RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 6 n.1 Jan/Mar 2001, 71-82

Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos

M. Callisto, M. Moretti e M. Goulart
UFMG, ICB, Depto. Biologia Geral, Lab. Limnologia/Ecologia de Bentos - Caixa Postal 486
30161-970 Belo Horizonte, MG - callisto@mono.icb.ufmg.br

Recebido: 13/03/00 - revisão: 22/05/00 - aceito: 07/11/00

RESUMO

Os objetivos deste estudo foram avaliar a diversidade de ecossistemas lóticos em quatro parques no município de Belo Horizonte em diferentes níveis de preservação de suas características naturais e, a partir da avaliação da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos em um dos parques, utilizá-los como ferramenta para a avaliação da qualidade/saúde de ecossistemas. Mensalmente foram coletadas cinco amostras de sedimento ao longo do período de seca (junho a agosto) e de chuvas (setembro a novembro) de 1999. Foi utilizado um coletor tipo Surber com rede de 250 μm e área de 100 cm² e as amostras foram fixadas com formol 10%. É proposto um protocolo simplificado de avaliação da diversidade de habitats. Os organismos mais abundantes foram Diptera (Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae e Ceratopogonidae), Trichoptera, Ephemeroptera (Baetidae e Leptophlebiidae), Coleoptera (Scirtidae, Haliplidae, Elmidae, Ptilodactylidae), Odonata (Calopterygidae, Libellulidae, Coenagrionidae), Oligochaeta e Megaloptera (Corydalidae). Os resultados obtidos foram úteis para corroborar o papel dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade/saúde de ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: macroinvertebrados; rios; qualidade.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência negativa de atividades antrópicas (p. ex. mineração, construção de represas, eutrofização artificial, canalização, retilinização, etc). Os rios integram tudo o que acontece nas áreas de entorno, considerando-se o uso e ocupação do solo. Assim, suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações sobre as consequências das ações do homem. Segundo Dudgeon (1996), perturbações antrópicas em bacias de drenagem afetam as comunidades de organismos aquáticos devido aos processos de lavagem e carreamento. Alterações em cabeceiras de rios alteram trechos a jusante devido ao transporte de massas d'água e sedimentos de origem alóctone ou erodidos das margens.

Saúde de ecossistemas é uma abordagem recente (Shrader-Frechette, 1994) que busca integrar conhecimentos básicos de ecologia e medicina sobre a influência das metas socialmente definidas para a natureza (Fairweather, 1999), constituindo-se ainda em uma abordagem controvertida. Pode ser avaliada com base nos três principais atributos físicos e químicos de um rio (sua fonte de energia, qualidade de água e descarga de fluxo), mais a sua biota e seus habitats, formando as condições naturais em todas as escalas de tempo e espaço (Karr, 1991). A abordagem de avaliação da saúde de ecossistemas aquáticos através da utilização de indicadores biológicos abrange objetivos e práticas da pesquisa ecológica, como a identificação de padrões espaciais e temporais (Scrimgeour e Wicklum, 1996). A saúde de um ecossistema aquático pode ser inferida com base na caracterização da sua estrutura (elementos biológicos e sua interação com parâmetros físicos e químicos) e funcionamento (processos fundamentais à manutenção da biodiversidade, como produção, consumo e decomposição de matéria orgânica) (Barbosa et al., 2000).

A avaliação da diversidade de habitats é uma importante ferramenta na abordagem de saúde de ecossistemas aquáticos, devido à forte relação entre a disponibilidade de habitats e a biodiversidade aquática (Galdean et al., 2000). O termo biodiversidade representa a diversidade biológica,

podendo ser definida como a variabilidade entre os organismos vivos e dos complexos ecológicos dos quais fazem parte (Groombridge e Jenkins, 1996). Segundo Allan (1995) devemos ampliar o conceito de diversidade de espécies à abundância relativa de cada espécie dentro da comunidade e não somente ao número (variabilidade) de espécies.

De acordo com Rapport (1989) e Norris & Thoms (1999), três fatores podem diferenciar "saúde" e "doença" de ecossistemas: 1) a identificação de fatores de risco como resíduos industriais e esgoto como uma ameaça ao funcionamento dos ecossistemas; 2) a falta de "stress" definida pelas características físicas e químicas, ou indicadores biológicos; e 3) a habilidade de um ecossistema em lidar com o "stress" (Holling, 1973).

Desde o início do século XX tem-se utilizado organismos aquáticos capazes de acumular poluentes em avaliações de qualidade de água. Estes bioacumuladores ("organismos-sentinela") fornecem uma medida a longo prazo da concentração de poluentes, em contraste com a natureza instantânea de medidas pontuais de parâmetros físicos e químicos na água ou na superfície do sedimento (Johnson et al., 1993). O monitoramento convencional a partir da avaliação de parâmetros físicos e químicos não é suficiente para inferir sobre a saúde de ecossistemas aquáticos (Karr, 1998). Métodos biológicos têm substituído ou complementado estas medidas na avaliação das condições de um rio (Karr, 1991; Wright, 1995; Resh et al., 1995).

Existem muitos indicadores biológicos de saúde de ecossistemas aquáticos (Chessman et al., 1999; Harris e Silveira, 1999; Kingsford, 1999) entre os quais, os mais comumente utilizados têm sido os macroinvertebrados bentônicos (Resh e Jackson, 1993; Smith et al., 1999; Kay et al., 1999). Resh e Jackson (1993) salientam a sensibilidade dos macroinvertebrados não só à poluição, mas também às mudanças no habitat, sugerindo seu uso como indicadores de qualidade de água. O uso dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de poluição e alteração do meio ambiente deve-se a vários fatores, tais como: ciclos de vida suficientemente longos (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande e de fácil amostragem; técnicas padronizadas e de custo relativamente baixo; alta diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerância e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação (Lenat e Barbour, 1994; Alba-Tercedor, 1996).

Os macroinvertebrados bentônicos diferem entre si, em relação à poluição orgânica, desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas (p. ex. ninfas de Plecoptera e larvas de Trichoptera - Insecta), passando por organismos tolerantes (p. ex. alguns Heteroptera e Odonata - Insecta e Amphipoda - Crustacea) até organismos resistentes (p. ex. alguns Chironomidae – Diptera, Insecta e Oligochaeta – Annelida). Locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes (p. ex. *Chironomus* e *Polypedilum* – Diptera, Chironomidae e Tubificidae – Oligochaeta). Comunidades bentônicas necessitam de um certo tempo para estabelecer suas populações, que por sua vez necessitam de condições ambientais próprias para a sua permanência no meio. A partir deste ponto, atuam como monitores contínuos das condições ecológicas dos rios, indicando tanto variações recentes quanto as ocorridas no passado, decorrentes do lançamento de efluentes industriais e que tenham afetado a qualidade das águas (p. ex. contaminação por metais pesados) e a diversidade de habitats (Callisto et al., 2000). Norris e Thoms (1999) sugeriram que os efeitos sobre a biota são o ponto final na degradação da natureza (p. ex. poluição dos rios) e então podem representar um importante indicador da saúde de ecossistemas.

Para o entendimento dos padrões de organização dos ecossistemas aquáticos torna-se indispensável o desenvolvimento de protocolos de avaliação rápida da biodiversidade (p. ex. abordagem AQUA-RAP – Conservation International e Field Museum, USA) e que possam ser utilizados como ferramenta adequada no manejo e conservação de ecossistemas naturais. Tais protocolos são de fundamental importância para avaliar a qualidade das águas nos seus aspectos físicos, químicos e biológicos (Chernoff et al., 1998). Em geral, tem-se observado que águas de boa qualidade apresentam elevada diversidade de organismos, comparando-se a ambientes impactados por atividades antrópicas (Barbosa e Callisto, 2000).

O enfoque de avaliação rápida da qualidade de habitats tem sido desenvolvido visando uma descrição geral da qualidade de um habitat físico (Plafkin et al., 1989). Estas técnicas avaliam qualitativamente vários atributos dos habitats que são pontuados ao longo de um gradiente de ótimo a pobre, utilizando observações visuais com um mínimo de medidas (Hannaford et al., 1997).

A avaliação de habitats utilizando protocolos simplificados pode ser um componente de programas de monitoramento ou em avaliações independentes. É importante que os parâmetros a serem avaliados sejam de fácil entendimento para profissionais ligados a questões do meio ambiente, em diferentes níveis de treinamento acadêmico (Hannaford et al., 1997).

Os objetivos deste trabalho foram avaliar a diversidade de habitats lóticos em quatro parques no município de Belo Horizonte em diferentes níveis de preservação de suas características naturais; avaliar a biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos e utilizá-los como uma ferramenta para a avaliação da qualidade/saúde de ecossistemas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudos

O município de Belo Horizonte localiza-se sobre um planalto a 850 m de altitude, temperatura do ar entre 10 e 25°C e população de cerca de 2,6 milhões de habitantes. A cidade possui 11 parques municipais, tendo sido escolhidos quatro no presente estudo (Figura 1). A diversidade de habitats foi avaliada nos parques municipais das Mangabeiras, Fazenda Lagoa do Nado, Ursulina de Andrade Mello e Aggeo Pio Sobrinho.

O Parque Municipal das Mangabeiras está localizado na encosta da Serra do Curral, zona sul de Belo Horizonte e limite norte do quadrilátero ferrífero. O Parque possui 2,3 milhões de m², topografia acidentada, altitude entre 1.000 e 1.400 metros. A vegetação típica é campo sujo e cerrado, com pequenos remanescentes de mata atlântica e, nas margens dos córregos, mata ciliar bem preservada. Suas águas têm pH próximo ao neutro (6,6 na seca e 7,98 na chuva), condutividade elétrica de 160 μS/cm na seca e 80,75 na chuva e razoavelmente oxigenadas (6,93 mg/L na seca e 5,73 mg/L na chuva).

O Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado possui área de 300.000 m², com declividade inferior a 10% e altitude de 850 m. A parte central é ocupada pela lagoa que é abastecida por duas nascentes.

O Parque Municipal Ursulina de Andrade Mello, possui área de 242.000 m², com altitude de 830 a 950 m. Duas nascentes formam pequenos riachos com fundo de pedras e folhas caídas da vegetação terrestre adjacente. Cerca de 80% da vegetação é típica de floresta tropical sub-caducifolia, formando um dos maiores remanescentes vegetacionais do município de Belo Horizonte.

O Parque Aggeo Pio Sobrinho tem uma área de 270.000 m², altitude de 970 m, com três nascentes, córregos com mata de galeria bem preservada e vegetação tipo campo sujo e campo limpo, além de mata atlântica secundária.

Protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats

Aqui é proposta uma modificação ao protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats elaborado por Hannaford et al. (1997) com o objetivo de ser utilizado em ecossistemas lóticos em diferentes níveis de preservação de suas características naturais ou sob influência antrópica (Tabela 1). A proposta de Hannaford et al. (1997) continha uma escala de 0 a 20 de pontuação para cada parâmetro de hábitat, dividida em 5 categorias. Aqui, visando uma simplificação metodológica na avaliação em campo, a pontuação foi reduzida, sem contudo comprometer a avaliação qualitativa da diversidade de habitats.

Macroinvertebrados bentônicos

Mensalmente, cinco amostras de sedimento para o estudo dos macroinvertebrados bentônicos foram coletadas em trechos de rápidos e remansos nos substratos formados por folhiço, pedras, detritos, lama e cascalho, ao longo dos períodos de seca (junho a agosto) e chuvas (setembro a novembro) de 1999 no Parque Municipal das Mangabeiras. Foi utilizado um coletor tipo Surber com rede de 250 μm e área de 100 cm², e as amostras foram fixadas com formol 10%. No laboratório, foram lavadas sobre peneiras com abertura de 2.000, 1.000, 500 e 250 μm. Depois de triados e identificados, segundo Pérez (1988) e Merritt & Cummins (1988), os organismos foram depositados na coleção de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB, Universidade Federal de Minas Gerais segundo metodologia proposta por Callisto et al. (1998a).

Foi utilizada a adaptação da metodologia do BMWP ("Biological Monitoring Working Party Score System" da UK Nacional Water Council) proposta por Junqueira e Campos (1998) para a bacia do Rio das Velhas em Minas Gerais. Os gru-

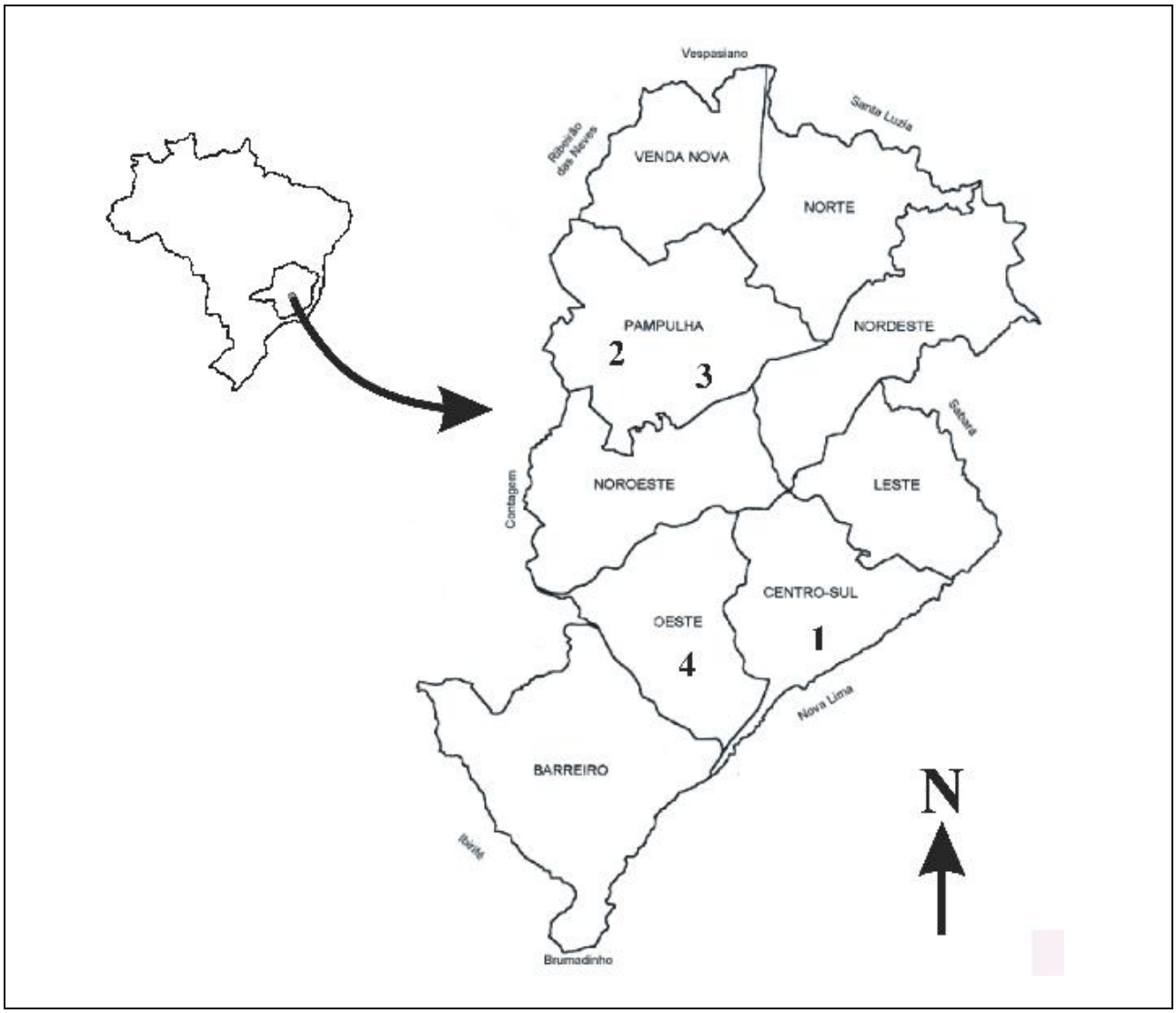


Figura 1. Mapa do município de Belo Horizonte (MG) com as regiões e a localização dos quatro parques estudados.

pos Notonectidae, Haliplidae, Scirtidae, Ptilodactylidae, Hidracarina e Nematoda foram pontuados conforme proposto por Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1998).

Para cada uma das famílias de macroinvertebrados bentônicos encontradas neste estudo foram atribuídos pontos conforme apresentado na Tabela 2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliação da diversidade de hábitats nos quatro parques municipais estudados

O protocolo proposto foi utilizado em quatro parques municipais em Belo Horizonte e os resultados fornecem uma boa indicação do nível de preservação das características naturais dos ecossistemas lóticos (Tabela 3).

Os riachos dos parques Mangabeiras e Aggeo Pio Sobrinho são melhor preservados, com mata ciliar bem desenvolvida, elevada diversidade de habitats aquáticos, favorecendo a colonização por inúmeros macroinvertebrados bentônicos, sem a ocorrência de canalizações ou retilinização do leito dos córregos.

O Parque Municipal das Mangabeiras foi escolhido por apresentar uma elevada diversidade de habitats (segundo maior) e por oferecer maiores facilidades para as coletas e melhores condições de preservação de suas características naturais. Nos outros três parques estudados, os corpos d'água

Tabela 1. Protocolo simplificado de avaliação de habitats, modificado de Hannaford et al. (1997).

Parâmetros de Habitat	Categorias			
	Ótimo (3 pontos)	Sub-ótimo (2 pontos)	Mediano (1 ponto)	Pobre (0 ponto)
1- Tipos de fundos (peixes)	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de troncos submersos; cascalho) e estáveis.	30 a 50% de habitats estáveis, sem evidência de alteração por erosão ou assoreamento.	10 a 30% de habitats estáveis; substratos freqüentemente modificados.	Menos que 10% de habitats estáveis; substrato instável ou ausente.
2- Largura dos remansos	Rápidos e remansos bem desenvolvidos; remansos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Remansos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; remansos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Remansos ou rápidos inexistentes.
3- Freqüência de remansos (ou curvas)	Remansos relativamente freqüentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Remansos não freqüentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Remansos ou curvas ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com remansos rasos; pobreza de habitats; distância entre remansos dividida pela largura do rio maior que 25.
4- Tipos de substrato	Seixos abundantes (principalmente em nascentes de rios).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ausentes.
5- Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
6- Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos. Provavelmente, a correnteza arrasta todo o material fino.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes.
7- Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80% do rio modificado.
8- Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
9- Presença de vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da vegetação ripária nativa; deflorestamento muito acentuado.
10- Estabilidade das margens (pontuar cada margem separadamente)	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão freqüentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; freqüentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
11- Extensão da vegetação ripária (pontuar cada margem separadamente)	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.

Tabela 2. Pontuação da metodologia BMWP para os grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados no Parque Municipal das Mangabeiras (baseado em Junqueira & Campos, 1998 e Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Famílias	Pontuação
Helicopsychidae, Odontoceridae, Leptoceridae	10
Leptophlebiidae Calopterygidae, Dixidae	8
Leptoceridae, Polycentropodidae	7
Coenagrionidae	6
Dugesiidae Hydropsychidae Simuliidae Corydalidae Libellulidae	5
Elmidae, Haliplidae Hidracarina Baetidae Empididae, Tabanidae	4
Notonectidae Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae	3
Chironomidae, Stratiomyidae Nematoda	2
Oligochaeta (toda a classe)	1

Tabela 3. Resultado da avaliação da diversidade de habitats nos quatro parques municipais estudados.

Parâmetros de habitat	Parque municipal Fazenda Lagoa do Nado	Parque municipal Ursulina de Andrade Mello	Parque municipal das Mangabeiras	Parque Aggeo Pio Sobrinho
1	1	0	1	2
2	1	0	0	2
3	0	0	0	3
4	0	0	0	2
5	0	0	3	3
6	1	0	3	2
7	1	3	3	3
8	2	0	1	1
9*	1	1	3	1
10*	1,5	0	3	0
11*	1,5	1	3	2
Total	10	5	20	21

* Média aritmética entre os resultados obtidos nas duas margens.

encontram-se já em estágio avançado de degradação ambiental, muitos dos quais recebem em suas águas esgotos domésticos não tratados.

Nos parques Lagoa do Nado e Ursulina de Andrade Mello, os corpos d'água foram seriamente alterados, apresentando lâmina d'água "lisa" e com poucos habitats disponíveis (fundo homogêneo). A retirada da vegetação ripária nativa comprometeu a estabilidade das margens, favorecendo a erosão e transporte de partículas para o leito dos córregos. Com isso, em vários trechos observam-se depósitos de lama (principalmente silte e argila), consequência do intenso assoreamento daqueles ecossistemas. Dudgeon (1996) sugere que a eliminação da vegetação ripária acarreta a destruição de locais de acasalamento e ovoposição, reduzindo a fecundidade e sucesso reprodutivo das espécies aquáticas e semi-aquáticas (como muitos insetos, anfíbios e peixes).

Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores

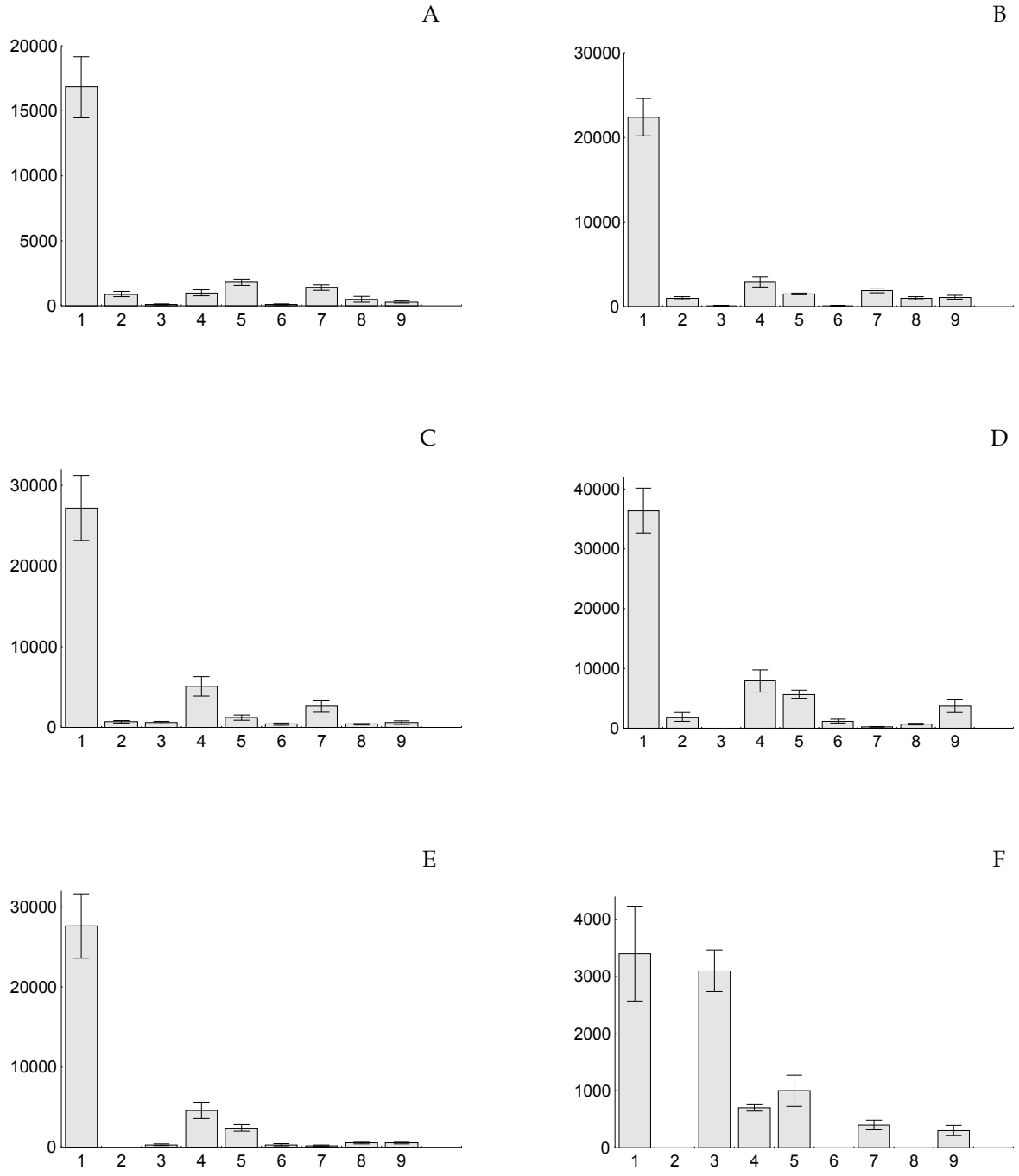
De todos os insetos coletados, a ordem mais abundante foi Diptera (Chironomidae), seguida por Ceratopogonidae (Diptera), Coleoptera e Trichoptera (Figura 2). Os representantes da ordem Diptera distribuem-se em habitats muito variados, sendo encontrados em rios e lagos com diferentes profundidades. Existem representantes em águas limpas como a família Simuliidae ou contaminadas como Tipulidae e alguns gêneros de Chironomidae. Pertencem ao grupo trófico dos raspadores (alimentam-se de biofilme sobre pedras com algas e bactérias), coletores e coletores filtradores (alimentam-se de matéria orgânica particulada fina menor que 1,00 mm). A diversidade genérica dos Chironomidae representa uma importante ferramenta em programas de biomonitoramento em bacias sob forte pressão de atividades antrópicas (Marques et al., 1999).

Foram identificados 13 gêneros de Chironomidae, listados a seguir, em ordem decrescente de abundância nas amostras: Nimbocera, Ablabesmyia, Labrundinia, Corynoneura, Rheotanytarsus, Thienemanniella, Cricotopus, Tanypus, Stenochironomus, Chironomus, Orthocladius, Cryptochironomus e Polypedilum. A presença de Stenochironomus está relacionada à presença de folhiço no leito do rio, oriundo da vegetação terrestre adjacente. Nimbocera, Corynoneura, Rheotanytarsus, Cricotopus e Orthocladius normalmente são encontrados em riachos de altitude, vivendo em águas de boa qualidade. Ablabesmyia, Labrundinia e Tanypus, típicos carnívoros, poderiam estar exercendo papel controlador na densidade dos outros organismos bentônicos, juntamente com ninfas de Odonata, consideradas predadoras vorazes de outros organismos bentônicos. Chironomus e Polypedilum distribuem-se com elevadas densidades em sedimentos orgânicos, onde observa-se a eliminação de vários outros gêneros de Chironomidae (Callisto et al., 1998b; 1998c).

No mês de setembro, primeira coleta no período de chuvas, houve um aumento nas densidades da maioria dos grupos taxonômicos. Com as chuvas, pôde-se observar um aumento na vazão do riacho em cerca de 20 a 30%, havendo então o carreamento de material de origem alóctone para o seu leito. Com o aumento do material carreado, volume de água, profundidade e largura do riacho, aumentou também o número de habitats disponíveis para os macroinvertebrados bentônicos. Com isso, houve o favorecimento de um número maior de organismos colonizando o sedimento.

Quando a identificação taxonômica ao nível específico não for suficiente (ou possível) para a caracterização das comunidades bentônicas e dos principais processos, é necessário levar em conta outras unidades ecológicas como as categorias de grupos tróficos funcionais (Barbosa e Galdean, 1997). Esta classificação considera o hábito alimentar dos organismos e a utilização dos recursos tróficos disponíveis, independentemente da identificação das espécies (Callisto et al., 2001). A utilização de índices como o BMWP considerando as famílias dos insetos aquáticos (segundo Junqueira e Campos, 1998 e Alba-Tercedor e Sanchez-Ortega, 1988) encontrados no Parque Municipal das Mangabeiras permitiu a caracterização de suas águas nas classes II (boa qualidade de água) e III (qualidade de água satisfatória) (Tabela 4) ao longo do período de estudo.

A maioria das ninfas de Trichoptera (Insecta) vivem em águas correntes, limpas e bem oxigenadas, debaixo de pedras, troncos e materiais vegetais. Algumas espécies vivem em remansos. Em geral indicam águas oligotróficas. Pertencem aos grupos tróficos dos coletores (alimentam-se de matéria orgânica particulada fina, menor que 1,00 mm), carnívoros (alimentam-se de pedaços ou presas inteiras) ou fragmentadores (macrodecompositores de matéria orgânica grossa, maior que 1,00 mm). Em geral, estudos de monitoramento



(1) Chironomidae, (2) Simuliidae, (3) Tipulidae, (4) Ceratopogonidae, (5) Trichoptera, (6) Ephemeroptera, (7) Coleoptera, (8) Odonata, (9) Oligochaeta, (A) junho, (B) julho, (C) agosto, (D) setembro, (E) outubro, (F) novembro.

Figura 2. Variação mensal (junho a novembro de 1999) das densidades (ind/m2) dos organismos macrobentônicos mais abundantes (média e desvio padrão), coletados no córrego estudado no Parque Municipal das Mangabeiras.

Tabela 4. Resultados da utilização do índice BMWP para avaliação de qualidade de água utilizando as famílias de insetos aquáticos encontradas no Parque Municipal das Mangabeiras (segundo Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988 e Junqueira & Campos, 1998).

Meses de coleta	Pontuação	Classes de água	Qualidade de água
Junho	74	II	Boa
Julho	82	II	Boa
Agosto	85	II	Boa
Setembro	75	II	Boa
Outubro	60	III	Satisfatória
Novembro	41	III	Satisfatória

biológico têm utilizado a abundância deste grupo, junto com Plecoptera e Ephemeroptera, como indicadores de águas de boa qualidade (Galdean et al., 2000; Barbosa et al., 2000). No entanto, deve-se observar que o papel destas três ordens de insetos aquáticos como bioindicadoras de qualidade de água deve-se não somente à sua presença em um ambiente lótico, mas principalmente à sua abundância na estrutura das comunidades macrobentônicas e contribuição à diversidade de espécies.

Os Ephemeroptera vivem desde em riachos de altitude, com águas limpas e bem oxigenadas, até em lagoas temporárias, com temperaturas relativamente elevadas e baixos teores de oxigênio. Algumas espécies podem viver, e até mesmo se beneficiar, da poluição causada por esgotos domésticos aumentando sua densidade, enquanto outras espécies, restritas a águas de ótima qualidade, livres de qualquer influência antrópica, são rapidamente eliminadas. Recentemente seu potencial como indicadoras de poluição e mudanças ambientais tem atraído crescente atenção. As ninfas vivem normalmente aderidas a rochas, troncos ou na vegetação submersa. Pertencem ao grupo trófico dos coletores e raspadores. Foram encontrados três gêneros de Ephemeroptera com baixas densidades: *Farrodes* (Leptophlebiidae), *Americabaetis* e um outro gênero não identificado (Baetidae). Reconhecidamente, as ninfas da família Baetidae apresentam alto grau de tolerância, vivendo em águas das classes 3 e 4, segundo a resolução 020/86 do CONAMA. Os resultados obtidos quanto à composição taxonômica e abundância dos organismos encontrados, aliados à pontuação obtida pelo índice BMWP, evidenciam que o ambiente aquático estudado já apresenta sinais de degradação ambiental.

CONCLUSÕES

O estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos evidenciou o seu papel como bioindicadores da saúde de ecossistemas aquáticos no Parque Municipal das Mangabeiras. Segundo Harris e Silveira (1999), o estudo de um bioindicador deve ser baseado em fundamentos ecológicos (utilizando a abordagem ecossistêmica e holística), eficiente e de baixo custo (considerando-se as limitações financeiras para o desenvolvimento de pesquisas científicas) e rápido (as amostras dever ser processadas rapidamente). A escolha de um dado grupo taxonômico deve também ser baseada em informações sobre alterações ambientais que possam alterar o seu valor ecológico como bioindicador (Callisto et al., 1998b).

A discussão aqui apresentada é somente uma parte do que deve (ou pode) ser considerado na abordagem de saúde de ecossistemas. Necessariamente holística, é um exercício interdisciplinar, envolvendo as ciências ambientais (particularmente a ecologia), ética, política pública, e as ciências da saúde. Por definição, saúde de ecossistemas não deve ser entendida apenas como a integridade biótica (Karr, 1999) ou qualidade de habitat (Fairweather, 1999).

Devido ao aumento expressivo da abundância de organismos que vivem em águas de má qualidade, como alguns Ceratopogonidae, Oligochaeta e alguns gêneros de Chironomidae e baixa diversidade/densidade de Ephemeroptera pode-se dizer que houve uma degradação da qualidade da água do córrego estudado no início do período de chuvas. Constata-se assim, que pode ter ocorrido uma diminuição na saúde do ecossistema estudado a partir do mês de setembro de 1999. Para confirmar esta hipótese, seria necessário um aprofundamento do estudo, ao longo de um programa de monitoramento biológico a longo prazo, visando avaliar o nível de degradação ambiental e buscando as suas causas (naturais ou antrópicas).

Existem vários possíveis indicadores de saúde de ecossistemas, incluindo medidas de estrutura e função considerando os componentes bióticos e físicos (Norris e Thoms, 1999). No Parque Municipal das Mangabeiras, os macroinvertebrados bentônicos mostraram-se eficientes indicadores biológicos do nível de preservação dos recursos naturais na Unidade de Conservação (UC). O nível de preservação dos recursos hídricos é diretamente relacionado à saúde dos ecossistemas. Os resulta-

dos obtidos ao longo das coletas nos períodos de chuvas e seca representam uma avaliação instantânea em escala temporal, devendo ser a base para a proposição de um programa de monitoramento a longo prazo nestas UC municipais.

A avaliação da diversidade de macroinvertebrados bentônicos, associada à avaliação da qualidade das águas e estrutura de habitats são elementos fundamentais para o estabelecimento da integridade biótica de um ecossistema (Karr, 1999). Com o desenvolvimento de um programa de monitoramento a longo prazo dos riachos localizados nos Parques Municipais de Belo Horizonte estas informações deverão ser complementadas com avaliações sobre a fonte de energia, padrão de vazão dos rios e interações bióticas, conforme sugerido por Karr (1998).

A avaliação da diversidade de habitats nos riachos nos Parques Municipais de Belo Horizonte foi uma eficiente ferramenta ecológica, considerando-se o papel dos ambientes como "sentinelas". Sioli (1985) destacou que os ambientes lóticos funcionam como o sistema circulatório dos continentes, e o seu estudo, assim como um exame de sangue, pode diagnosticar a saúde dos ambientes aquáticos e de toda a bacia hidrográfica. A utilização do protocolo simplificado de caracterização da diversidade de habitats foi útil para constatar que apesar do estabelecimento de UC municipais, as condições ecológicas dos recursos hídricos não é satisfatória.

Com base nestes resultados, é importante que o governo municipal, os diretores destas UC e a sociedade como um todo, aumentem os esforços no sentido de melhorar as condições de preservação dos recursos naturais em áreas urbanas, buscando a implementação de medidas capazes de reverter o processo de degradação ambiental já bastante acentuado em algumas destas áreas.

AGRADECIMENTOS

Os autores são especialmente gratos ao apoio da direção dos parques municipais estudados e especialmente ao Setor de Relações Públicas do Parque Municipal das Mangabeiras pelas facilidades durante as coletas. À Dra. Nathalie Rahaingomanana e ao MSc. Maurício Mello Petrúcio (Lab. Limnologia/UFMG), pelos comentários ao manuscrito. Esta pesquisa foi financiada pela Pró-reitoria de Pesquisas/UFMG, CNPq e FAPEMIG, e contou com uma bolsa do Programa PAD da Pró-reitoria de Graduação/UFMG.

REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J. (1996). Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios. *IV Simposio del Agua en Andaluzia (SIAGA)*, Almeria, v. 2, p. 203-13. IBSN: 84-784.

ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. (1988). *Um método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell* (1978). Limnética 4: 51-56.

ALLAN, J. D. (1995). *Stream ecology: structure and function of running waters.* Chapman & Hall, New York, p. 388.

BARBOSA, F. A. R. & CALLISTO, M. (2000). Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle Paraguay river using the Aqua-RAP approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27 (in press).

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. & GALDEAN, N. (2000). The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicators of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health & Management* (in press).

BARBOSA, F. A. R. & GALDEAN, N. (1997). *Biological taxonomy: a basic tool for biodiversity conservation*. TREE. 12 (9): 359-360.

CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. & VIANNA, J. A. (1998a). Qual a importância de uma coleção científica de organismos aquáticos em um projeto de biodiversidade? *Anais* do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros 2: 432-439.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A.; GONÇALVES, J. F. Jr. & FONSECA, J. J. L. (1998b). *Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers ("iguarapés") in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia.* Amazoniana 15 (1/2): 1-9.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A.; GONÇALVES, J. F. Jr. & LEAL, J. J. F. (1998c). Impact of bauxite tailing on the distribution of benthic macrofauna in a small river ("igarapé") in Central Amazonia, Brazil. *Journal of the Kansas Entomological Society* 71 (4): 447-455.

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M. & BARBOSA, F. A. R. (2000). Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, southeast Brazil. *Ver. Internat. Verein. Limnol.* 27 (in press).

CALLISTO, M.; MORENO, P. & BARBOSA, F. A. R. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 61 (2): (in press)

CHERNOFF, B.; ALLONSO, A. & HORTEGA, H. (1998). *Aqua-rap protocol. Field Museum*, Chicago and Conservation Intrenational – Washington D. C., p. 57.

CHESSMAN, B.; GROWNS, I.; CURREY, J. & PLUNKETT - COLLE, N. (1999). Predicting diatomcommunities at the enus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology* 41 (2): 317-332.

DUDGEON, D. (1996). Anthropogenic influences on Hong Kong streams. *Geo Journal* 40 (1-2): 53-61.

FAIRWEATHER, P. G. (1999). State of environmental indicators of "river health": exploring the metaphor. *Freshwater Biology* 41: 211-220.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F. A. R. & ROCHA, L. A. (2000). Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. *J. Aquatic Ecosystem Health & Management* (no prelo).

GROOMBRIGE, B. & JENKINS, M. D. (1996). Assessing biodiversity status and sustenainability. World Conservation Press. *WCMC Biodiversity Series*, n° 5, p. 104.

HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T. & RESH, V. H. (1997). Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16 (4) 853-860.

HARRIS, J. H. & SILVEIRA, R. (1999). Large - scale assessments of river health using a Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41 (2): 235-252.

HOLLING, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T. & ROSENBERG, D. M. (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* Chapman & Hall, New York, 40-125.

JUNQUEIRA, V. M. & CAMPOS, S. C. M. (1998). Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 10 (2): 125-135.

KARR, J. R. (1991). Biological integrity: a long - neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.

KARR, J. R. (1998). Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. *River Ecology and Management: lessons from the Pacific Coastal Ecorregion* (Eds R. J. Naiman and R. E. Bilby), p. 502-528. Springer-Verlag, New York.

KARR, J. R. (1999). Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.

KAY, W. R.; SMITH, M. J.; PINDER, A. M.; MCRAE, J. M.; DAVIS, J. A. & HALSE, S. A. (1999). Patterns of distribution of macroinvertebrate families in rivers of north - western Australia. *Freshwater Biology* 41 (2): 299-316.

KINGSFORD, R. T. (1999). Aerial survey of waterbirds on wetlands as a measure of river and floodplain health. *Freshwater Biology* 41 (2): 425-438.

LENAT, D. R. & BARBOUR, M. T. (1994). Using benthic macroinvertebrate communitie structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Coeb, S. L. & Spacie, A. (eds). *Biological monitoring of aquatic systems.* Lewis Publishers, Boca Ratom, Florida. p. 187-215.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R. & CALLISTO, M. (1999). Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in na impacted watershed in south-east Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 59 (4): 553-561.

MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. (1988). *An introduction to the aquatic insects of North America*. 2nd. Ed. Kendall/Hunt. Iowa, p. 750.

NORRIS, R. H. & THOMS, M. C. (1999). What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197-209.

PÉREZ, G. R. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo Fen Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá, p. 217.

PLAFKIN, J. L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS & R. M. HUGHES (1989). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish.* EPA/440/4-89/001. Office of Water Regulations and Standards, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

RAPPORT, D. J. (1989). What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine* 33: 120-132.

RESH, V. H. & JACKSON, J. K. (1993). Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In:* Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds), p. 195-233. Chapman and Hall, New York.

RESH, V. H.; NORRIS, R. H. & BARBOUR, M. T. (1995). Design and inplementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20: 108-121.

SCRIMGEOUR, G. J. & WICKLUM, D. (1996). Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 254-261.

SHRADER-FRECHETTE, K. S. (1994). Ecosystem health: a new paradigm for ecological assessment? *Trends in Ecology and Evolution* 9: 456-457.

SIOLI, H. (1985). *Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais.* Ed. Vozes, Petrópolis, p. 72.

SMITH, M. J.; KAY, W. R.; EDWARD, D. H. D.; PAPAS, P. J., RICHARDSON, K. St J., SIMPSON, J. C., PINDER, A. M., CALE, D. J., HORWITZ, P. H. J., DAVIS, J. A., YUNG, F. H., NORRIS, R. H. &

HALSE, S. A. (1999). AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology* 41 (2): 269-283.

WRIGHT, J. F. (1995). Development and use of a system for predicting macroinvertebrates in flowing waters. *Australian Journal of Ecology* 20: 181-197.

Benthic Macroinvertebrates as a Tool for the Assessment of the Health of Streams

ABSTRACT

The objectives of this study were to evaluate the diversity of lotic habitats in four parks in the municipality of Belo Horizonte with different levels of conservation of their natural characteristics; and, based on the biodiversity of benthic macroinvertebrates in one of the parks, to use them as a tool to evaluate the quality/health of freshwater ecosystems. Monthly, 5 sediment samples were collected during the dry period (June to August) and rainy period (September to November) of 1999. A Surber grab with 250 µm mesh and an area of 100 cm² was used and the samples were fixed using a formaldehyde solution 10%. A simplified protocol is proposed to evaluate the diversity of habitats. modified by Hannaford et al. (1997). The aquatic organisms found were Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae and Ceratopogonidae (Diptera), Trichoptera, Ephemeroptera, Coleoptera, Odonata, Oligochaeta and Plecoptera. The results obtained were useful to corroborate the role of the benthic macroinvertebrates as bioindicators for the quality/health of aquatic ecosystems.

Key-words: macroinvertebrates; rivers; quality.