

4

Estudo de Caso: a comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade de água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro

Mariana Silveira Guerra Moura e Silva; Darcílio Fernandes Baptista; Jorge Luiz Nessimian; Daniel Forsin Buss e Mariana Egler

1. Introdução

Além da poluição orgânica, o desmatamento da mata ciliar associado a processos erosivos e de assoreamento da calha principal do rio devem ser avaliados e suas consequências relacionadas com as mudanças na biota aquática e na estrutura desta comunidade. Em locais de perturbação intermediária, como é o caso da área de estudo, é interessante que se faça a avaliação das medidas bioindicadoras sensíveis o suficiente para detectar mudanças e impactos sutis na bacia de drenagem. Esta sensibilidade também deve estar dissociada de fatores naturais como a variação de altitude, por exemplo.

Atualmente, as pesquisas de biomonitoramento estão se focando em técnicas qualitativas, principalmente devido ao alto custo da avaliação quantitativa. Um método qualitativo amplamente utilizado é o dos Protocolos de Avaliação Rápida (PARs). A base conceitual dos PARs foi estabelecida a fim de otimizar pesquisas e de reduzir custos técnicos, além de tornar as avaliações custo-efetivas, para que se produza dados válidos cientificamente e para produzir relatórios científicos que sejam de fácil entendimento para gerenciadores e público em geral (KURTZ et al., 2001). O PAR original foi desenvolvido para avaliação de comunidades de peixes (KARR, 1981), mas a

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

sua adaptação para macroinvertebrados bentônicos tem sido amplamente utilizada (PLAFKIN et al., 1989; KERANS et al. 1992). O biomonitoramento de rios utilizando os PARs incluem a comparação entre um conjunto de locais-referência, que são minimamente perturbados, contra locais-teste (BAILEY et al., 1998).

1.1 Área de Estudo

Localização e caracterização

A bacia do Rio Macaé localiza-se na vertente litorânea da Serra do Mar, Estado do Rio de Janeiro, tendo como limites as coordenadas 22° 20'S e 22° 17'S e 42° 19'W e 42° 23'W. O Rio Macaé está situado em uma área de Mata Atlântica, e suas cabeceiras localizam-se a aproximadamente 1.500 metros de altitude, percorrendo uma extensão de 143 km até o Oceano Atlântico, onde a foz encontra-se em 6ª ordem.

Neste estudo, oito locais foram amostrados ao longo do gradiente longitudinal da bacia do Rio Macaé (Figura 1). Dois locais (P7 e P8, ambos de 4ª ordem) estavam localizados a aproximadamente 650 m (seção superior). O local 8 (P8) localizava-se numa área urbana, recebia efluente doméstico, possuía mata ripária alterada, e em alguns trechos o rio era canalizado. No local 7 (P7), a zona ripária estava parcialmente preservada, mas o rio recebia efluentes domésticos. Os outros seis locais situavam-se na faixa de 160-300 m (seção inferior). O local 6 (P6) (1ª ordem) estava em uma área preservada, embora a erosão fosse visível em alguns trechos. O local 5 (P5) (3ª ordem) era parcialmente sombreado, mas perturbado por banhos recreacionais, especialmente durante o verão. O ponto de coleta 4 (P4) (1ª ordem) localizava-se em uma pequena vila, apresentava intenso desmatamento das margens e recebia efluentes domésticos. O ponto 3 (P3) (4ª ordem) situava-se próximo a

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

uma área de acampamento. O local 2 (P2) (3ª ordem) situava-se em uma área bem preservada e sem casas por perto. Finalmente, o local 1 (P1) (5ª ordem) localizava-se em uma área rural, e possuía uma mata ripária relativamente preservada.

Determinação dos pontos de coleta

Os pontos foram escolhidos com base em seus diferentes graus de integridade ambiental, após a classificação a partir da adaptação de índices ambientais (BARBER, 1994; PETERSEN, 1992). Assim, foram escolhidos pontos pareados, isto é, rios de mesma ordem, porém com graus de preservação diferentes em relação a parâmetros fisiográficos (estrutura da mata ciliar, leito do rio, etc.)

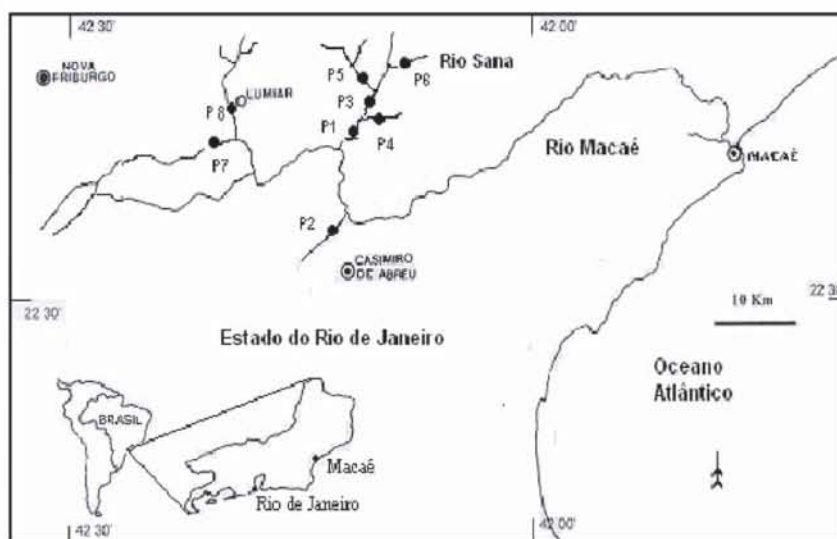


Fig. 1. Mapa esquemático mostrando os pontos de coleta na bacia do Rio Macaé (RJ). Seção superior – pontos P7 e P8. Seção inferior – pontos P6, P5, P4, P3, P2, P1.



Fig. 2. Ponto de coleta em Sana – P6 - Rio Sana (1ª ordem).



Fig. 3. Ponto de coleta em Sana – P4 - Rio Sana (1ª ordem).



Fig. 4. Ponto de coleta em Sana – P2 - Rio Tenal (3ª ordem).



Fig. 5. Ponto de coleta em Sana – P5 - Rio Sana (3ª ordem).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água



Fig. 6. Ponto de coleta em Sana – P3 - Rio Sana (4ª ordem).



Fig. 7. Ponto de coleta em Sana – P1 - Rio Sana (5ª ordem).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água



Fig. 8. Ponto de coleta em Lumiar – P7 - Rio São Pedro (4ª ordem).



Fig. 9. Ponto de coleta em Lumiar – P8 - Rio Andorinhas (4ª ordem).

2. Objetivos

Neste estudo foi avaliada a sensibilidade de algumas medidas bioindicadoras, usando-se a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, que fossem sensíveis para discriminar entre locais-referência (com mata ciliar preservada e ausência de habitações e estabelecimentos comerciais ao longo das margens), a fim de se avaliar os impactos ambientais na bacia do Rio Macaé (RJ). As medidas bioindicadoras foram avaliadas tanto em relação a impacto por poluição orgânica e/ou desmatamento e também quanto à sua possível variação em relação a diferentes faixas de altitude. O objetivo final foi, a partir das medidas selecionadas, identificar medidas que pudessem compor um índice multimétrico para a área estudada. Este índice seria composto por medidas de riqueza, diversidade, enumerações e índices bióticos e seria específico para a área geográfica estudada (trecho inferior da bacia do rio Macaé). As medidas bioindicadoras selecionadas para compor o índice multimétrico deveriam ser sensíveis apenas aos impactos antrópicos, mas não à variação de altitude.

3. Material e Métodos

3.1 Procedimentos de campo e laboratório

Foi utilizado um amostrador do tipo Surber (900cm² de área, malha de 125mm) para a coleta de três réplicas de quatro tipos de substrato (folhiço de correnteza, folhiço de fundo, pedra e sedimento não consolidado) em cada ponto de coleta, com exceção do ponto P4, onde não havia folhiço de fundo. As campanhas de coleta ocorreram em abril e agosto de 1999 e fevereiro de 2000. O ponto P2 foi amostrado apenas nos meses de agosto de 1999 e fevereiro de 2000, em função da dificuldade em se encontrar pontos preservados, sem casas a montante. As amostras eram então colocadas em

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

sacos plásticos e fixadas com álcool a 70%.

Ainda no campo eram coletadas, em cada campanha e em cada ponto de coleta, as seguintes medidas hidrológicas e físico-químicas: profundidade e largura do rio, correnteza (método do flutuador), pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), porcentagem de saturação de oxigênio (% SAT) determinado pelo método de Winkler. O Índice de Integridade Ambiental (IIE) baseado no índice aplicado pela Environmental Protection Agency (BARBER, 1994) foi aplicado em cada local para se avaliar a integridade ambiental. Além disso, foram coletadas amostras de água posteriormente congeladas para análise no Laboratório de Hidrobiologia da UFRJ para os seguintes parâmetros físico-químicos: dureza total (titulação com EDTA), cloretos, condutividade elétrica (condutivímetro), alcalinidade total (titulação com H_2SO_4 , amônia, nitrito e ortofosfato). O ortofosfato reativo foi medido pelo método do fosfomolibídico, para o nitrito foi usado o método de diazotização, e o nitrogênio amoniacal foi mensurado pelo método do azul indofenol (PARSONS et al., 1984).

No laboratório, as amostras foram lavadas e examinadas em uma lupa estereoscópica. Os macroinvertebrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de especialistas e das seguintes chaves taxonômicas: Angrisano (1995), Merritt & Cummins (1996), Nieser & de Melo (1997) e Carvalho & Calil (2000).

3.2 Análise de dados

A fim de se analisar os padrões de distribuição da comunidade de macroinvertebrados, foi utilizada a Análise de Correspondência (SOKAL & ROHLF, 1995).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Onze medidas bioindicadoras foram avaliadas neste estudo: riqueza total (S), número de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_EPT), percentagem de Chironomidae (%_C), percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%_EPT), abundância relativa de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera para Chironomidae (EPT/C), abundância relativa de Orthoclaadiinae para Chironomidae (O/C), os índices bióticos BMWP (ARMITAGE, 1983), BMWP-ASPT (PINDER et al. 1987), BMWP-CETEC (uma adaptação do BMWP para rios brasileiros) (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998), índice de diversidade de Shannon (H'), e índice de equitabilidade de Pielou (J). A resposta esperada para cada medida bioindicadora com o aumento da perturbação estão na tabela 1.

Tabela 1. Medidas bioindicadoras avaliadas e sua resposta esperada com o impacto.

MEDIDA	RESPOSTA ESPERADA
S (Riqueza Total)	Diminui
SEPT (Riqueza de EPT)	Diminui
% EPT (abundância de EPT)	Diminui
% C (abundância de Chironomidae)	Aumenta
Orthoclaadiinae/Chironomidae	Diminui
EPT/Chironomidae	Diminui
BMWP	Diminui
BMWP-ASPT	Diminui
BMWP-CETEC	Diminui
H' (Índice de Diversidade de Shannon)	Diminui
J (Índice de Equitabilidade de Pielou)	Diminui

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

A sensibilidade de cada medida bioindicadora foi julgada de acordo com a metodologia de Barbour et al. (1996). A figura 10 explica o grau de semelhança ou diferença entre dois pontos de coleta de acordo com a sobreposição dos valores da medida bioindicadora em questão. Assim, os valores de sensibilidade variavam em um gradiente de 0 a 3: 3 pontos eram dados se não houvesse sobreposição entre os quadrantes; a medida recebia 2 pontos se houvesse alguma sobreposição, mas ambas as medianas estivessem fora da área de sobreposição do quadrante; 1 ponto era dado se houvesse sobreposição moderada mas se ao menos uma mediana estivesse fora do quadrante; e 0 ponto era dado se não houvesse diferença detectada, isto é, se houvesse uma grande área de sobreposição entre os quadrantes (Fig. 2). Se as medidas respondessem contra o esperado com o aumento da perturbação, não era dado nenhum valor de sensibilidade, mas sim uma marca X.

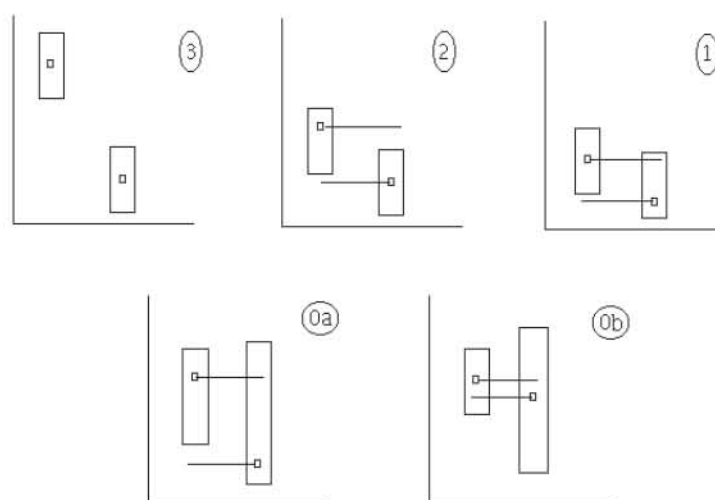


Fig. 10. Avaliação da sensibilidade das medidas bioindicadoras, de acordo com Barbour et al., 1996. Quadrados pequenos são os valores da mediana; retângulos são a variação dos valores das medidas (25% a 75%).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Para ser válida, a medida bioindicadora teria que atender simultaneamente a duas condições: 1- discriminar um local-referência de um local-teste (valores 2 e 3 na figura 10); 2- não diferenciar dois locais-referência, reconhecendo a variação natural (valores 0 ou 1 para locais com condição ambiental similar, figura 10). As medidas que falhassem em pelo menos uma destas condições não eram consideradas sensíveis.

Os quadrantes de variação das medidas testadas foram construídos com os valores de nove réplicas de cada tipo de substrato em cada ponto de coleta. Para o teste de sensibilidade das medidas, os locais de coleta foram pareados de acordo com o seguinte: impacto – P4 (1ª ordem; marginal) x P6 (1ª ordem; sub-ótimo), P7 (4ª ordem; sub-ótimo) x P8 (4ª ordem; marginal), P3 (4ª ordem; sub-ótimo) x P8 (4ª ordem; marginal); variação natural – P2 (3ª ordem, ótimo) x P5 (3ª ordem; sub-ótimo), P3 (4ª ordem; sub-ótimo) x P7 (4ª ordem; sub-ótimo), e P1 (5ª ordem; sub-ótimo) x P7 (4ª ordem; sub-ótimo).

4. Resultados

4.1 Dados Ambientais e Biológicos

De acordo com o Índice de Integridade Ambiental (IIA; Barber, 1994), cinco dos oito pontos de coleta foram classificados como sub-ótimos (P1, P3, P5, P6 e P7), um ponto como ótimo (P2) e dois (P4 e P8) como classe marginal (Tabela II). Assim, com exceção dos locais P4 e P8, os restantes foram considerados como locais-referência, de acordo com as especificações do índice original.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Tabela 2. Número total de indivíduos, riqueza taxonômica total, valores do índice IIA e suas classes para cada local durante o período amostral. OP- classe ótimo; SO- classe sub-ótimo; MA- classe marginal. Amplitude de cada classe em parêntesis. *P2 – duas campanhas de amostragem.

	P2*	P6	P5	P1	P7	P3	P8	P4
Nº de ind.	3736	4018	4470	7184	9043	7657	13964	5452
Riqueza Total	79	75	73	76	85	76	77	39
Índice IIA	19	12	15	15	15	14	10	7
Classe IIA	OP (20-16)	SO (15-11)	SO (15-11)	SO (15-11)	SO (15-11)	SO (15-11)	MA (10-6)	MA (10-6)

Os parâmetros físico-químicos não corroboraram com as classes do IIA, mostrando apenas uma pequena diferença entre os oito pontos de coleta (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios dos parâmetros hidrológicos e físico-químicos na bacia do rio Macaé em abril e agosto de 1999 e fevereiro de 2000.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Largura Média (m)	15.00	4.00	11.67	4.00	14.00	7.00	22.67	9.00
Prof. Média (m)	0.56	0.17	0.47	0.12	0.23	0.07	0.57	0.31
Vel. Média (m/s)	0.49	0.33	0.47	0.27	0.51	0.33	0.48	0.69
Vazão (m ³ /s)	4.71	0.22	2.55	0.13	1.70	0.19	4.99	1.95
Altitude (m)	160	180	280	300	320	420	640	650
Ordem de rio	5	3	4	1	3	1	4	4
Dur. Total (mg l-1)	14.70	18.00	14.70	14.00	13.30	16.70	14.70	19.30
Dur. Ca (mg CaCO ₃ ·l ⁻¹)	4.70	4.00	4.70	5.30	5.30	4.70	4.70	8.00
Dur. Mg (mg·l ⁻¹)	10.00	14.00	10.00	8.70	8.00	12.00	11.30	11.33
Cloretos (mg l ⁻¹)	4.20	8.70	5.50	6.20	5.80	6.50	4.50	5.50
Oxig. Diss.(mg l ⁻¹)	7.40	7.00	7.60	7.30	8.70	7.80	6.20	7.40
Sat. Oxigênio (%)	79.60	74.25	82.60	79.20	91.40	83.20	66.60	77.20
Temp. da Água (°C)	20.30	20.00	20.20	21.90	19.30	20.10	19.70	20.60
pH	7.40	7.80	7.30	6.80	7.30	7.00	7.20	7.30
Cond. (µS cm-1)	12.30	17.00	12.70	15.80	11.00	13.60	13.10	16.60
Alc. (mg l-1)	10.80	7.30	10.80	15.00	10.80	17.90	11.30	13.20
N-amoniacal (mg l-1)	0.04	0.01	0.04	0.02	0.02	0.04	0.01	0.05
Nitrito (mg l-1)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01
Ortofosfato (mg l-1)	0.02	0.03	0.07	0.03	0.04	0.11	0.04	0.08

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Foi identificado um total de 55.524 espécimes em 91 táxons e 45 famílias. Os locais ótimos e sub-ótimos apresentaram riqueza similares (Tabela 2).

O primeiro eixo da Análise de Correspondência (responsável por 11,5% da variação total) correspondeu ao gradiente de integridade ambiental, separando locais ótimos e sub-ótimos dos locais de classe marginal. O segundo eixo (explicando 10,4% da variação total) separou os pontos de coleta de acordo com a ordem de rio: rios de 1ª a 3ª ordem posicionaram-se no quadrante superior; e rios de 4ª e 5ª ordem localizaram-se na porção inferior do gráfico de ordenação (Fig. 11).

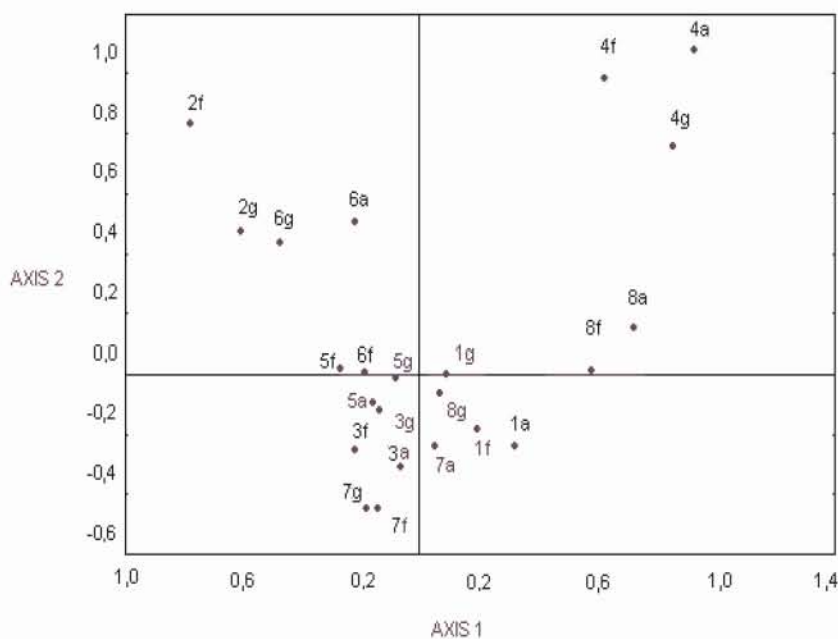


Fig. 11. Análise de Correspondência baseada na matriz de abundância de macroinvertebrados nos pontos de coleta em abril e agosto de 1999 e fevereiro de 2000, na bacia do rio Macaé. Abril – a (1a, 3a, 4a, 5a, 6a, 7a, 8a); agosto – g (1g, 2g, 3g, 4g, 5g, 6g, 7g, 8g); fevereiro – f (1f, 2f, 3f, 4f, 5f, 6f, 7f, 8f).

4.2 Avaliação das medidas bioindicadoras

Em relação à proporção dos grupamentos funcionais de alimentação, foi observado que a maior proporção de organismos fragmentadores (5,84%) foi encontrada no ponto P2, ou seja, no ponto mais preservado, ou de classificação "ótimo", segundo o IIA. Já os raspadores e predadores apresentaram sua maior abundância nos trechos de rio de quarta ordem do rio Sana (P3), com 25,41% e 13,89%, respectivamente. Por fim, os coletores constituíram a maioria em todos os pontos de coleta, sendo particularmente abundantes no trecho de 5ª ordem (P1).

A análise de box-plot indicou que apenas no folheto de correnteza houve medidas bioindicadoras sensíveis, ou seja, foram capazes de discriminar locais com diferentes níveis de integridade e não discriminar locais de condição ambiental similar. Das onze medidas testadas, quatro foram consideradas sensíveis: índice de Shannon, BMWP-ASPT, % EPT e EPT/ Chironomidae (EPT/C) (Tabela 4).

Tabela 4. Pares de locais e medidas avaliadas, apresentando a sobreposição de valores detectada na análise de Box-plot (Barbour et al., 1996). I- Impacto; V- variação natural; OP- classe ótimo; SO- classe sub-ótimo; MA-classe marginal.

Folhicho de Correnteza	S	SEPT	H	J	BMWP	ASPT	CETEC	%EPT	% C	EPT/C	O/C	Total
I- P4(MA) x P6(SO)	3	3	3	3	3	3	3	3	0	3	x	27
I- P7(SO) x P8(MA)	2	0	3	3	2	2	1	3	3	3	x	22
I- P3(SO) x P8(MA)	0	0	3	3	1	2	x	2	3	3	x	17
V- P2(OP) x P5(SO)	0	x	1	0	0	x	x	0	1	0	2	4
V- P2(OP) x P3(SO)	x	x	x	x	x	x	x	X	x	x	0	0
V- P3(SO) x P7(SO)	1	1	1	2	0	0	1	1	0	0	1	8
V- P1(SO) x P7(SO)	2	2	0	1	1	0	1	1	1	1	0	10
Pedra	S	SEPT	H	J	BMWP	ASPT	CETEC	%EPT	% C	EPT/C	O/C	Total
I- P4(MA) x P6(SO)	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	x	29
I- P7(SO) x P8(MA)	x	1	0	0	1	2	0	x	x	0	x	4
I- P3(SO) x P8(MA)	x	x	1	3	x	1	x	x	2	0	x	7
V- P2(OP) x P5(SO)	x	0	x	1	0	1	x	1	1	1	1	6
V- P2(OP) x P3(SO)	0	1	x	0	1	1	0	0	x	x	2	5
V- P3(SO) x P7(SO)	1	3	0	2	1	1	1	0	0	0	1	10
V- P1(SO) x P7(SO)	0	0	1	0	0	1	0	2	1	1	0	6
Folhicho de Fundo	S	SEPT	H	J	BMWP	ASPT	CETEC	%EPT	% C	EPT/C	O/C	Total
I- P4(MA) x P6(SO)	x	0	1	0	x	1	x	2	0	2	0	6
I- P7(SO) x P8(MA)	0	1	x	x	0	0	0	0	x	x	x	1
I- P3(SO) x P8(MA)	0	1	1	0	0	1	0	0	2	1	x	6
V- P2(OP) x P5(SO)	x	x	x	x	x	0	x	x	x	x	1	1

Tabela 4. Pares de locais e medidas avaliadas, apresentando a sobreposição de valores detectada na análise de Box-plot (Barbour et al., 1996). I- Impacto; V- variação natural; OP- classe ótimo; SO- classe sub-ótimo; MA-classe marginal. (continuação)

Folhio de Fundo	S	SEPT	H	J	BMWP	ASPT	CETEC	%EPT	% C	EPT/C	O/C	Total
V- P2(OP) x P3(SO)	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	5
V- P3(SO) x P7(SO)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Areia	S	SEPT	H	J	BMWP	ASPT	CETEC	%EPT	% C	EPT/C	O/C	Total
I- P4(MA) x P6(SO)	0	X	0	x	0	x	x	x	x	x	3	3
I- P7(SO) x P8(MA)	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	4
I- P3(SO) x P8(MA)	x	x	x	1	x	0	x	x	x	x	0	1
V- P2(OP) x P5(SO)	1	x	0	0	1	1	0	x	x	x	x	3
V- P2(OP) x P3(SO)	1	0	1	X	0	0	0	0	0	x	x	2
V- P3(SO) x P7(SO)	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	4
V- P1(SO) x P7(SO)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	4

5. Discussão

Neste estudo, os dados físico-químicos apresentaram pouca variação entre os locais amostrados (Tabela III) e esta variação sutil não foi seguida pelo gradiente de integridade indicado pelo índice ambiental (IIA). A Análise de Correspondência mostrou que as classes ambientais (ótimo, sub-ótimo e marginal) foram o principal fator de influência da distribuição de macroinvertebrados. Assim, a estrutura das comunidades foi mais influenciada por fatores físicos do que pelo gradiente químico na bacia estudada.

O estudo do Box-plot indicou que havia pouca variação natural relativa à altitude para os pontos avaliados. Assim, podemos inferir que as mudanças estruturais na comunidade bentônica podem ser atribuídas aos impactos antropogênicos, principalmente desmatamento e assoreamento.

Nesta área de estudo, onde o uso da terra é tipicamente rural, as medidas mais sensíveis ao distúrbio físico (desmatamento e erosão) foram o índice de Shannon, BMWP-ASPT, % EPT, e abundância relativa de EPT para Chironomidae (EPT/C). Os índices de diversidade parecem ser particularmente sensíveis à mudança de habitat (RABENI, 2000). Por outro lado, alguns autores recusam o uso deste índice na avaliação da poluição orgânica, devido à sua variação e dependência do tamanho amostral (MAGURRAN, 1991), e ao fato destes índices responderem bem apenas para locais severamente poluídos, onde apenas a riqueza de espécies poderia indicar o impacto de forma mais evidente (CAO et al., 1996). Supõe-se que a variação no índice de Shannon esteja aumentando os valores de diversidade em locais com níveis intermediários de poluição, embora haja autores que duvidem da sensibilidade do índice a níveis baixos e moderados de poluição (BARTON, 1992).

Nossos resultados corroboram em parte com alguns estudos que questionaram a utilidade das enumerações (proporção entre grupos de macroinvertebrados), porque podem ser muito variáveis (RESH, 1995; THORNE

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

& WILLIAMS, 1997). A medida %EPT foi sensível no presente estudo, mas embora a relação EPT/Chironomidae tenha sido sensível aos impactos, nós não temos certeza se esta medida acrescenta muita informação, uma vez que os valores de abundância de Chironomidae são sempre altos, independentemente do nível de impacto. A medida %EPT foi bastante sensível, discriminando adequadamente os locais de coleta, mas a medida %Chironomidae não o fez, mesmo quando comparamos locais com grandes diferenças ambientais. Os gêneros mais comuns de Chironomidae freqüentemente apresentam uma alta abundância com o aumento da poluição orgânica, porém neste estudo a dominância desta família foi alta em todos os pontos de coleta. Os gêneros de Chironomidae são geralmente classificados como tolerantes ao sedimento fino (RELYEA et al., 2000), e esta é uma possível explicação para a falta de sensibilidade para se detectar diferenças entre os locais. As mudanças ambientais nesta bacia de rio influenciaram negativamente a riqueza de táxons de EPT, e na maioria das vezes os gêneros foram representados por poucos indivíduos em quase todos os locais. Assim, a riqueza de EPT, uma medida bioindicadora comumente utilizada (LEMLY, 1982; THORNE & WILLIAMS, 1997) não foi uma medida válida neste estudo.

Os índices bióticos BMWP e BMWP-ASPT foram adaptados com sucesso para outras áreas que não a sua original (Inglaterra) (ALBA-TECEDOR & SANCHEZ-ORTEGA, 1988; JACOBSEN, 1998). Entretanto, o índice biótico BMWP-CETEC não foi tão sensível como esperado. Uma possível hipótese para este resultado é que o BMWP-CETEC foi desenvolvido para uma região do Brasil com diferentes características físicas e geológicas (Bacia do Alto Rio das Velhas – MG), sugerindo que para uma correta adaptação de um índice biótico, devem ser desenvolvidos estudos na mesma região para a qual o índice será aplicado (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998).

O índice multimétrico proposto para as seções média e inferior da Bacia do Rio Macaé, de acordo com os resultados obtidos neste trabalho, seria composto de quatro medidas bioindicadoras: índice de diversidade de Shannon

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

(H'), equitabilidade de Pielou (J), BMWP-ASPT e EPT/Chironomidae. Estas medidas foram as mais sensíveis para detectar diferenças de impacto entre os pares de pontos de coleta. Além disso, no caso da aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida na região, o mais indicado seria coletar em folheto de correnteza, pois foi nesse tipo de substrato que encontramos o maior número de medidas bioindicadoras sensíveis.

Um estudo anterior na bacia do Rio Macaé indicou que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos situadas abaixo de 650 m eram estruturadas de forma muito similar (BAPTISTA et al., 2001), o que foi corroborado no presente estudo. Portanto, nós escolhemos medidas bioindicadoras que refletissem os impactos dentro desta faixa de altitude (160-650 m). A aplicação de medidas em altitudes mais elevadas deve ser avaliada.

6. Agradecimentos

Este trabalho é parte de uma dissertação de mestrado do Departamento de Pós-Graduação em Ecologia da UFRJ. Todo o trabalho de campo e laboratório foi desenvolvido com o apoio da FIOCRUZ (RJ) e da CAPES. O processamento das amostras em laboratório (triagem do material e identificação dos espécimes coletados) e as análises de dados foram realizados no Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA) do Instituto Oswaldo Cruz. Algumas ordens de insetos aquáticos foram identificadas por especialistas do Laboratório de Entomologia, do Departamento de Zoologia da UFRJ.

7. Referências

ALBA-TERCEDOR, J.; SANCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnética**, v. 4, p. 51-56, 1988.

ANGRISANO, E. B. Insecta Trichoptera. In: LOPRETTO, E. C.; TELL, G. (Ed.). **Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio..** La Plata: Ediciones Sur, 1995. v.3, p. 1199-1237.

ARMITAGE, P. D.; MOSS, D.; WRIGHT, J. F.; FURSE, M. T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, v. 17, n. 3, p. 333-347, 1983.

BAILEY, R. C.; KENNEDY, M. G.; DERVISH, M. Z.; TAYLOR, R. M. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. **Freshwater Biology**, v. 39, n. 4, p. 765-774. 1998.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 295-304, 2001.

BARBER, M. C. (Ed.). **Environmental monitoring and assessment program indicator development strategy.** Washington, D.C.: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 1994. (EPA/620/R-94/022).

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENBORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S.; BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using macroinvertebrates. **Journal of the North**

American Benthological Society, v. 15, n. 2, p. 185-211, 1996.

BARTON, D. R. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Quebec, based on benthic macroinvertebrates. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 21, p. 225-244, 1992.

CAO, Y.; BARK, A. W.; WILLIAMS, W. P. . Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: a comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. **Hydrobiologia**, v. 341, p. 1-19, 1996.

CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 41, n.15, p. 223-241, 2000.

JACOBSEN, D. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 143, n. 2, p. 179-195, 1998.

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

KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27, 1981.

KERANS, B. L.; KARR J. R.; AHLSTEDT, S. A. Aquatic invertebrate assemblages: Spatial and temporal differences among sampling protocols. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 11, p. 377-390, 1992.

KURTZ, J. C.; JACKSON, L. E.; FISHER, W. S. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Office of Research and Development. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 49-60, 2001.

LEMLY, A. D. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment, **Hydrobiologia**, v. 87, p. 229-245, 1982.

MAGURRAN, A. E. (Ed.). **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman & Hall, 1991.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (Ed.). **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing, 1996.

NIESER, N.; MELO, A. L. de. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 1997.

PARSONS, T. R.; MAITA, Y.; LALLI, C. M. **A manual of chemical and biological methods for seawater analysis**. Oxford: Pergamon Press, 1984.

PETERSEN JR., R. C. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental inventory for small streams in agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, p. 295-306, 1992.

PINDER, L.C.V.; LADLE, M.; GLEDHILL, T.; BASS, J.A.B.; MATTHEWS, A. M. Biological surveillance of water quality. 1. A comparison of macroinvertebrate surveillance methods in relation to assessment of water quality, in a chalk stream. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 109, p. 207-226, 1987.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish**. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency (USEPA), 1989. (EPA-444/4-89-001).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

RABENI, C. F. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 245-256, 2000.

RELYEA, C. D.; MINSHALL, G. W.; DANEHY, R. J. Stream insects as bioindicators of fine sediment. **Watershed Management 2000 Conference - Water Environment Federation**, 2000.

RESH, V. H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries.. In: RESH, V. H. **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**.. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 195-233.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. New York: W. H. Freeman, 1995.

THORNE, R. ST. J.; WILLIAMS, W. P. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 671-686, 1997.