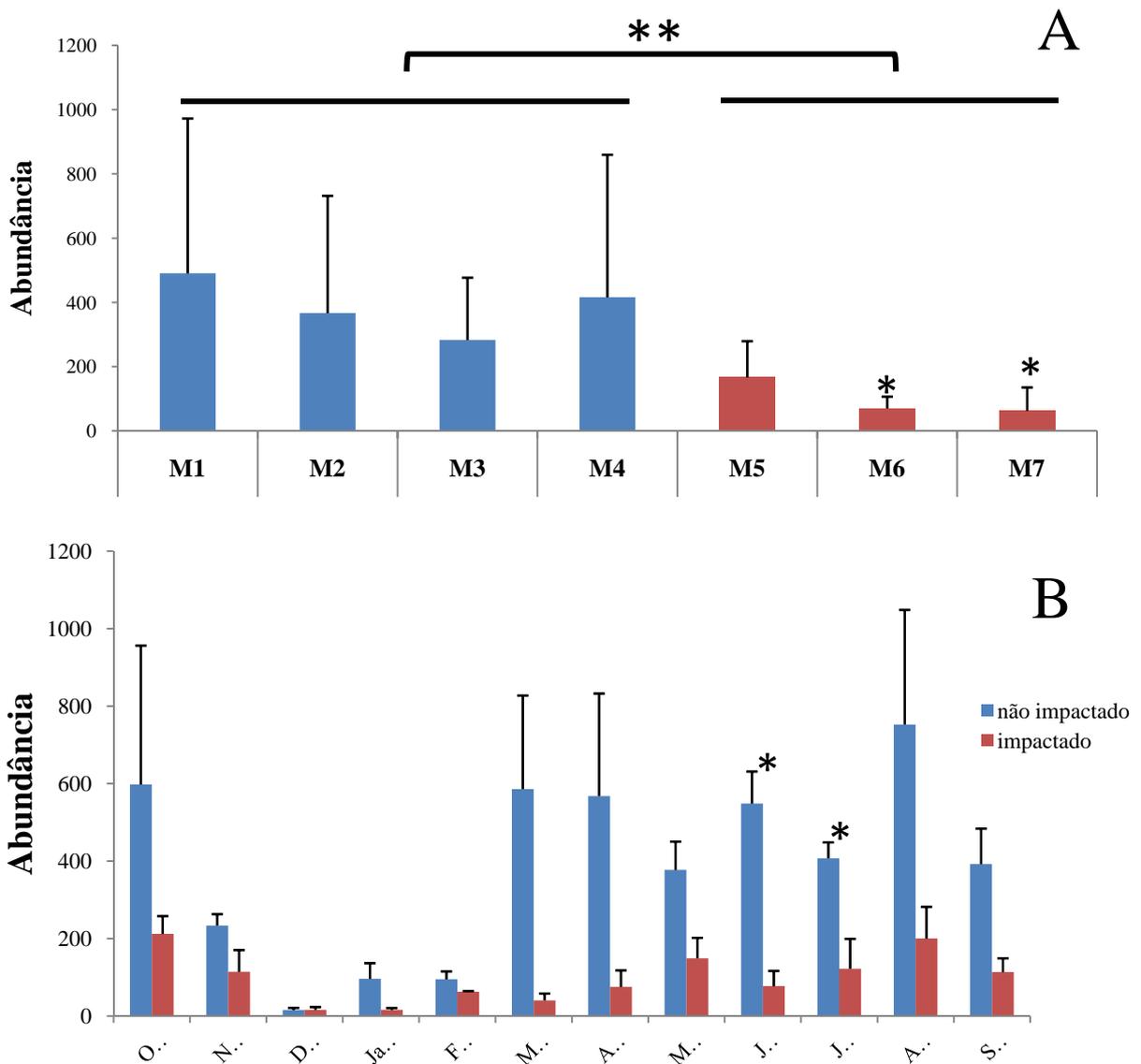


Figura 7 - A: Média (+- SD) da abundância de microinvertebrados entre os pontos Não Impactados (barra azul) e Impactados (barra vermelha), * pontos estatisticamente diferentes em relação ao M5, ** pontos não impactados são estatisticamente diferentes em relação aos impactados. B: Comparativo mensal entre a abundância de microinvertebrados nos pontos não impactados e impactados, * meses em que a diferença foi estatisticamente significativa.

Ao observar individualmente os dados dos diferentes grupos de microinvertebrados é possível constatar diferentes padrões, uma vez que, os Gastrotricha possuem um maior número de indivíduos nos pontos não impactados e a diferença entre esses pontos e os pontos impactados são estatisticamente significantes (Figura 8A). Apesar desta diferença, não houve diferença significativa quando analisado os quatro pontos não impactados entre si, assim como os três pontos impactados. Com relação a variação mensal, todos os meses, com exceção de Dezembro, o número de indivíduos nos pontos não-impactados foi maior do que nos pontos, sendo que apenas os meses de Novembro, Dezembro e Fevereiro essa diferença foi estatisticamente significativa (Figura 9A)

Com relação aos Rotifera, é possível notar um maior número de indivíduos nos pontos não impactados e a diferença entre esses pontos e os pontos impactados é estatisticamente significativa (Figura 8B). Apesar desta diferença, não houve nenhuma diferença significativa quando analisado os quatro pontos não impactados entre si, assim como os três pontos impactados. Com relação a variação mensal, todos os meses o número de indivíduos nos pontos não-impactados foi maior do que nos pontos, sendo que apenas os meses de Maio e Setembro essa diferença foi estatisticamente significativa (Figura 9B)

Os Copepoda possuem um maior número de indivíduos nos pontos não impactados do que nos pontos impactados e a diferença entre esses pontos e os pontos impactados é estatisticamente significativa (Figura 8C). Contudo, considerando apenas os quatro pontos não impactados não foram observados nenhuma diferença estatística entre eles. Já com os três pontos impactados comportaram-se de forma diferente, uma vez que a abundância no ponto impactado M5 é estatisticamente maior em relação aos pontos M6 e M7 (Figura 8C). Essa diferença do número de indivíduos entre não impactados e impactados é também observada em todo o período de coleta, com exceção do mês de Dezembro. Porém, apesar de 11 dos 12 meses apresentarem uma abundância maior nos pontos não impactados, apenas os meses de Junho e Julho apresentaram uma diferença estatisticamente significativa (Figura 9C).

Os Tardigrada possuem um maior número de indivíduos nos pontos não impactados do que nos pontos impactados e a diferença entre esses pontos e os pontos impactados não é estatisticamente significativa (Figura 8D). Contudo, considerando apenas os quatro pontos

não impactados foram observados diferença estatística entre eles, uma vez que os pontos M1 e M2 apresentam maior abundância em relação aos pontos M3 e M4. Já os três pontos impactados comportaram-se de forma diferente, não apresentando nenhuma diferença significativa entre eles (Figura 8D). Porém, apesar de oito dos 12 meses apresentarem uma abundância maior nos pontos não impactados, em nenhum mês de coleta, foi apresentada uma diferença estatisticamente significativa entre os pontos não impactados e impactados. (Figura 9D).

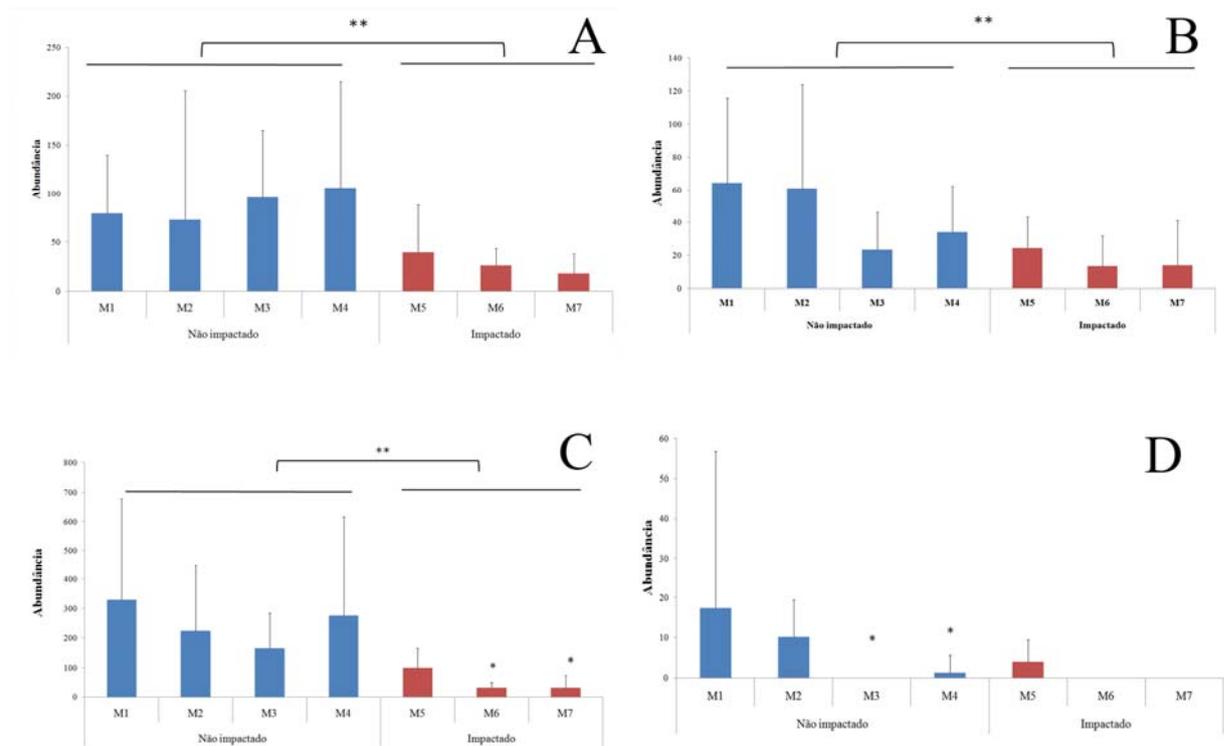


Figura 8 - Comparativo mensal entre a abundância de cada grupo de microinvertebrados nos pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “” mês que apresenta diferença estatisticamente significativa entre pontos Não Impactados e Impactados. A: Gastrotricha; B: Rotifera, C: Copepoda, D: Tardigrada.**

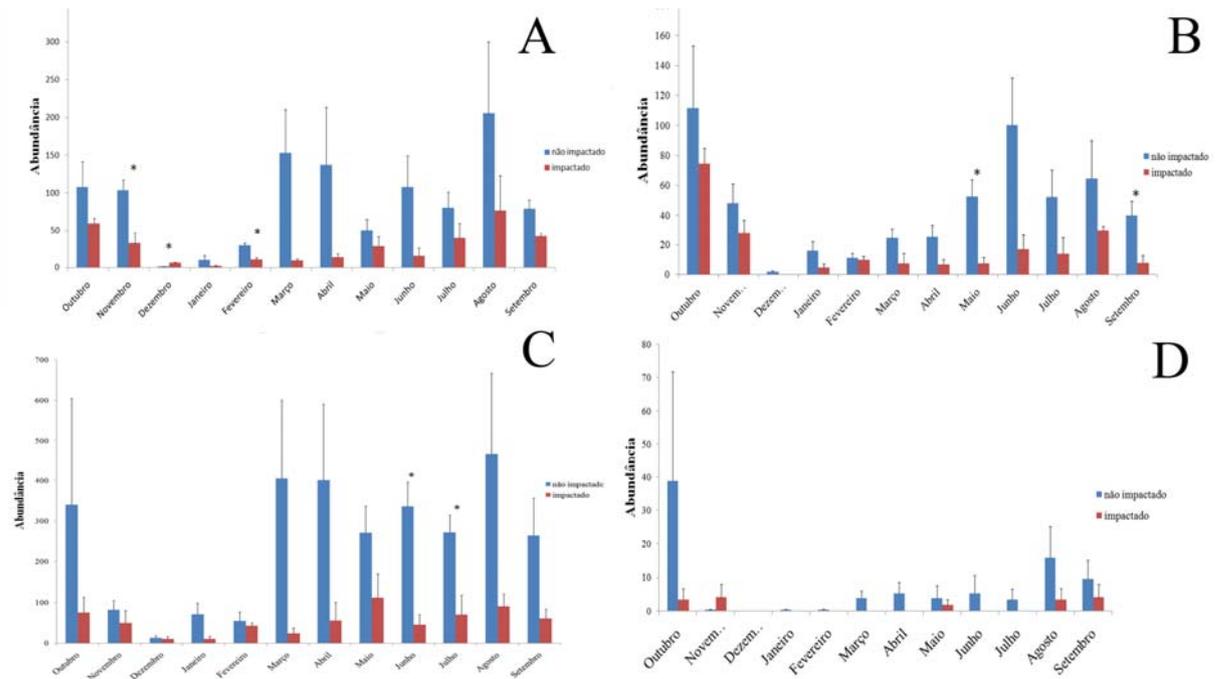


Figura 9 - Média (+ SD) da abundância de cada grupo demicroinvertebrados entre os pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “*” pontos estatisticamente diferentes dentro de cada nível de preservação. “” conjunto dos pontos não impactados estatisticamente diferentes em relação ao conjunto de pontos impactados. A: Gastrotricha; B: Rotifera, C: Copepoda, D: Tardigrada.**

Dividindo o tempo amostral em chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro), observou que não houve diferença estatisticamente significativa entre os dois períodos, quando comparados os grupos de pontos não impactados e impactados, porém a abundancia dos indivíduos dos pontos não impactados e impactados apresentam uma diferença estatisticamente significativa dentro dos dois períodos pluviométricos (Figura 10)

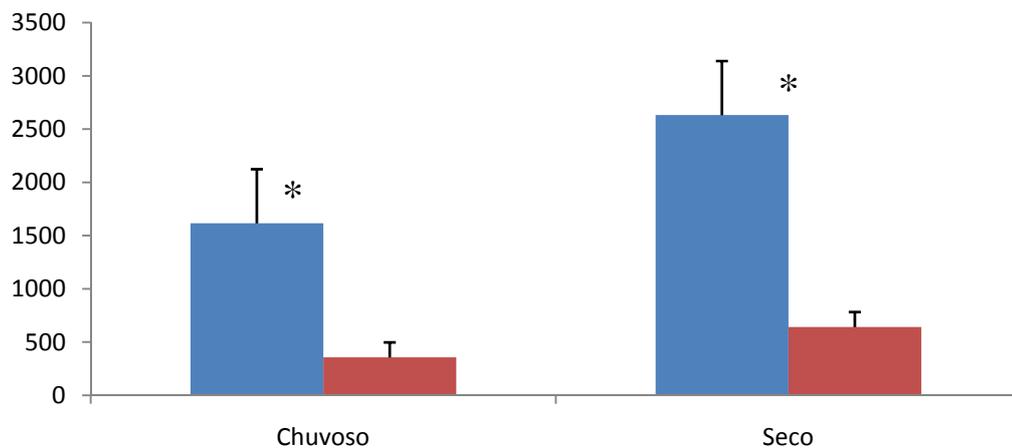


Figura 10 - Média (+ SD) da abundância de microinvertebrados nos períodos de seca e chuvados pontos Não Impactados (barras em azul) e Impactados (barras em vermelho). “*” pontos estatisticamente diferentes dentro de cada classificação pluviométrica

Tabela 4 - Inventário taxonômico e abundância em cada ponto amostrado no Parque Estadual do Rio Preto e em seu entorno

TAXON	PONTOS AMOSTRADOS							TOTAL
	NÃO IMPACTADOS				IMPACTADOS			
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	
GASTROTRICHA								
Ordem Chaetonotida								
Chaetonotidae								
Chaetonotidaespp.	387	229	190	397	95	26	32	1356
<i>Chaetonotus</i> spp.	30	25	6	7	10	0	0	78
<i>Ch. acanthocephalus</i>	86	59	2	3	0	0	0	150
<i>Ch. heideri</i>	6	5	0	4	8	0	1	24
<i>Ch. histryx</i>	7	3	0	1	0	0	0	11
<i>Ch. cf. heterospinosus</i>	5	1	0	0	0	0	0	6
<i>Ch. sp.1</i>	2	7	7	2	0	2	1	21
<i>Ch. sp.2</i>	6	2	0	0	3	0	0	11
<i>Ch. sp.3</i>	5	5	1	0	0	0	1	12
<i>Ch. sp.4</i>	0	1	0	0	1	0	0	2
<i>Ch. sp.5</i>	2	1	1	0	1	0	0	5
<i>Ch. sp.6</i>	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Ch. sp.7</i>	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Ch. sp. 8</i>	1		1	0	0	0	0	2
<i>Aspidiophorus</i> spp.	47	15	17	34	13	1	10	137
<i>Heterolepidodermas</i> spp.	140	190	90	285	16	0	0	721
<i>Ichitidium</i> spp.	9	184	1	3	2	0	1	200
gen. nov. sp. nov	170	74	818	516	309	280	165	2332

<i>Polymerurus</i> spp.	32	248	14	13	16	1	0	324
Ordem Macrodasyida								
Redudasyidae								
<i>Redudasys</i> sp.	13	2	1	3	1	0	1	21
<i>Marinellina</i> sp.	4	0	0	1	0	0	0	5
ROTIFERA								
Subclasse Bdelloidea								
Philodinidae spp.	458	362	199	223	114	109	74	1539
Classe Monogononta								
<i>Lecanes</i> sp.	191	242	37	97	70	33	67	737
<i>Trichocerca</i> spp.	68	73	23	34	48	5	18	269
<i>Cephalodella</i> spp.	39	22	13	16	27	13	0	130
<i>Monommatas</i> sp.	14	18	7	36	31	1	7	114
COPEPODA								
Ordem Harpacticoida								
<i>Forficatocariss</i> spp.	3303	2288	1832	2596	1090	372	343	11824
Ordem Cyclopoida								
Cyclopoida spp.	653	225	140	706	102	1	33	1860
TARDIGRADA								
Ordem Parachela								
Macrobotidae spp.	208	121	0	15	49	0	0	393

Ao final de toda amostragem, o ponto onde se amostrou a maior quantidade de unidades taxonômicas foi M1, com 23, e a menor foi o ponto M6, com 12. Além disso, a grande maioria dos estimadores apresentou valores similares em relação ao observado, exceção Chao1 dos pontos M6 e M7 (Tabela 5). Analisando a diversidade alfa, os pontos não impactados apresentaram uma comunidade mais diversa em relação aos impactados (Tabela 5), porém em relação ao Shannon os índices não variaram de forma significativa, sendo o menor valor ($H' = 1,37$), encontrando no ponto 6 e o maior ($H' = 1,87$), encontrado no ponto 2.

Tabela 5 - Índices ecológicos gerados para todos os pontos amostrais.

Índices	Pontos amostrados						
	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7
Unidades taxonômicas Observadas	23	22	18	21	18	12	14
Chao1	23	22	22,5	21,5	18,5	20	24
Chao2	23	22	22,5	21,39	20	16,17	38,5
Jack 1	23	22,92	20,75	23,75	19,83	16,58	20,42
Jack 2	20,73	22,23	22,49	21,7	20,74	18,48	25,49
Bootstrap	23,36	22,69	19,23	22,73	18,89	14,1	16,64
Fisher	3,04	3,02	2,49	2,81	2,73	1,98	2,44
Shannon	1,69	1,87	1,44	1,62	1,68	1,37	1,64

A curva de acumulação das espécies considerando os sete pontos amostrados em 12 meses amostrados praticamente atingiu a estabilidade em cinco dos sete pontos amostrados, M1 a M5 (Figura 11). As curvas de M6 e M7 indicam que um maior número de espécies ainda pode ser encontrado se ocorrerem mais coletas. Segundo os estimadores não paramétricos (Jack1 e 2 e Chao 1 e 2), para os pontos M1, M2, M4 e M5 os valores estimados foram iguais ao observados, indicando que seria difícil a ocorrência de novas espécies, caso ocorresse um maior número de coletas. Por outro lado, os demais pontos os estimadores indicaram valores superiores ao observados, indicando que a suficiência amostral ainda não foi atingida (Tabela 5).

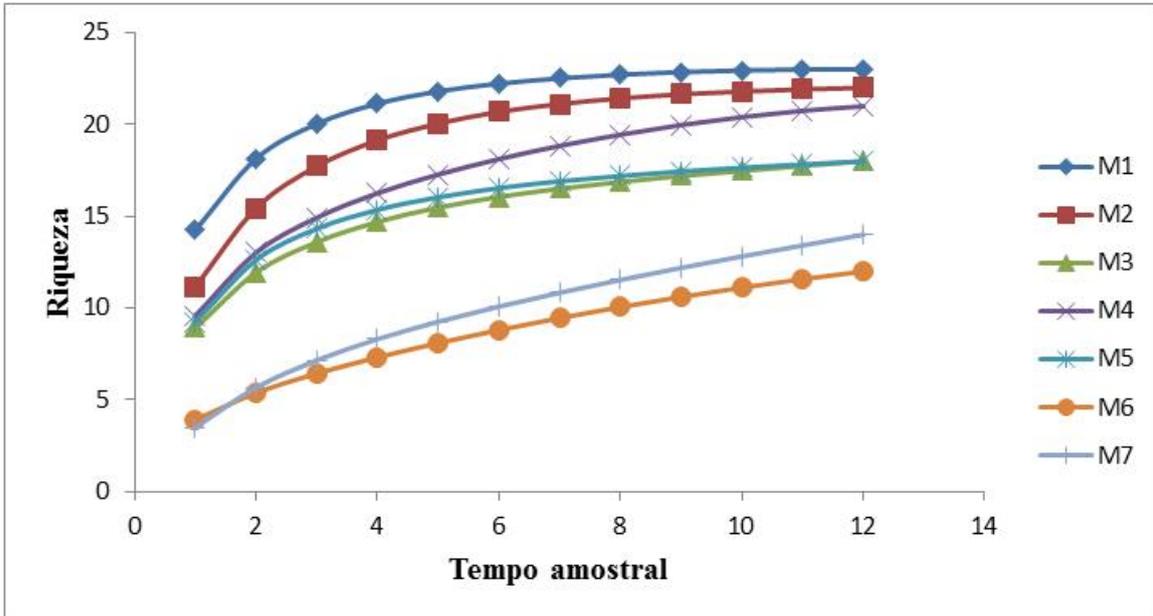


Figura 11 - Curvas de acumulação de espécie para os sete pontos amostrados.

3.3 RELAÇÃO DA ABUNDÂNCIA E RIQUEZA DE MICROINVERTEBRADOS COM PLUVIOSIDADE

Ao correlacionar abundância dos microinvertebrados com a precipitação, obteve-se uma correlação negativa significativa, na qual o número de indivíduos amostrados foi maior em baixo índice de precipitação ($r(\text{Pearson}) = -0,5993$; $p < 0,05$) (Figura 12). Em contrapartida, a precipitação não apresenta uma correlação com a riqueza amostrada mensalmente ($r(\text{Pearson}) = -0,2054$; $p > 0,05$) (Figura 13).

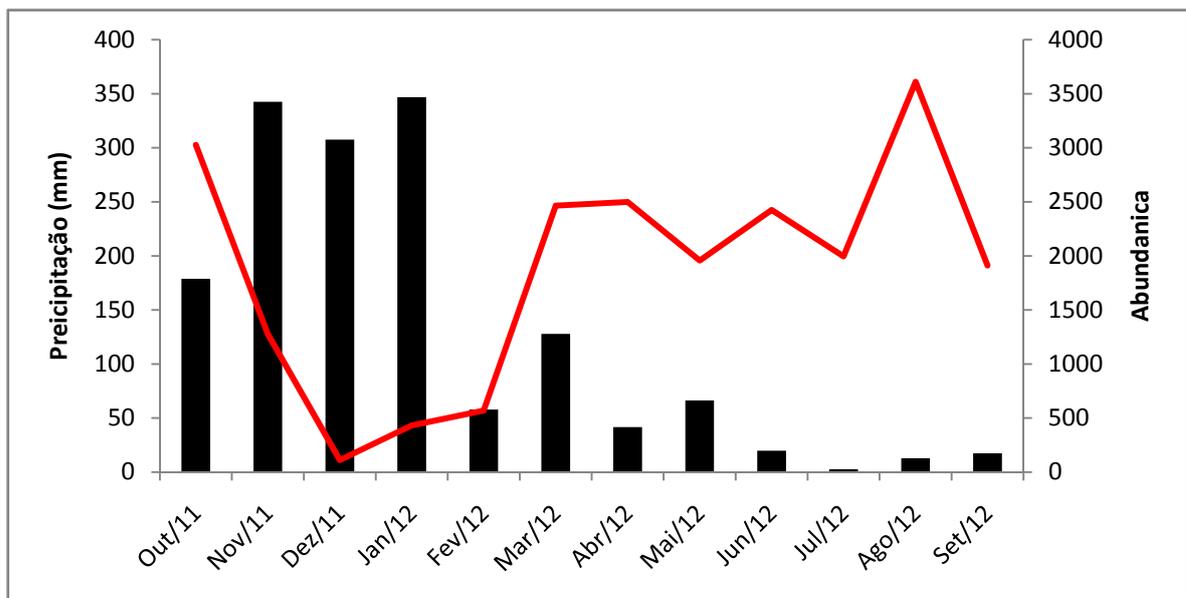


Figura 12 - Relação entre precipitação pluviométrica e abundância total dos microinvertebrados durante o período de coleta. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundância mensal.

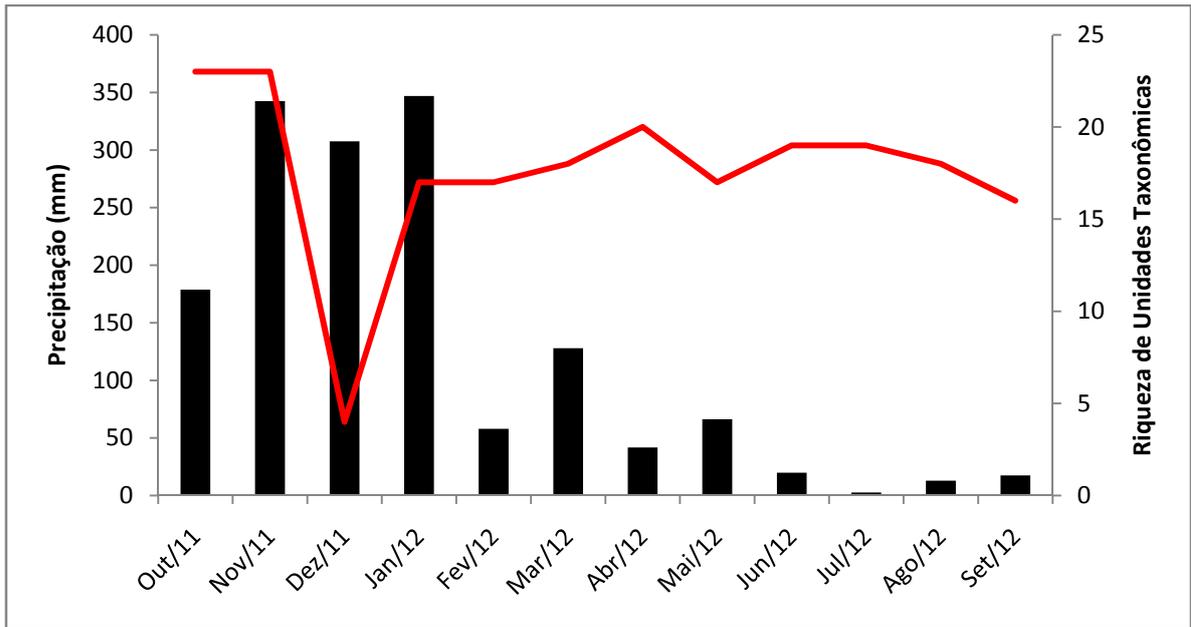


Figura 13 - Relação entre precipitação e numero de unidades taxonômicas durante o período de coleta. Barras pretas indicam precipitação pluviométrica e a linha vermelha a abundancia mensal.

Com relação a abundancia dos grupos taxonômicos (Figura 14), a chuva apresentou correlação negativa com a abundância Copepoda ($r(\text{Pearson}) = -0,6930$; $p < 0,05$). Os demais grupos não houve correlação, sendo eles Gastrotricha ($r(\text{Pearson}) = -0,4585$; $p > 0,05$), Rotifera ($r(\text{Pearson}) = -0,2022$; $p > 0,05$) e Tardigrada ($r(\text{Pearson}) = -0,1322$; $p > 0,05$).

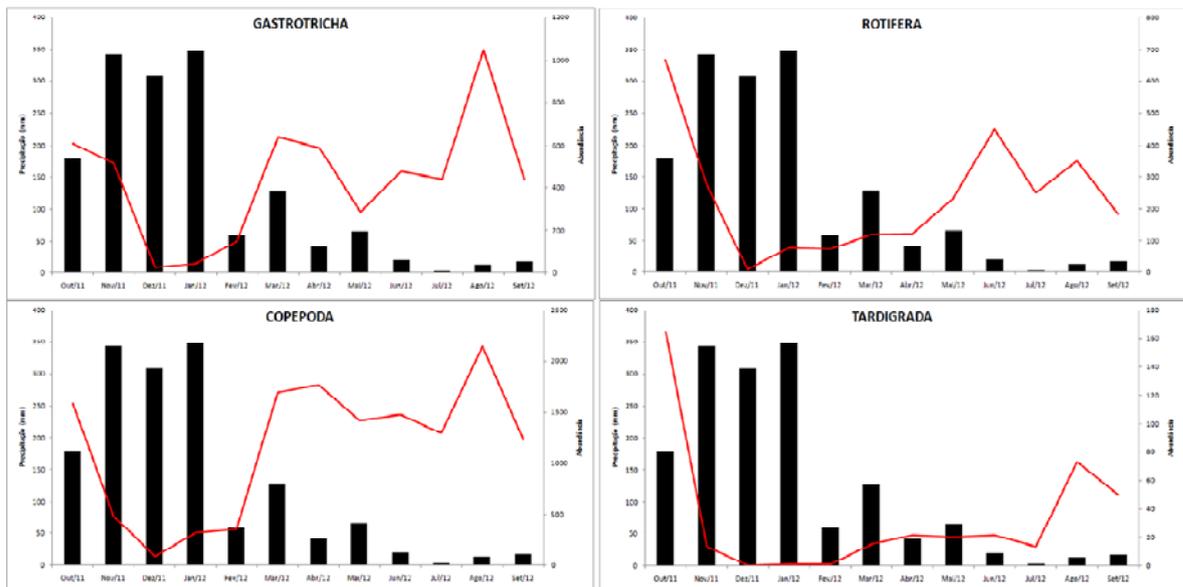


Figura 14 - Relação entre precipitação e abundancia total mensal de cada grupo taxonômico. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundancia mensal

Relacionando os a abundância dos indivíduos coletados nos sete pontos amostrais com a precipitação, nenhum deles apresentou nenhuma tipocorrelação (Figura 15). Porém, em todos os pontos amostrados o declínio na abundancia de indivíduos nos períodos chuvosos apresenta o mesmo padrão. Levando em consideração a abundância total amostrada em Outubro/2011 como base de comparação, após o mês de Dezembro o ponto M1 teve uma queda de 98,8%, o ponto M2 decaiu 99,2%, M3 81,4%, M4 93,2%, M5 90,1%, M6 88,1% e M7 de 98%. Observa-se que todos os pontos, impactados ou não, decaíram sua abundancia em mais de 80%, com destaque dos pontos M2 e M7 com quedas superiores a 98%. Após o evento chuva, no período de máxima seca (Julho/2012), o ponto M2 já possuíam cerca de 98% da sua abundância local reestabelecida, em contrapartida o ponto M7 apenas 2,04% da sua comunidade local tinha se reestabelecido, ou seja, os pontos impactados não ofereceram recursos suficientes para reestruturação da comunidade além do pressão antrópica, na forma de visitação (Figura 15).

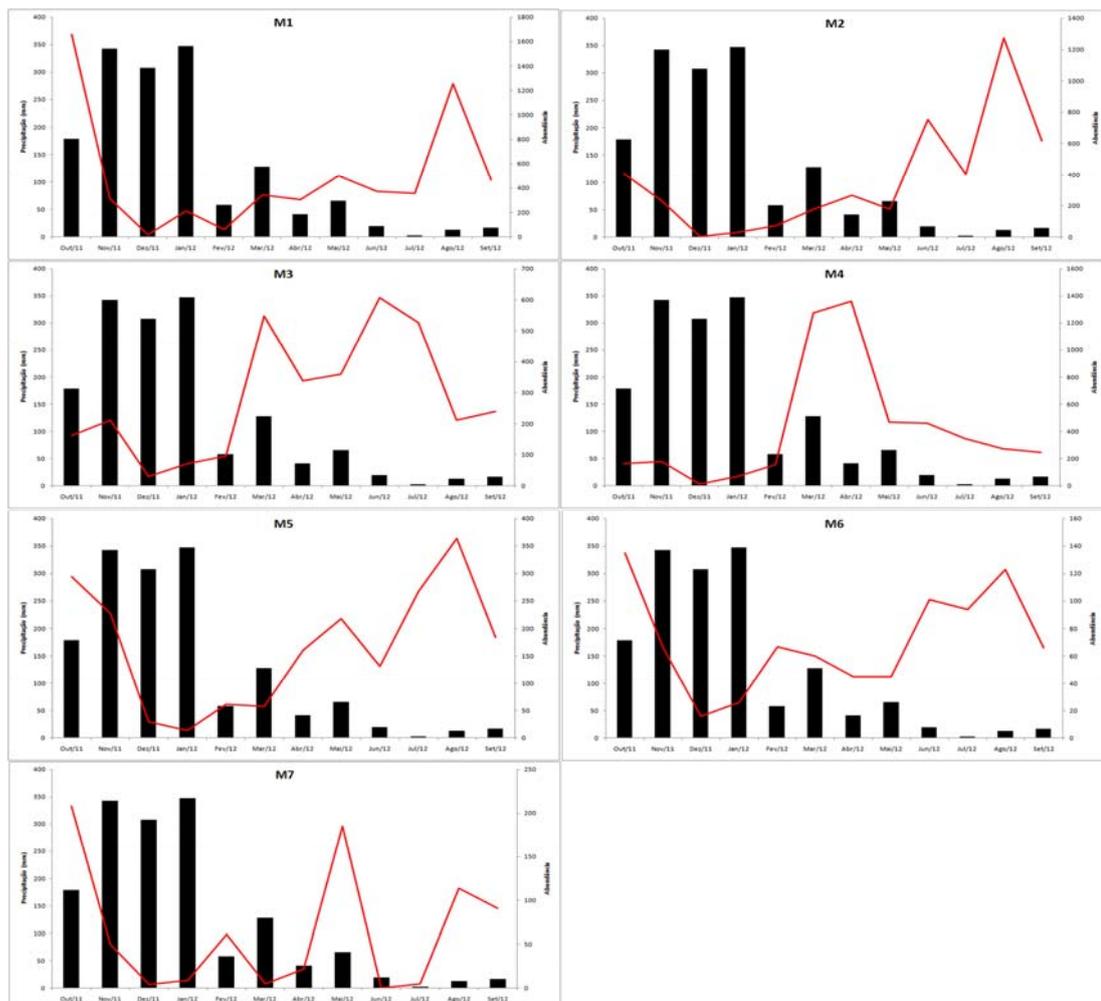


Figura 15 - Relação entre precipitação e abundância total mensal em cada ponto amostral. Barras pretas indicam precipitação e a linha vermelha a abundância mensal

4 DISCUSSÃO

4.1 DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E SUA INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS

De acordo com Mason (1991), o nível de degradação dos ecossistemas podem ser identificados a partir da análise da diversidade e riqueza de organismos destes ambientes. Os ambientes não poluídos são compostos por um grande número de espécies, e uma representatividade da abundância quase que igual das espécies na comunidade. Por outro lado, os ambientes poluídos são compostos por um baixo número de espécies e a grande maioria dos indivíduos da comunidade pertence a pouquíssimas espécies. Reforçando essa ideia, Ligeiro *et al* (2013), demonstraram em seu trabalho que locais com grande influência antrópica, há uma queda significativa na riqueza de macroinvertebrados em relação a locais de pouco impacto.

Os pontos M6 e M7, os sítios menos ricos e considerados como poluídos no presente estudo, apresentam predomínio de basicamente duas unidades taxonômicas, Gênero Novo (Gastrotricha) e *Forficatocarisspp.* (Copepoda). Já os pontos M1, M2, M3, M4 e M5, sítios mais ricos e a maioria não poluídos, possui uma grande número de espécies de diferentes dos 4 grandes táxons (Gastrotricha, Rotifera, Copepoda e Tardigrada) coletados. Além disso, ao comparar o ponto M6 com o M1, veremos que no primeiro, mesmo após um longo período de estiagem, apenas quatro unidades taxonômicas foram coletadas em agosto. Já no segundo ponto, após o mesmo período, foi possível observar 16 unidades taxonômicas. Esse mesmo padrão é notado quando analisamos os pontos através da abundância total, já que, logo após o período chuvoso, no ponto M3a comunidade de microinvertebrados apresentava cerca de 600 indivíduos e nos pontos M6 e M7 foram coletados cerca de 120 e 200 organismos, respectivamente. É então notório, que haja uma pressão externa que impede as comunidades nos pontos impactados a se recuperarem.

Ao observar os pontos M6 e M7, grande parte das espécies coletadas foram encontradas em apenas um mês e/ou apenas um indivíduo em uma amostra. A baixa amostragem das espécies encontradas nesses dois pontos de coleta deve estar intimamente associada com a dificuldade de reestruturação devido a fato de existir, além da pressão natural (precipitação), pressões não naturais (intensa visitação) causadas pela interferência antrópica. Além disso, esses dois pontos impactados, são locais de intensa visitação, principalmente o ponto M7, que está inserido em um local de atração para o lazer da comunidade local, sendo esse o grande fator limitante da distribuição dos microinvertebrados.

Um fato interessante, que vale ser ressaltado, é que, apesar de as comunidades dos pontos M6 e M7 comportarem-se como as de locais impactados pela poluição, não foi constatado o despejo de forma direta esgoto urbano ou qualquer outro tipo de rejeito. Outro fato relevante, é que os valores dos parâmetros físico-químicos coletados, não variaram de forma significativa entre os sete pontos, o que deixa claro que nenhum fator físico-químico foi responsável pela distribuição dos microinvertebrados, já que segundo Bispo *et al* (2006) a condutividade elétrica e o pH somente exercem influência sobre as comunidades faunais quando encontradas em valores extremos, ou quando associados a poluição orgânica. Essa pressão externa sobre as comunidades de microinvertebrados exercemnas curvas de acumulação de espécies dos pontos M6 e M7, uma limitação na tendência de estabilização, sugerindo que mais coletas seriam necessárias para a estabilização dessas curvas. Mesmo se houver um maior esforço amostral e o local continuar sendo afetado pela intensa interferência antrópica, o panorama atual nunca será reestabelecido em relação ao inicial (ARGERICH et al, 2004). Os pontos M1, M2, M3, M4 e M5, se comportaram de forma opostao descritos para os pontos M6 e M7, já que apresentaram curvas de acumulação de espécies praticamente estabilizadas. As comunidades nos locais preservados tiveram tempo, espaço e liberdade para recolonização, não havendo um evento externo que pressionasse e selecionasse ainda mais essas comunidades.

Um fator a se levar em consideração são as espécies que apresentam potencial para serem consideradas como indicadores ambientais para locais em bom estado de preservação, tais como *Chaetonotus acanthocephalus*, *Ch. hystrix*, *Ch. heterospinosus*, *Ch. sp.6*, *Ch. sp.7*, *Ch. sp.8* e *Marinellina* sp. Essas sete espécies foram encontradas apenas em locais não impactados, onde as duas primeiras foram amostradas com uma elevada abundância, seja antes ou depois do período de intensa precipitação. O fato dessas espécies serem encontradas apenas em locais preservados e sem nenhuma interferência antrópica serve como subsídio para acreditar que essas espécies sejam de fato indicadoras de boa qualidade de água, mesmo assim é necessário coletas em pontos distintos para a confirmação dessa afirmativa. Porém o fato dessas espécies encontradas em apenas locais não impactados serem pouco abundantes pode ser um ponto contrário à utilização desses organismos como indicadores ambientais.

4.2 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA E SUA INFLUÊNCIA NA DISTRIBUIÇÃO DOS ORGANISMOS

A precipitação pluviométrica é a grande responsável pela variação do fluxo de corrente, e essa variação pode afetar fortemente a abundância de organismos ou exterminar toda a comunidade de um determinado trecho, determinando assim também, a riqueza daquele ponto (LAKE, 2000; SWAN; PALMER, 2000; MCCABE; GOTELLI, 2000; ROBINSON *et al*, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; CALLISTO *et al*, 2012)

Ao observar os dados de abundância dos organismos coletados é visível a diminuição do número de espécimes em todos os pontos e de todos os grupos taxonômicos principalmente no mês de dezembro. De uma maneira geral, o alto índice de precipitação afetou toda a distribuição da biota, diminuindo drasticamente tanto sua taxa de riqueza e densidade. Este fato pode ser observado em outros trabalhos, onde o período chuvoso serve de limitador da distribuição da biota e também como seletor de organismos adaptados aquele distúrbio (e.g. CALLISTO; GOULART, 2005).

Mesmo com diferenças pluviométricas evidentes, ao se comparar o período chuvoso com o período mais seco, não se encontrou nenhuma diferença estatisticamente significativa entre as abundâncias desses dois períodos, diferindo de trabalhos que utilizam invertebrados bentônicos (e.g. CALLISTO; GOULART, 2005; OLIVEIRA; CALLISTO, 2010; mas veja CALLISTO *et al*, 2005b). Este fato pode ter ocorrido, pois os macroinvertebrados dependem em determinada fase da sua vida da coluna d'água, já os microinvertebrados passam todas as fases do ciclo de vida exclusivamente no bentos, sendo afetadas apenas pelo carreamento decorrente da variação de fluxo.

Organismos que vivem sobre o efeito desses distúrbios, necessitam artifícios para resistência e resiliência em determinados ambientes afetados por estes distúrbios. Morfológicamente os organismos que compõem a meiofauna bentônica possuem corpos mais filiformes, geralmente apresentam órgãos adesivos ou algum mecanismo para se fixar no substrato (LAKE, 2000). Além das adaptações morfológicas é necessário o uso de outros artifícios, como por exemplo, lugares conhecidos como refúgio. Diversos trabalhos apresentam resultados, indicando que para uma comunidade obtenha sucesso na resistência a distúrbios e a recolonização é necessário a presença de variados tipos de refúgios (TOWNSEND, 1989; WARD; PALMER, 1994; LAKE, 2000; ROBERTSON, 2000; MCCABE; GOTELLI, 2000; SWAN; PALMER, 2000; ROBINSON *et al*, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; SMITH; BROWN, 2006; WINEMILLER *et al*, 2010), ou

seja, o efeito do distúrbio em uma biota e sua resposta é diretamente proporcional a variedade de refúgios que aquele local apresenta (LAKE, 2000).

Os pontos M1 e M2, caracterizados por possuírem um fundo de rio em forma de lapa, com pouco sedimento solto e muito fino, não apresentam uma grande variedade de refúgios para recolonização da comunidade. Mesmo sendo pontos altamente preservados, a capacidade de reestruturação da comunidade logo após a intensa chuva foi muito baixo (em abril, cerca de 18,45% e 65% respectivamente, em relação ao mês de outubro), apresentando um crescente aumento na abundância nos meses onde a precipitação foi menor, e consequentemente houve uma diminuição do fluxo. Quanto maior for o tamanho da matéria orgânica (pedaços de árvores, galhos) ou maiores forem os seixos, menos móveis eles serão permitindo abrigo de comunidades neles (LAKE, 2000; ROBERTSON, 2000), este é o caso dos pontos M3 e M4, também não impactados, ondesão caracterizados por uma grande quantidade de matéria orgânica, sedimento abundante e grosso e fundo de rio com solo profundo, apresentaram uma capacidade de recolonização elevada, acima do valor coletado em outubro, em comparação a todos os outros pontos (cerca de 209,2% e 834,9% respectivamente em relação ao mês de outubro), corroborando com a teoria do refúgio. Em contrapartida, as comunidades dos pontos M6 e M7 apesar de possuírem características semelhantes ao ponto M3 e M4, não apresentaram uma comunidade com uma boa capacidade de resiliência (cerca de 33% e 10,5%, respectivamente, em relação ao mês de outubro). Mesmo não havendo nenhum padrão na forma de recolonização dos invertebrados, foi possível constatar que a pressão antrópica sobre as comunidades estabelecidas nos pontos impactados, foi o principal fator limitante para o reestabelecimento das comunidades de microinvertebrados. Ao comparar esses dados com o trabalho de Argerichet al (2004), é possível observar claramente o mesmo panorama, onde os pontos M1-M5 após o período de intensa precipitação apresentaram uma grande capacidade de reestruturação de suas comunidades, com uma recuperação quase que total da taxa de riqueza e diversidade, ao contrário dos pontos impactados que não se reestruturam devido a pressão antrópica exercida nestes pontos.

Para que certas modificações ocorram na comunidade de microinvertebrados não são necessárias grandes volumes de precipitações. Um pequeno distúrbio pode afetar a estrutura de uma comunidade microinvertebrados já estabelecida, como observado no mês de julho, o qual foi o período mais seco de todo o período de estiagem, com uma precipitação de 2.7mm, sendo que esse baixo fluxo de água estava permitindo o começo de uma reestruturação da

comunidade. Logo após esse período, durante o mês de agosto houve uma taxa de precipitação com um volume cerca de seis vezes maior que o mês anterior (12.9 mm) causando um distúrbio evidente nas comunidades meiobentônicas, afetando a abundância dos microinvertebrados nos sete pontos amostrados. Tal fato ocorreu devido a comunidade já estar estabelecida e um pequeno distúrbio externo causar uma interferência na dinâmica local, levando a queda nos níveis de riqueza e densidade local (ROBINSON *et al*, 2004; CALLISTO; GOULART, 2005; CALLISTO *et al*, 2012).

Paralelamente analisando cada grupo taxonômico e sua relação com a precipitação, observou-se que Copepoda e Gastrotricha obtiveram maior sucesso como grupos recolonizadores. Esse resultado é similar ao apresentado em um trabalho de revisão de ROBERTSON (2000), onde esses dois grupos apresentam maior sucesso de resistência contra distúrbio em rios de baixa profundidade, principalmente os copépodos, os quais possuem uma grande capacidade de movimentação. Experimentos realizados por trabalhos anteriores, como por exemplo, Ward e Palmer (1994), Beier e Transpurger (2001), demonstram que não há um padrão de resposta sobre o aumento do fluxo, mas citam os nemátodos e os copépodos como organismos com uma capacidade de resistência e resiliência muito grande. Já os rotíferos e tardígrados não obtiveram muito sucesso em sua recolonização, principalmente tardígrados, que desde a primeira amostragem foram encontrados poucos exemplares e não houve um crescimento expressivo logo após o período chuvoso.

A grande abundância de copépodos haparticoidas, indivíduos predominantemente distribuídos na região bentônica, e sua rápida recolonização pós-chuva em todos os pontos, principalmente aos pontos mais a jusante, podem ser provenientes do deslocamento desses indivíduos pela correnteza. Esse efeito de deslocamento de invertebrados em decorrência de fatores naturais, principalmente alteração no fluxo de correnteza, é conhecido como “drift” (BRITTAIN; EIKELAND, 1988; CASTRO *et al*, 2010). Esse carreamento pode ter sido responsável pela distribuição e abundância dos copépodos e do gen. nov., sp. nov. em todos os pontos.

5 CONCLUSÃO

Foi possível observar que mesmo em locais onde as características naturais apresentam bons locais para recolonização, a intervenção antrópica afeta diretamente o restabelecimento da comunidade, bem como sua abundância e riqueza inicial. Os distúrbios naturais, como a precipitação, podem afetar drasticamente a abundância e a riqueza das comunidades e a sua capacidade de resiliência está intimamente a quantidade de refúgios disponível a para as comunidades que servirão de futuras fontes. A disponibilidade de refúgio é diretamente proporcional a velocidade e eficiência na recolonização dos ambientes afetados pelo efeito do aumento do fluxo de correnteza, além disso, os ambientes mais a jusante são fortemente influenciados pelos organismos carreados durante o distúrbio.

Os dados gerados nesse estudo levam a crer que os microinvertebrados possuem potencial como indicadores ambientais. Contudo, é necessário criar bancos de dados com informações sobre a distribuição desse grupo de animais, bem como as características ambientais onde eles são encontrados.

Apesar de estar fechado durante todo período amostrado, o PERP é um local de grande visitação e alvo de turismo ecológico da região, portanto acredita-se que os a visitação gera impacto nas comunidades meiofaunais, porém há necessidade de mais estudos para a confirmação dessa hipótese.

REFERÊNCIAS

- ABÍLIO, F.J.P.; RUFFO, T.L.M.; SOUZA, A.H.F.F.; FLORENTINO, H.S.; JUNIOR, E.T.O.; BIANCA NÓBREGA MEIRELES, B.N.; SANTANA, A.C.D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da caatinga. **Oecologia Brasiliensis**.v.11, p.397-409, 2007
- ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *In: IV Simposio del Agua en Andalucía SIAGA*, Almeria, España. p. 203-213. 1996
- ALBA-TERCEDOR, J.; PARDO, I.; PRAT, N.; PUJANTE, A. 2005. **Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según La Directiva Marco del Agua**: Protocolo de muestreo y análisis para Invertebrados bentônicos. Ministerio de Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Ebro. España. 55p.
- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v.37, p. 149–161, 1997
- ARGERICH, A.; PUIG, M.A.; PUPILLI, E. Effect of floods of different magnitude on the macroinvertebrate communities of Matarranya stream (Ebro river basin, NE Spain). **Limnetica**, v. 23, p. 283-294. 2004.
- AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. BioEstat 5.0. 2007. Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá (MCT). Imprensa Oficial do Estado do Pará.
- AYRES-PERES, L., SOKOLOWICZ, C.C. ; SANTOS, S. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica**, v.3. 2006.
- BALSAMO, M; D'HONDT, J-L; KISIELEWSKI, J; PIERBONI, L. Global diversity of gastrotrichs (Gastrotricha) in fresh Waters. **Hydrobiologia**.v.91, p.595:85, 2008.
- BAPTISTA, D.F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de Biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**,v.12, p.425-441, 2008.

BEIER, S.; TRANSPURGER, W. The meiofauna community of two small German streams as indicator of pollution. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery**, v.8, p.387-405, 2001.

BERNARDINO, R.; RODRIGUES, S.; RAFAEL, M. T.; ALVES, M. H.; HENRIQUES, A. G. Análise Comparativa da Qualidade Ecológica das Águas Superficiais Nacionais tendo como base os Planos de Bacia Hidrográfica. *In: Actas do II Congresso Ibérico sobre Planeamento e Gestão da Água*. 2000.

BUCLEY, R. Ecological indicators of tourist impacts in Parks. **Journal of Ecotourism**, v.2, p. 54 – 66, 2003.

CALLISTO, M. Biodiversity in streams of the Serra do Cipó National Park, MG, Brazil. **Chironomus Newsletter**, v.10, p.8, 1997.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F.; MORENO, P. 2005a. **Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores**. *In: Goulart, E.M.A. (Eds). Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais*, 555-567.

CALLISTO, M.; GOULART, M.; BARBOSA, F. A. R.; ROCHA, O. Biodiversity Assessment of Benthic Macroinvertebrates along a Reservoir Cascade in the lower São Francisco River (Northeastern Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v.65, p.1-6. 2005b.

CALLISTO, M.; TUPINAMBÁS, T.H.; CASTRO, D.M.P.; MARONEZE, D. Minimum flow effects on benthic macroinvertebrates as bioindicators downstream of hydroelectric dams. *In: 9th International Symposium on Ecohydraulics*. Vienna, Austria. 2012

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. **Oecologia Brasiliensis**, v.5, p.299-309, 1998.

CALLISTO, M.; GOULART, M. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 539, p. 47-56, 2005.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, p.618 -622. 2000.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, p.618 -622. 2000.

CASTRO, D.M.P.; TUPINAMBÁS, T.H.; CALLISTO, M. Flutuações de vazão e o “drift” de macroinvertebrados: subsídios para a parametrização de vazões ambientais. *In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*, Maceió, Brasil. p.1-14. 2011.

CASTRO, D.M.P.; TUPINAMBÁS, T.H.; SANTANA, D.; RIBEIRO, A.; CALLISTO, M. Uso do “drift” e conteúdo estomacal de peixes como metodologias complementares ao inventário de macroinvertebrados bentônicos. *In: III Encontro de Recursos Hídricos*, Sergipe, Brasil. 2010

CÉRÉGHINO, R.; PARK, Y-S; COMPIN, A.; LEK, S. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, p. 442-456, 2003.

CHRISTENSEN, S.C.; NISSEN, E.; ARVIN, E. ALBRECHTSEN, H.J. Distribution of *Asellusaquaticus* and microinvertebrates in a non-chlorinated drinking water supply system-- effects of pipe material and sedimentation. **Water Research**, v.45, p.3215-24, 2011.

CHRISTOPHER T. ROBINSON, C. T.; ABISCHER, S.; UEHLINGER, U. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. **The North American Benthological Society**, v.23, p.853–867. 2004.

COLWELL, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>

CORDEIRO, B.M.; FACINCANI, E.M. **Caracterização físico/química de ambientes lóticos nas bacias dos rios Aquidauana e Taboco, MS**. 2009.11p. Iniciação Científica. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul, 2009.

COUCEIRO, S.; HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. **Oecologia Australis**, v.15, p.762-774. 2011.

COUCEIRO, S.; HAMADA, N. Os instrumentos da política nacional de recursos hídricos na região norte do Brasil. **Oecologia Australis**, v.15, p.762-774. 2011.

DE PAUW, N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v.100, p.153-168, 1983.

ESTEVES, F. A. 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602p.

ESTEVES, F. A. 2011. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 p.

FELD, C.; HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. **Freshwater Biology**, v.52, p.1380-1399, 2007. FELD; HERING 2007

FILÍPE VICENTE, F. Micro-invertebrates conservation: forgotten biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v.19, p.3629–3634, 2010

FONSECA, C.P. Caracterização dos Ecossistemas aquáticos do Cerrado. *In*: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J.C.; M. FELFILI, J.M. **CERRADO: Ecologia, Biodiversidade e Conservação** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. cap 25. p. 415-430

FREIRE, M.M; SANTOS, V.G.; GINUINO, I.S.F. ; ARIAS, A.R.L. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, p.347-354. 2008.

FREIRE, M.M; SANTOS, V.G.; GINUINO, I.S.F. ; ARIAS, A.R.L. Biomarcadores na avaliação da saúde ambiental dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, p.347-354. 2008.

GARCIA-VALDECASAS, A.; ABOAL, M.; CIRUJANO, S.; IEPURE, S.; JAUME, D.; PROCTORAND, H.; VELASCO, J. L. Sampling continental freshwater. *In*: EYMANN, J.; DEGREEF, J; HÄUSER, C.; MONJE, J.C.; SAMYN, Y; VANDENSPIEGEL, D. **Manual on**

Field Recording Techniques and Protocols for All Taxa Biodiversity Inventories. *Abc Taxa*, 2010. cap. 10. p.213 -272.

GARRAFFONI, A.R.S., ARAÚJO T.Q., LOURENÇO A.P., BALSAMO M. New data on freshwater psammic Gastrotricha from Brazil. **ZooKeys**. v.60, p.1-12, 2010.

GIMENES, K.Z.; CUNHA-SANTINO, M.B.; IRINEU BIANCHINI JR, I.B. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em Ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, v.14, p.1036-1073, 2010.

GONÇALVES, F.B.; ARANHA, J. M. R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v.33, p.181-191. 2004.

GONÇALVES, F.B.; ARANHA, J. M. R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v.33, p.181-191. 2004.

GORE, J. A.; KELLY, J.R.; YOUNT, J.D. Application of Ecological Theory to Determining Recovery Potential of Disturbed Lotic Ecosystems: Research Needs and Priorities. **Environmental Management**, v. 14, p. 755-762.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**. v.4, p.379-391, 2001.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v.1, p.1-9, 2003.

HEINO, J. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. **Biodiversity and Conservation**, v.11, p. 137-147, 2002

HIGGINS, R.P.; THIEL, H. Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, 1988, DC.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). 2005. **Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio São Francisco em 2004**: Sub-bacia do Rio Paraopeba. Belo Horizonte. 192p.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas). 2005. Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio São Francisco em 2004: Sub-bacia do Rio Paraopeba. Belo Horizonte. 192p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET) Dados Históricos de Precipitação. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 30 outubro 2012

JOHN E . BRITAIN, J. E.; EIKELAND, T. J. Invertebratedrift - A review. **Hydrobiologia**, v.166, p.77 – 93. 1998.

KASTURIRANGAN, L.R. A key for the identification of the more common planktonic Copepoda of Indian coastal waters. **Council of Scientific and Industrial Research**. v.2. 1963

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação temporal. **Oecologia Brasiliensis**, v.5, p.157-173, 1998.

KIKUCHI, R.M.; UIEDA, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação temporal. **Oecologia Brasiliensis**, v.5, p.157-173, 1998.

KUHLMANN, M.L.; BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y. ; ANAYA, M. Invertebrados Bentônicos como indicadores de impactos antrópicos sobre ecossistemas aquáticos continentais. *In*: N. B. MAIA; H. L. M.; W. BARRELLA. **Indicadores Ambientais: Conceitos e aplicações**. EDUC/COMPED/INEP, São Paulo: São Paulo, 2001. cap. 13, p. 237-248.

LAKE, P.S. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of North American Benthological Society*, v.19, p.573-592, 2000

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235p. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, Brasil.

LEGAT, L.N.A. ; BRITO, J.L. O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão. **Oecologia Australis**, v.14, p.1021-1035, 2010.

LIGEIRO, R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; MACEDO, D. R.; FIRMIANO, K. R.; FERREIRA, W. R.; OLIVEIRA, D.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. **Ecological Indicators**, v.25, p.45–57. 2013.

LIMA, J.A.; DAMBROS, M.V.R.; DE ANTONIO, M.A.P.M.; JANZEN, G.J.; MARCHETTO, M. Potencial da economia de água potável pelo uso de água pluvial: análise de 40 cidades da Amazônia. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.3, p.291-298. 2011.

LIMA, J.S.L. Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos biológicos e morfológicos. *In*: N. B. MAIA; H. L. M.; W. BARRELLA. **Indicadores Ambientais: Conceitos e aplicações**. EDUC/COMPED/INEP, São Paulo: São Paulo, 2001. cap. 5, p. 95-115.

MAIER, M. H. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. **Boletim do Instituto da Pesca**, v.5, p.75-90, 1978.

MANNES, S.; ROBINSON, C.T.; UEHLINGER, U.; SCHEURER, T.; ORTLEPP, J.; MÜRLE, U.; MOLINARI, P. Ecological effects of a long-term flood program in a flow-regulated river. **Revue de Géographie Alpine**, v.96, p. 125-134.2008.

MARENCO, J.A.; DIAS, P.L.S. Mudanças climáticas globais e seus impactos nos recursos hídricos. *In*: A.C. REBOUÇAS; B. BRAGA ; J.G. TUNDISI. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Escrituras, São Paulo: São Paulo, 2006. cap.3. p.63-109.

MASON, C.F. 1991. **Biology of freshwater pollution**.2.ed. Longman Scientific & Technical, London. 351p

MCCABE, D.J.; GOTELLI, N. J. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. **Oecologia**, v.124, p.270-279, 2000.

MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W., 1988, **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2. ed. Kendall/Hunt, 758p.

MEYER, S.T.; FRANCESCHINELLI, E.V. Influência de variáveis limnológicas sobre a comunidade das macrófitas aquáticas em rios e lagoas da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v.62, p.743-758, 2011.

MONTEIRO, T.R.; OLIVEIRA, L.G.; GODOY, B.S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico bmwp' à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, p.553-563, 2008.

NEVES, G.P.; JÚNIOR, M.S. Zooplâncton de um trecho do rio laranjinha (bacia do rio paranapanema), Estado do Paraná, Brasil. **Estudos de Biologia**, v.29, p.257-268, 2007.

O NEILL, K.P.; GODWIN, H.W.; ESQUILIN, A.E. J. 2010. Reducing the dimensionality of soil microinvertebrate community datasets using Indicator Species Analysis: Implications for ecosystem monitoring and soil management. **Soil Biology and Biochemistry**.v.42, p.145-154. 2010

OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in na Atlantic Forest fragment. **Iheringia**, v.100, p. 291-300, 2010.

PEIXOTO, M.J.B.M.M. 2008. **Qualidade Biológica da Água do Rio Cávado**. 2008. 125p. Dissertação de Mestrado em Hidrobiologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, Portugal. 2001

POLETO,C.; CARVALHO, S.L.; LIMA, E.A.C.F. Problemas de Degradação ambiental em uma microbacia hidrográfica situada no município de Ilha Solteira – S.P., Brasil e sua percepção pelos proprietários rurais. **HolusEnviromment**, v,4, p.68-80, 2004.

REBOUÇAS, A.C. Águas subterrâneas. *In*: A.C. REBOUÇAS; B. BRAGA ; J.G. TUNDISI. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras, São Paulo: São Paulo, 2006b. cap. 4. p.112-143.

REBOUÇAS, A.C.. Água doce no mundo e no Brasil. *In*: A.C. REBOUÇAS; B. BRAGA ; J.G. TUNDISI. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. Escrituras, São Paulo: São Paulo, 2006a.cap. 1. p. 1-35.

REID, J.W. Maxillopoda - Copepoda. Harpacticoida. *In*: YOUNG, P.S.**Catalogue of Crustacea of Brazil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 1998. cap.3, p. 75-127.

RESH, V.H; BROWN, A.V.; COVICH, A.P.; GURTZ, M.E.; LI, H.W; MINSHALL, G.W.; REICE, S.R.; SHELDON A.L.; JWALLACE, J.B.; WISSMAR, R.C. The role of

disturbance in stream ecology. **Journal of North American Benthological Society**, v.7, p.433-455, 1998.

ROBERTSON, A. L. Lotic meiofaunal community dynamics: colonization, resilience and persistence in spatially and temporally heterogeneous environment. **Freshwater Biology**, v.44, p.135 – 147, 2000.

ROBINSON, C. T.; STEFAN AEBISCHER, S.; URS UEHLINGER, U. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. **Journal of North American Benthological Society**, v.23, p.853-867. 2004

SANTOS, A.J. Estimativas de riqueza em espécies. *In*: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Silvestre**. 2009. cap.1. p.19-42.

SETTI, A. A.. **A Necessidade do Uso Sustentável dos Recursos Hídricos**. IBAMA. Brasil. 1994. 344p.

SHANNON, C.E. A Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**. v. 27, p.379–423, 623–656, 1948.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1949.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em Rios**. Relatório Técnico. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna. 68p. 2004

SMITH, F; BROWN, A, V; POPE, M. Meiofauna in intermittent streams differ among watersheds subjected to five methods of timber harvest. **Hydrobiologia**. v.464, p.1–8, 2001.

SMITH, F; BROWN, A. V. Effects of flow on meiofauna colonization in artificial streams and reference sites within the Illinois River, Arkansas. **Hydrobiologia**, v.571, p.169–180, 2006.

SOUZA, A.H.F.F; ABÍLIO, F.J.P ; RIBEIRO, L.L. Colonização e Sucessão Ecológica do Zoobentos em Substratos Artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.2, p.125-144, 2008.

SSARMA, S.S.S.; ELIAS-GUTIÉRREZ, M. Rotifers (Rotifera) from Four Natural WaterBodiesof Central Mexico.**Limnologia**, v.29, p.475-483, 1999

StatSoft, Inc.. STATISTICA (data analysis software system), Version 8.0, 2007.www.statsoft.com.

SWAN, C. M.; PALMER, M. A. What drives small-scale spatial patterns in lotic meiofauna communities.**Freshwater Biology**, v.44, p.109-121, 2000.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C; PONT D.; ROSET, N.; OBERDORFF, T. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. **Braslian Archives of Biology and Technology**, v.48, p.91-109, 2005.

TOWNSEND, C.R. The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology.**Journal of North American Benthological Society**, v.8, p.26-50, 1989.

TUCCI, C. E. M. **Gestão da água no Brasil**.Unesco, Brasilia. 2001.156 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. 1ed. Oficina de Textos, São Paulo: São Paulo. 2008. 631p.

VINCX, M. Meiofauna in marine and fresh water sediments. *In*: G.S. Hall. **Methods for the Examination of Organismal Diversity in Soils and Sediments**. CAB International University Press, Cambridge, 1996, p. 214–248

WARD, J.V.; PALMER, M.A. Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over range of spatial scales, with emphasis on alluvial river-aquifer systems.**Hydrobiologia**, v.287, p.147, 1994.

WEBSTER, J.R.; BENFIELD, E.F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems.**Annual Review of Ecology and Systematics**, v.17, p.567-594, 1986.

WETZEL, R.G. **Limnology: lake and river ecosystem**. 3.ed. Academic Press, San Diego, CA. 2001. 1006p.

WINEMILLER, K. O; ALEXANDER S. FLECKER, A.S.; HOEINGHAUS, D.J. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems **Journal of North American Benthological Society**, v.29, p.84-99, 2010.