

Organismos Bentônicos

biomonitoramento de qualidade de água



Editores Técnicos
Júlio Ferraz de Queiroz
Mariana Silveira Guerra Moura e Silva
Susana Trivinho Strixino

Organismos
Bentônicos:
Biomonitoramento de
Qualidade de Águas

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Águas

Editores Técnicos
Júlio Ferraz de Queiroz
Mariana Silveira Guerra Moura e Silva
Susana Trivinho-Strixino

Embrapa Meio Ambiente
Jaguariúna, SP
2008

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340 - km 127,5 - Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 13820-000 Jaguariúna, SP
Fone: 19-3867-8750 Fax: 19-3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicações:

Adriana Marlene Moreno Pires, Alfredo José Barreto Luiz (Presidente), Ariovaldo Luchiarini Júnior, Cláudio Martin Jonsson, Emília Hamada, Heloísa Ferreira Filizola, Ladislau Araújo Skorupa, Luiz Antônio S. Melo, Maria Amélia de Toledo Leme, Sandro Freitas Nunes.

Revisão de texto
Maria Amélia de Toledo Leme

Editoração eletrônica
Alexandre Rita da Conceição

Normalização bibliográfica
Maria Amélia de Toledo Leme

Capa
Alexandre Rita da Conceição

Projeto gráfico
Alexandre Rita da Conceição

1ª edição

1ª impressão (2008)

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei n.º 9610).

É permitida a reprodução parcial do conteúdo deste livro desde que citada a fonte.

CIP. Brasil. Catalogação na publicação.

Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água / Júlio Ferraz de Queiroz, Mariana Silveira Guerra Moura e Silva, Susana Trivinho-Strixino.– Jaguariúna : Embrapa Meio Ambiente, 2008.
91p. il.

ISBN 978-85-85771-45-4

1. Rios. 2. Ecologia aquática. 3. Qualidade da água - Biomonitoramento. 4. Organismos bentônicos. I. Queiroz, Júlio Ferraz. II. Silva, Mariana Silveira Guerra Moura e. III. Trivinho-Strixino, Susana. IV. Título.

CDD 577.64

© Embrapa Meio Ambiente, 2008

Autores

Júlio Ferraz de Queiroz

Oceanólogo, Doutor em Ciências Agrárias, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000, Jaguariúna, SP.

E-mail: jqueiroz@cnpma.embrapa.br

Mariana Silveira Guerra Moura e Silva

Bióloga, Mestre em Ecologia, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000, Jaguariúna, SP.

E-mail: mariana@cnpma.embrapa.br

Luiz Carlos Hermes

Farmacêutico-Bioquímico, Mestre em Energia Nuclear na Agricultura, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000, Jaguariúna, SP.

E-mail: hermes@cnpma.embrapa.br

Aderaldo de Souza Silva

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Avaliação de Impacto Ambiental, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Rodovia SP 340 - Km 127,5 - 13.820-000, Jaguariúna, SP.

E-mail: aderaldo@cnpma.embrapa.br

Susana Trivinho-Strixino

Bióloga, Doutora em Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR - Departamento de Hidrologia, Rodovia Washington Luis, Km 235 - 13565-905 - Cx. Postal 676, São Carlos, SP.

E-mail: strixino@ufscar.br

Mariana Egler

Bióloga, Mestre em Saúde Pública, Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano, Esplanada dos Ministérios Bloco B - 70068-900, Brasília, DF.

Jorge Luiz Nessimian

Biólogo, Doutor em Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro - Laboratório de Entomologia, Av. Brigadeiro Trompowski s/n - CCS - Bloco A Cidade Universitária, 21944-970 - Rio de Janeiro, RJ.

E-mail: nessimia@acd.ufrj.br

Daniel Forsin Buss

Biólogo, Mestre em Ecologia, Fundação Oswaldo Cruz - Instituto Oswaldo Cruz - Departamento de Biologia, Av. Brasil 4365, Manguinhos, 21045-900 - Rio de Janeiro-RJ

E-mail: dbus@ioc.fiocruz.br

Darcilio Fernandes Baptista

Biólogo, Doutor em Zoologia, Fundação Oswaldo Cruz - Instituto Oswaldo Cruz - Departamento de Biologia, Av. Brasil 4365, Manguinhos, 21045-900 - Rio de Janeiro-RJ

E-mail: darcilio@ioc.fiocruz.br

Vera Maria da Costa Nascimento

Bióloga, Doutora em Ecologia e Recursos Naturais, Agência Nacional de Águas - Setor Policial - Área 5 - Quadra 3, Blocos B, L e M - 70.610-200 - Brasília-DF

E-mail: vera@ana.gov.br

Cleir Ferraz Freire

Biólogo, Mestre em Ecologia e Recursos Naturais, Ministério das Cidades - Secretaria Nacional de Habitação, Esplanada dos Ministérios, Bloco A, 70050-901 - Brasília, DF.

Luiz Gonzaga de Toledo

Ecólogo, Mestre em Ecologia, Ibama - Parque Nacional Saint Hilaire-Lange, Rua General Carneiro 481, 80060-150 - Matinhos, PR.

E-mail: luiz.toledo@ibama.gov.br

Apresentação

O comprometimento da qualidade das águas ameaça não apenas o abastecimento de água potável e de qualidade para as populações humanas, como também, a produção de alimentos seguros, representando um dos maiores desafios para as políticas de saúde pública. O monitoramento dos recursos hídricos é parte integral do manejo ambiental, e se destaca como um requerimento essencial para assegurar o desenvolvimento da economia, a qualidade de vida e a preservação do meio ambiente.

A avaliação biológica da qualidade da água deverá se tornar um procedimento fundamental para o manejo e a proteção dos ecossistemas aquáticos, pois somente essas técnicas biológicas poderão demonstrar se a integridade desses ecossistemas está sendo mantida. O conhecimento de que diferentes organismos apresentam maior ou menor sensibilidade a determinados poluentes é a base para a utilização da biota como indicadora biológica de qualidade da água. Nesse sentido, os macroinvertebrados bentônicos são amplamente reconhecidos como bioindicadores de qualidade da água e do sedimento, respondendo a diversos poluentes e fatores de estresse ambiental no meio aquático.

O objetivo deste livro é apresentar de forma clara e resumida a metodologia e as vantagens da utilização de indicadores biológicos de qualidade de água, com base no uso de macroinvertebrados bentônicos, a partir dos resultados obtidos por dois estudos de caso no Rio Macaé, RJ, e no Rio São Francisco, PE.

Claudio Aparecido Spadotto
Chefe-Geral
Embrapa Meio Ambiente

Sumário

Capítulo 1

Ecossistemas Aquáticos e seu Manejo

Júlio Ferraz de Queiroz; Mariana Silveira Guerra Moura e Silva e Susana Trivinho-Strixino, 8

Capítulo 2

Indicadores Biológicos de Qualidade

Mariana Silveira Guerra Moura e Silva; Júlio Ferraz de Queiroz e Susana Trivinho-Strixino, 26

Capítulo 3

Estudo de Caso: a comunidade macrobentônica como instrumento na avaliação da qualidade do submédio São Francisco (PE e BA) e seu potencial para o biomonitoramento ambiental

Susana Trivinho-Strixino; Júlio Ferraz de Queiroz; Vera Maria do Nascimento; Cleir Ferraz Freire; Luiz Carlos Hermes; Aderaldo de Souza Silva e Luiz Gonzaga de Toledo, 35

Capítulo 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, 67

1

Ecossistemas Aquáticos e seu Manejo

*Júlio Ferraz de Queiroz; Mariana Silveira Guerra Moura e Silva
e Susana Trivinho-Strixino*

1. Escassez da água e degradação dos sistemas

A escassez de água doce, associada à sua má distribuição espaço-temporal no mundo, fará com que a água se torne a “commodity” da virada do século. A falta de água pode ser resultante de uma série de fatores, incluindo fontes limitadas, grandes demandas, desperdício e uso inadequado. Esses fatores são agravados pela combinação do rápido crescimento populacional com a industrialização e a urbanização, os quais impõem uma crescente pressão sobre os ecossistemas aquáticos de vários países em desenvolvimento, como o Brasil (THORNE & WILLIAMS, 1997). A escassez de água tenderá a limitar o crescimento da agricultura e da indústria, e poderá colocar em risco a saúde, a nutrição e segurança alimentar, e também o desenvolvimento econômico. De acordo com especialistas, para prevenir a escassez de água, as nações devem, a curto e médio prazo, exercer um gerenciamento mais eficiente deste recurso, de modo a introduzir a reciclagem, prevenir a poluição e promover a conservação da água.

Alguns dos principais impactos antropogênicos que alteram o funcionamento dos ecossistemas aquáticos de forma mais freqüente são: as fontes de poluição industrial, urbana, agropecuária e mineração; regulação de rios através da construção de represas e reservatórios; salinização; sedimentação a partir de desmatamentos e construção de estradas; retirada da mata ciliar; exploração intensa de recursos pesqueiros; introdução de espécies de plantas e animais exóticos; remoção e destruição de habitats.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

O impacto resultante da crescente atividade antrópica sobre os ambientes naturais constitui uma das principais preocupações do homem na atualidade. A poluição dos ambientes aquáticos tem se tornado um problema freqüente, principalmente pelas suas conseqüências mais evidentes, tais como: a escassez de fontes limpas para abastecimento e a mortalidade dos organismos. Os despejos domésticos e industriais constituem grandes problemas da civilização moderna, principalmente quando são despejados diretamente nos corpos d'água (rios e lagos), o que tem provocado vários distúrbios levando à contaminação da água.

A agricultura é a atividade que mais consome água no mundo. Estima-se que cerca de 70% da utilização mundial da água é destinada à irrigação, enquanto que 23% é utilizada na indústria e 7% destina-se ao uso residencial (UNESCO, 2003). O principal emprego da água é na irrigação dos cultivos intensivos de grãos, frutas e hortaliças e para a dessedentação de animais, representando um elemento fundamental na produção de alimentos. Diante desse quadro, o comprometimento da qualidade das águas ameaça não apenas o abastecimento de água potável e de qualidade para as populações humanas, como também, a produção de alimentos seguros, representando um dos maiores desafios para as políticas de saúde pública.

A agricultura é responsável por grande parte da contaminação não-pontual, pois, uma vez que constitui uma atividade de grande amplitude espacial, produz uma grande variabilidade de poluentes. Estes poluentes possuem uma dinâmica de utilização intermitente, sendo praticamente impossível realizar o seu monitoramento contínuo (WATZIN & MacINTOSH, 1999). A contaminação de recursos hídricos é uma preocupação constante das agências ambientais e de saúde pública, já que corresponde à principal fonte de riscos resultantes do uso de agrotóxicos na agricultura (PERES, 1999). Devido à natureza integrada das redes hidrográficas, e ao fluxo constante que caracteriza rios e córregos, a contaminação de corpos d'água pode ser sentida a vários quilômetros de distância das áreas-fonte, o que não afeta apenas as regiões de plantio, mas

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

também a integridade de todos os ecossistemas ao longo do seu percurso (EGLER, 2002).

O peso econômico do uso da água na indústria e na agricultura é enorme. Nos EUA, na década de 80, a irrigação para o cultivo de alimentos destinados à criação de animais, respondia por cerca de 50% do consumo. Outros usos no cultivo, especialmente para a irrigação de alimentos para consumo humano, consumiam outros 35%, fazendo com que o uso da água na agricultura respondesse por mais de 80% do total nacional do uso da água (MYERS, 1984).

Além do problema da escassez da água, a sua contaminação por defensivos agrícolas, também é um sério problema, enfrentado tanto nos países desenvolvidos como nos países emergentes. Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e agrotóxicos. As vias de contaminação podem ser tanto diretas, ocorrendo no momento da sua aplicação nos cultivos, e na lavagem de embalagens, como indiretas, através da erosão do solo e pelo transporte de sedimentos contaminados, carreamento de resíduos pelas chuvas e movimento de drenagem da bacia (COOPER, 1991). Além disso, o estado de preservação da vegetação marginal e a distância entre a área onde estão localizados os cultivos, até a calha do rio, são fatores fundamentais no processo de contaminação, ditando a velocidade de contaminação da água e a extensão do dano ambiental (EGLER, 2002). No Brasil, houve um crescimento de aproximadamente 40 vezes no gasto com defensivos agrícolas nos últimos 40 anos (PERES, 1999). O país ocupa hoje o posto de maior consumidor individual de agrotóxicos entre todos os países em desenvolvimento, sendo responsável por cerca de 35% desse mercado (WHO, 1990).

Além disso, estudos realizados há vários anos já demonstraram que o peso econômico das doenças resultantes da falta de fornecimento de água e instalações de saneamento, é muito grande, em especial, no Terceiro Mundo. Um estudo da UNICEF constatou que apenas 51% das pessoas que

viviam nos países em desenvolvimento tinham acesso à água potável (CHANDLER, 1985).

2. Classificação dos despejos de acordo com a fonte de poluição

Os despejos podem ser classificados de acordo com três tipos principais: físicos, incluindo agentes corrosivos e outros materiais não corrosivos como, por exemplo, o silte; químicos inorgânicos, incluindo materiais tóxicos industriais, produtos agrícolas como inseticidas e herbicidas; e químicos orgânicos, incluindo esgotos, restos de refinarias e fertilizantes.

Nos ambientes lóticos, sob condições naturais, a matéria orgânica, como por exemplo, folhas e outros materiais de origem vegetal ou animal, penetram no sistema em função da erosão das margens dos rios, e também da queda da folhagem da mata ciliar. Além disso, a descarga de efluentes orgânicos, como esgotos domésticos e aqueles resultantes do processamento de alimentos e de outros materiais biológicos, também aumenta a quantidade de matéria orgânica (particulada grossa – CPOM e particulada fina - FPOM) naturalmente presente num rio.

Ao chegar no rio, a matéria orgânica introduzida é progressivamente decomposta pela atividade biológica. O crescimento das populações de microrganismos sapróbios e detritívoros aumenta em caso de eutrofização. O aumento da atividade da população microbiana sapróbia eleva a demanda de oxigênio e pode resultar no consumo excessivo de oxigênio dissolvido podendo gerar uma condição de anoxia, o que afeta diretamente outros organismos, em decorrência das suas respectivas tolerâncias à depleção de oxigênio dissolvido. Conseqüentemente, o enriquecimento orgânico tem um efeito diferencial sobre a comunidade de um determinado rio, e resulta numa

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

sucessão de comunidades que irão se estabelecer a distâncias abaixo do ponto de descarga, e que irão variar de acordo com o grau de oxidação e mineralização da matéria orgânica contida na água. A matéria orgânica ou os produtos de sua degradação podem ser tóxicos, e se uma grande quantidade de partículas sólidas estiver presente nos efluentes, esse material pode se acumular no leito do rio, alterando suas características.

Os compostos orgânicos sintéticos também são uma importante fonte de poluição nos ecossistemas aquáticos. Estes compostos representam a maior diversidade e quantidade de poluentes e englobam os pesticidas; os PCB's – "polychlorinated biphenyls" ou bifenilas policloradas – cuja forma comercial mais comum é óleo ascarel; as dioxinas e furanos, que são extremamente tóxicos para seres humanos e espécies selvagens; os PAH's – "polycyclic aromatic hydrocarbons" ou hidrocarbonetos aromáticos policíclicos – são os principais componentes do creosoto; e os hidrocarbonetos orgânicos voláteis (tetracloroeto de carbono, tricloroetano, dicloroetileno) que são usados como solventes e compostos intermediários da indústria química, sendo freqüentemente encontrados na água potável (HESPANHOL, 1999).

A erosão do solo e o assoreamento da calha principal dos rios são exemplos de perturbações físicas bastante comuns em áreas desmatadas. Estes dois processos conjugados acarretam mudanças na morfologia dos rios, e comprometem a qualidade física, química e biológica da água devido à entrada de sedimentos contaminados (por exemplo, no caso da contaminação por defensivos agrícolas). As alterações na morfologia dos rios merecem especial destaque, pois afetam diretamente a disposição dos habitats aquáticos utilizados pelas comunidades bentônicas. O acúmulo progressivo de sedimentos no leito dos rios promove, ao longo do tempo, uma uniformização do fundo pelo preenchimento das reentrâncias e também pela perda de diferenciação entre áreas de remanso e de correnteza (EGLER, 2002).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Os efeitos dos agentes físicos são diversos. O silte por exemplo, pode ser abrasivo e danificar as brânquias dos organismos aquáticos, interferindo na respiração; pode também encobrir diversos habitats naturais. O excessivo despejo de silte nos rios é em grande parte decorrente de práticas agrícolas que não utilizam métodos para a conservação do solo. A falta de cuidados para a preservação do solo provoca erosão, e tem como consequência a eliminação de muitos grupos aquáticos, e entre eles insetos particularmente mais sensíveis, como Plecoptera e Ephemeroptera (EGLER, 2002).

Os corpos de água são suscetíveis à contaminação por agentes químicos através do escoamento superficial, processos de descarga, deposição atmosférica e percolação através do solo. O tempo de permanência dos poluentes nos ecossistemas aquáticos dependerá do potencial de mobilidade, tipo de aplicação e persistência no solo e água. Geralmente os despejos químicos afetam os organismos aquáticos por sua ação tóxica direta, ou por efeitos secundários causados pela mudança de pH e da pressão osmótica (IRFANULLAH & MOSS, 2005; WILLIAMS & WILLIAMS, 1998).

A tolerância a produtos químicos, exceto inseticidas, não tem sido muito estudada, pelo menos para grupos de insetos aquáticos. Sabe-se, porém, que a cloração da água nas concentrações usadas para purificação, por exemplo, pode produzir resíduos tóxicos para peixes e insetos. Os detergentes adicionados às águas dos rios reduzem a tensão superficial e prejudicam a locomoção dos insetos de superfície, tornando a sua respiração mais difícil toda vez que eles buscam a superfície da água para tomada de ar. A presença de óleos da mesma forma prejudica a respiração desses insetos ao formar uma película sobre a superfície da água e pode reduzir bastante a densidade e a riqueza de espécies (LYTLE & PECKARSKY, 2001).

Os organismos aquáticos podem incorporar vários tipos de contaminantes tais como: inseticidas, fungicidas, herbicidas, bifenilas policloradas (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), dioxinas

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

e metais pesados, e isso pode ocorrer através da água e do sedimento, ou ainda através da cadeia alimentar, por meio de um processo denominado biomagnificação que implica no acúmulo crescente de substâncias tóxicas dos níveis mais baixos para os mais elevados da cadeia trófica podendo até atingir o ser humano. Neste processo, ocorre um aumento da concentração corporal de substâncias químicas, à medida que se eleva a posição ocupada pelo organismo na cadeia trófica. Isto ocorre, porque, ao se alimentar de um animal ou planta contaminado, o consumidor acaba incorporando as substâncias que estavam presentes nele, determinando um aumento progressivo da concentração de poluentes na sentido do topo da cadeia alimentar .

Os fertilizantes orgânicos e inorgânicos têm como principal efeito de contaminação, o aumento da concentração de compostos nitrogenados e fosfatados nos ecossistemas aquáticos, levando a um aumento imediato da produtividade primária e da biomassa de algas e hidrófitas. Dependendo do tipo de ambiente e da quantidade de nutrientes despejados, é possível observar efeitos como eutrofização dos rios e lagos, desoxigenação da água, obstrução de canais, produção de toxinas pelas algas verdes-azuis e modificações nas características físico-químicas dos habitats aquáticos.

3. Formas de disponibilização dos poluentes e substâncias tóxicas

O termo bioacumulação é utilizado para descrever a assimilação de agentes químicos presentes em um determinado ambiente através de qualquer via (dérmica, respiratória ou digestiva), e também a partir de qualquer tipo de fonte do compartimento aquático na qual o agente esteja presente, seja na forma dissolvida, associado ao material sedimentar ou a outros organismos. A bioconcentração é um termo mais específico que se refere ao processo de acumulação somente a partir da água (AMYOT et al., 1996).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

No caso de pesticidas, algumas características intrínsecas são importantes para determinar a biodisponibilidade destes tóxicos e seu potencial de contaminação. Os pesticidas de maior lipofilidade, por exemplo, apesar de serem facilmente bioacumulados, são pouco solúveis em água e uma vez lançados nos ecossistemas aquáticos tendem a ser adsorvidos ao sedimento. Os pesticidas mais lipofílicos também apresentam uma menor tendência de se moverem através do solo em direção às águas subterrâneas, pois, uma vez lançados no solo, se ligam às partículas de matéria orgânica presentes no sedimento e dificilmente são remobilizados (LARSON et al., 2002). Devido à propensão dos pesticidas orgânicos hidrofóbicos a se associarem com a matéria orgânica natural, eles tendem a se acumular no sedimento com uma quantidade de matéria orgânica relativamente alta (mais de 1%). Essas áreas de deposição no sedimento podem servir como reservatórios de longo ou curto prazo para pesticidas, até que o sedimento seja perturbado pela hidrodinâmica do sistema (LARSON et al., 2002). Por outro lado, é o transporte destas partículas, através da ação da chuva e do vento, que leva à contaminação de corpos d'água e a dispersão de pesticidas até áreas remotas (Fig. 1).

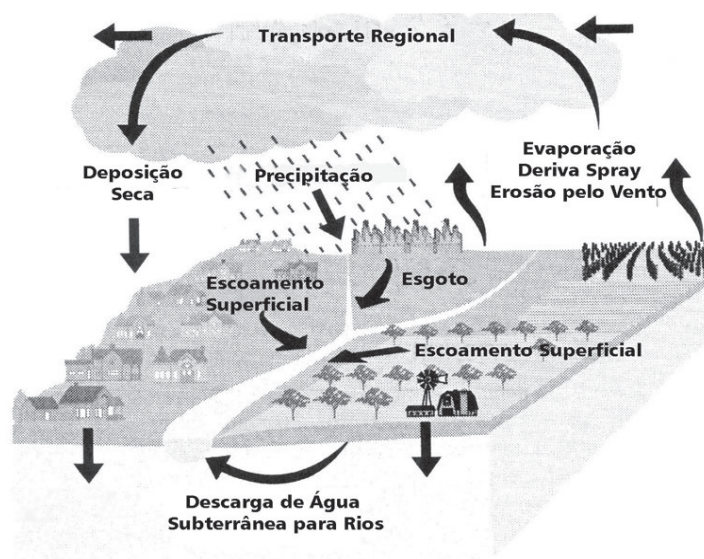


Fig. 1. Potenciais vias para o movimento de pesticidas dentro e através de componentes do ciclo hidrológico. Fonte: Majewski e Capel (1995).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Alguns pesticidas de menor persistência, mas que têm alta solubilidade, são atualmente os principais responsáveis pela contaminação de lençóis freáticos. Eles são facilmente carregados pela água da chuva e pela irrigação, e quando conseguem percolar em direção às águas subterrâneas, ficam menos expostos aos agentes responsáveis pela sua degradação, como a luz, o calor e os microorganismos, o que aumenta as chances de chegarem intactos até os mananciais subterrâneos (EGLER, 2002).

4. Usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas aquáticos compreendem as plantas, os animais, e também o ambiente físico, químico e físico-químico nos quais eles interagem. Uma característica peculiar dos ecossistemas aquáticos lóticos (rios) é a sua dinamicidade, identificada por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros abióticos e bióticos. No âmbito da bacia hidrográfica, que pode ser definida como a área drenada parcial ou totalmente por um ou vários cursos d'água, em geral existe uma dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água de maneira constante, de modo que todo o material que entrar no trecho superior dos rios (cabeceiras) irá afetar a qualidade da água no seu trecho inferior (potamal) (MEADE & TRIMBLE, 1974).

A diversidade de ambientes aquáticos existentes em um país de dimensões continentais como o Brasil, implica em um número significativo de usos, incluindo o suprimento de água potável, a irrigação e a recreação, e também a própria proteção ambiental. Nesse sentido, é fundamental considerar que essa diversidade de usos deve ser avaliada para determinar como esses ecossistemas deverão ser protegidos. Os critérios de qualidade de água e os valores de referência que serão estabelecidos para um determinado ecossistema aquático irão fornecer os meios para a realização efetiva de tais avaliações e medidas.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

A identificação das necessidades e aspirações da comunidade em relação à água, é um passo fundamental na definição do valor ambiental de um determinado reservatório, açude, lago etc. Dessa forma, a estratégia de proteger especificamente usos ambientais reconhecidos é amplamente utilizada, e também pode servir para rotular esses usos, como “*usos benéficos*”. A idéia é evitar que ocorram conflitos entre eles, como por exemplo, o uso da água para a irrigação, que pode impedir a sua disponibilidade para consumo humano e/ou propósitos industriais, urbanos, turísticos, recreacionais, ou vice versa.

O perfeito funcionamento de um ecossistema exige que algumas condições sejam respeitadas; dentre elas, destaca-se a integridade biológica. A partir desse conceito a integridade biológica já foi anteriormente definida como: “A habilidade de suportar e manter o equilíbrio, a integração e a adaptação da comunidade de organismos, assegurando a composição das espécies, a diversidade e a organização funcional compatível ao habitat natural da região” (KARR & DUDLEY, 1981).

A integridade biológica dos ecossistemas aquáticos é diretamente afetada pelo manejo da qualidade da água e envolve os seguintes aspectos: a identificação dos valores ambientais que devem ser protegidos, o estabelecimento de indicadores físico-químicos e biológicos (utilizando a informação científica disponível relacionada, respectivamente, com os indicadores e com a valoração ambiental), o estabelecimento de estratégias para o uso e o manejo dos recursos hídricos (políticas sobre águas afetadas por poluentes, efluentes, captação, uso etc.), e o desenvolvimento de um programa de monitoramento para assegurar a manutenção da qualidade da água e do meio ambiente.

Nesse sentido, durante as últimas décadas, a capacidade assimilativa tem sido usada como uma ferramenta muito eficaz para avaliar a degradação ambiental. A sustentação básica dessa idéia é que os ecossistemas aquáticos têm a capacidade de absorver e modificar resíduos sem alterar a

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

qualidade de si próprio. Entretanto, dependendo da carga poluente e de sua natureza, a capacidade assimilativa e a auto-depuração podem não ser suficientes para a recuperação do próprio ecossistema sem um manejo adequado.

Por outro lado, não deve ser ignorado que a integridade biológica dos ecossistemas aquáticos também irá influir na identificação das necessidades e aspirações da comunidade, como por exemplo: água para o consumo humano, agricultura, pesca comercial e/ou esportiva, aqüicultura, agropecuária, lazer, proteção do ecossistema etc. Esses aspectos constituem um passo fundamental na definição do valor ambiental de um determinado rio, reservatório, açude, lago, etc. Além disso, existem custos associados com o manejo dos corpos hídricos para alcançar os níveis de qualidade de água desejados pela comunidade, o que influencia diretamente a relação custo-benefício. Esta relação varia de acordo com os diferentes setores e interesses da comunidade, implicando que os custos para um setor muitas vezes significam lucros para outro.

Diante disso, vários especialistas em manejo de recursos hídricos concordam que o comprometimento das reservas estratégicas aquáticas está associado, em geral, ao desmatamento causado pela agricultura, à drenagem de terras alagadas, ao desenvolvimento e ocupação humana, à fontes poluentes de origem industrial e doméstica, ao represamento e canalização, às atividades recreativas, à operação de mineração, a projetos de irrigação e à introdução de espécies exóticas, dentre outras atividades (BAPTISTA et al., 2001).

Além disso, a integridade dos ecossistemas aquáticos também é severamente afetada pelos tóxicos que contaminam os corpos hídricos, os quais, podem determinar níveis de tolerância diferentes para algumas espécies, ou para todo ecossistema quando estão presentes em certas concentrações. Nesses casos, os critérios para avaliar a qualidade da água de ecossistemas poluídos por agrotóxicos e outros, devem se basear em estudos ecotoxicológicos e principalmente no uso de indicadores biológicos.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

O uso de indicadores biológicos requer um entendimento detalhado sobre as características e as relações existentes entre os diversos componentes dos sistemas biológicos, os quais apresentam diferenças marcantes de sensibilidade entre si, e também com relação às diferenças relacionadas com a tolerância das comunidades biológicas a poluentes específicos e outros estressores. O somatório desses fatores torna essencial que o manejo ambiental dos ecossistemas aquáticos seja feito em uma base ecossistema x ecossistema, isto é, através da avaliação das comunidades biológicas que compõem ecossistemas similares poluídos e não poluídos em uma mesma bacia hidrográfica.

Conseqüentemente, a implantação e a continuidade de programas para o monitoramento das águas continentais, são cada vez mais importantes, não só para preservar e manter a qualidade da água, com vistas ao abastecimento da população, mas também para manter a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. Para que os programas de monitoramento sejam efetivos, eles devem contar com resoluções que estabeleçam os níveis máximos das concentrações de determinadas substâncias contidas nos efluentes de origem urbana, industrial e agropecuária, e também quais são os limites permissíveis dessas substâncias nos corpos aquáticos.

Dessa forma, nos últimos anos ocorreu uma mudança no paradigma previamente estabelecido para a avaliação da qualidade da água, indicando que o monitoramento clássico dos aspectos físicos e químicos, associado aos testes biológicos *ex-situ*, são insuficientes para caracterizar as respostas do ecossistema à poluição. Portanto, a partir desses conceitos ficou evidente que se o ecossistema é o objeto em referência, suas respostas devem ser analisadas de uma maneira holística, ou pelo menos, se referir a organismos indicadores *in situ* (MOULTON, 1998).

No Brasil, o biomonitoramento começa a se consolidar como uma ferramenta útil e barata na avaliação da qualidade das águas continentais.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

Alguns estudos foram desenvolvidos em Minas Gerais (JUNQUEIRA & CAMPOS, 1998), Rio de Janeiro (BUSS, 2001; SILVEIRA, 2001; EGLER, 2002). Entretanto, a falta de conhecimento taxonômico sobre a fauna nativa, principalmente com relação aos macroinvertebrados bentônicos, dificulta o desenvolvimento de pesquisas sobre avaliação de impacto ambiental devido à inexistência de registros históricos e, conseqüentemente, em decorrência da dificuldade de efetuar comparações referentes a integridade das comunidades biológicas, entre locais impactados e não impactados.

Por outro lado, nos Estados Unidos os órgãos ambientais governamentais já desenvolveram e validaram Protocolos de Avaliação Rápida (RAPID ASSESSMENT PROTOCOLS – RAP), para agilizar e otimizar as avaliações de qualidade de água para dar suporte aos planos de manejo e tomada de decisões. Estes protocolos reúnem algumas medidas ou parâmetros das comunidades bioindicadoras, e utilizam um índice de qualidade de água com um valor numérico único, e de fácil entendimento para o público leigo e gerenciadores ambientais em geral (PLAFKIN et al., 1989; KARR et al., 1986).

Destaca-se que a utilização de protocolos para a avaliação e manejo dos ecossistemas aquáticos deve levar em consideração a função do ecossistema em estudo, sendo que esta função pode ser determinada através da medida dos processos biológicos, como por exemplo: a respiração, a produção primária e o ciclo dos nutrientes, ou ainda, por meio de medidas da estrutura trófica como o fluxo de energia ou a biomassa de vários níveis tróficos. Diante disso, vários estudos têm defendido medidas da função dos ecossistemas como indicadores de seu estado de preservação (PLAFKIN et al., 1989). Os índices de integridade biológica e da comunidade tentam incorporar alguns indicadores da função da comunidade através da inclusão de medidas numéricas relativas de peixes de vários níveis tróficos, ou de invertebrados de grupos alimentares funcionais. Dessa forma, quatro fatores biológicos podem ser usados para determinar a condição de sanidade de um ecossistema, quais sejam: abundância das espécies, composição das espécies, produtividade primária e função do

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

ecossistema (estimada da taxa produção: respiração).

A Resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Código Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005) estabelece classes de qualidade de água com base nos usos preponderantes de acordo com os diversos dos corpos hídricos, e determina quais são os limites máximos dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos presentes na água, de acordo com o seu uso (balneabilidade, potabilidade, irrigação, etc). A partir da resolução nº 20 do CONAMA (BRASIL, 1986), foi aprovada a Lei 9.433/97 que trata da Política de Gerenciamento dos Recursos Hídricos e que tem como um de seus princípios o uso múltiplo da água na gestão de recursos hídricos. Esta lei foi pautada em seis princípios básicos que vieram configurar um novo entendimento sobre o recurso “água”. Dentre estes princípios, destacamos os seguintes: a água passa a ser reconhecida como um bem de domínio público, escasso e dotado de valor econômico, e a bacia hidrográfica é eleita como unidade de planejamento.

A busca por respostas para muitas das questões surgidas dessas discussões motivou a criação de vários programas em nível nacional, entre eles, o Proágua (SRH-MMA). Como parte do referido programa, foi aprovado o projeto ECO-ÁGUA (CNPMA-EMBRAPA), que se propôs ao monitoramento “*on line*” da qualidade das águas para subsidiar o gerenciamento dos recursos hídricos da região semi-árida brasileira dentro do paradigma da sustentabilidade.

O objetivo deste livro é apresentar de forma clara e resumida a metodologia e as vantagens da utilização de indicadores biológicos de qualidade de água, com base no uso de macroinvertebrados bentônicos, a partir dos resultados obtidos de dois estudos de caso no Rio Macaé, RJ, e no Rio São Francisco, PE.

Referências

AMYOT, M.; PINEL-ALLOUL, B.; CAMPBELLS, P.; DESY, J. Total metal burdens in the freshwater amphipod *Gammarus fasciatus*: contribution of various body parts and influence of gut contents. **Freshwater Biology**, v. 35, n. 2, p. 363-373, 1996.

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.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a proteção e a melhoria da qualidade ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, 30 jun. 1986.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 21 mar. 2005.

BUSS, D.F. **Utilizando macroinvertebrados bentônicos no desenvolvimento de um programa integrado de avaliação da qualidade da água de rios**. 2001. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - UFRJ, Rio de Janeiro.

CHANDLER, W. U. **Investing in children**. Washington, 1985. (World Watch Paper, 64).

COOPER, K. Effects of pesticides on wildlife. In: HAYES, W. J.; LAWS, E. R. (Ed.). **Handbook of pesticide toxicology – General principles**. New York: Academic Press, 1991. p. 463-496.

EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas.** 2002. 147 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP) da Fundação Instituto Oswaldo Cruz (FIOCRUZ), Rio de Janeiro.

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico – uma visão realista. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI J. G. (Ed.). **Águas doces no Brasil: uso e conservação.** São Paulo: Escrituras Editora, 1999. p. 249-303.

IRFANULLAH, H.M.D.; MOSS, B. Effects of pH and predation by *Chaoborus* larvae on the plankton of a shallow and acidic forest lake. **Freshwater Biology**, v.50, p.1913-1926, 2005.

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.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 5, n. 1, p. 55-68, 1981.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.; GERMEIER, P.L.; YANT, P.R.; SCHLOSSER, I. J. **Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale.** Champaign: Illinois Natural History Survey, 1986. (Special Publication, 5).

LARSON, S.J.; CAPEL, P.D.; MAJEWSKI, M.S. **Pesticides in surface waters – distribution, trends, and governing factors.** Chelsea: Ann Arbor Press, 2002. 373p.

LYTLE, D.A.; PECKARSKY, B.L. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 5, p. 693-704, 2001.

MAJEWSKI, M.S.; CAPEL, P.D. **Pesticides in the atmosphere: Distribution, trends, and governing factors.** Chelsea: Ann Arbor Press, 1995. 214p. (Pesticides in the Hydrologic System Series, v. 1).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

MEADE, R. W.; TRIMBLE, S. W. **Changes in sediment loads in rivers of the Atlantic drainage of the United States since 1900**. Wallingford: International Association of Hydrological Sciences Publications, 1974. p. 99-104.

MOULTON, T.P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, A. do L. (Ed.). **Oecologia brasiliensis – Ecologia de insetos aquáticos**, v. 5, p. 281-298, 1998.

MYERS, N. Elements. In: **GAIA: an atlas of planet management**. Garden City: Anchor Books, 1984. 418 p.

PERES, F. **É veneno ou é remédio? Os desafios da comunicação rural sobre agrotóxicos**. 1999. Dissertação (Mestrado) - Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP) da Fundação Instituto Oswaldo Cruz (FIOCRUZ). Rio de Janeiro.

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: Office of Water Regulations and Standards; U. S. Environmental Protection Agency, 1989. 287 p. (EPA/444/4-89/001).

SILVEIRA, M.P. **Estudo das comunidades de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro**. 151 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - UFRJ, Rio de Janeiro.

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.

UNESCO. The United Nations World Water Development Report, 2003. Acesso em: 16 nov. 2004. Disponível em: <<http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr/index.shtml>> .

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

WATZIN, M.; MACINTOSH, A. W. Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable ecological outcomes. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 4, p. 636-644, 1999.

WHO – World Health organization. **Public health impacts of pesticides used in agriculture**. Geneva, 1990.

WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E. Aquatic insects in an estuarine environment: densities, distribution and salinity tolerance. **Freshwater Biology**, v. 39, n. 3, p. 411-421, 1998.

2

Indicadores Biológicos de Qualidade

Mariana Silveira Guerra Moura e Silva; Júlio Ferraz de Queiroz e Susana Trivinho-Strixino

1. A importância do uso de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água

Bioindicador pode ser definido como todo parâmetro biológico, qualitativo ou quantitativo, medido ao nível de indivíduo, população, guilda ou comunidade, e que é efetivamente suscetível para indicar condições ambientais particulares que correspondam, quer a um estado estabelecido, quer a uma variação natural, quer a uma perturbação do meio (CAIRNS & PRATT, 1993).

Algumas características peculiares de um bioindicador são importantes para que ele seja definido como tal. A espécie bioindicadora deve possuir exigências particulares com relação a um conjunto conhecido de variáveis físicas, químicas ou ambientais, de tal modo que mudanças na presença/ ausência, número, morfologia, fisiologia, ou comportamento da espécie considerada, poderá indicar que uma dada variável física ou química está fora de seus limites (JOHNSON et al., 1993).

A resposta fornecida por um bioindicador pode ser associada ao impacto de um contaminante. A partir disso, é possível afirmar que um organismo acumula um agente tóxico na mesma proporção do nível de concentração desse poluente no meio ambiente, assim como, indica a extensão do período em que o organismo foi exposto a este agente. Quando estes organismos são coletados e seus tecidos analisados, é possível se estimar as concentrações ambientais do composto de interesse.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

De acordo com Hellowell (1986) o bioindicador ideal para a avaliação da qualidade de água deve apresentar as seguintes características:

- taxonomia conhecida
- distribuição cosmopolita
- abundância numérica
- baixa variabilidade genética e ecológica
- mobilidade limitada e ciclo de vida relativamente longo
- adequação para uso em estudos de laboratório

A Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9433/97) tem como um de seus objetivos assegurar o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e preservar a diversidade genética. Por esta razão, indicadores biológicos de qualidade de água devem ser adotados para avaliar os impactos ambientais, e contribuir para a elaboração de modelos de gestão ambiental com base na preservação da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos.

A poluição pontual associada a poluição não pontual, com exceção dos distúrbios físicos que normalmente ocorrem no ambiente natural, são responsáveis pela degradação da maioria dos corpos hídricos. Atividades antrópicas como a agricultura, mineração e uso da terra para ocupação urbana contribuem para a descarga de efluentes contaminados e para mudanças no habitat físico dos rios e dos lagos. No caso da poluição não pontual, a maior dificuldade para realizar a sua mensuração reside no fato de que faltam técnicas para monitorar e avaliar os seus impactos. Isto ocorre porque a poluição dispersa (não-pontual) pode ser transitória e imprevisível e, neste caso, os métodos tradicionais para a avaliação química da água se tornam inadequados, quando aplicados isoladamente, com o objetivo de determinar e quantificar os impactos causados na qualidade da água.

Por outro lado, a biota aquática é monitora natural da qualidade ambiental, e pode tanto revelar os efeitos de alterações esporádicas, como

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

também, da poluição cumulativa e crônica, além de alterações em seu habitat (BARBOUR et al., 1995). Mudanças ambientais nos parâmetros físicos e químicos, decorrentes de despejos físicos, químicos ou orgânicos, causam mudanças na biota aquática. No entanto, é preciso ressaltar que são vários os fatores que influenciam a colonização e distribuição das comunidades aquáticas. Assim sendo, o ambiente aquático não pode ser adequadamente descrito simplesmente pelo somatório de todos os parâmetros físicos e químicos que caracterizam o sistema. As interações bióticas são também muito importantes. Listagens de espécies, densidades populacionais, mudanças sazonais na biocenose e diversidade da comunidade em condições naturais (não poluídas), são informações necessárias para avaliar as mudanças na qualidade da água com bases biológicas.

Na proteção dos ambientes aquáticos estão envolvidas muitas espécies com sensibilidades distintas e exigências ecológicas específicas. O indicador máximo e mais eficiente para dimensionar a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos, deve, portanto, ser a “sanidade” da comunidade biológica, que deve ser determinada através de indicadores biológicos (ANZECC/AWRC 1992).

O conhecimento de que diferentes organismos apresentam maior ou menor sensibilidade a determinados poluentes constitui a base para a utilização da biota como indicadora biológica da qualidade da água. Os compostos tóxicos e poluentes podem determinar níveis de tolerância diferentes para algumas espécies, ou para todo o ecossistema, quando estão presentes em certas concentrações. Nesses casos, os critérios de qualidade de água devem se basear em estudos toxicológicos, e principalmente em indicadores biológicos.

Portanto, um bom bioindicador de qualidade de água deve refletir as condições de estresse às quais o sistema está exposto, em função da composição das comunidades presentes nos corpos d’água. Desse modo, os organismos bioindicadores devem integrar respostas relativas à concentração

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

de poluentes e a intensidade de estresse em função do tempo, levando em consideração que os organismos aquáticos normalmente acumulam xenobióticos, especialmente aqueles que possuem baixa solubilidade na água.

As propostas tradicionais para o manejo da qualidade da água têm a sua origem na preocupação com a saúde pública humana. Práticas de monitoramento e manejo foram inicialmente estabelecidas por engenheiros sanitários, microbiologistas e profissionais da área de saúde para avaliar, gerenciar e controlar a contaminação da água causada pelos esgotos e materiais tóxicos nocivos à saúde dos seres humanos. Essa proposta foi posteriormente superada pelo reconhecimento da necessidade de proteger os ecossistemas aquáticos, utilizando dados de testes de toxicidade para estabelecer os graus de tolerância dos organismos aquáticos. O primeiro índice de qualidade de água utilizado a partir de indicadores biológicos foi o Sistema Sapróbio, desenvolvido na Alemanha no início do século XX (KOLKWITZ & MARSSON, 1909).

O Sistema Sapróbio pode ser definido como um sistema composto por organismos aquáticos (bactérias, algas, protozoários e rotíferos), que indicam, pela sua presença e atividade, os diferentes níveis de qualidade da água, a pureza ou a poluição, recebendo assim valores de tolerância. Este sistema se baseia na presença de espécies indicadoras. O termo "sapróbio" significa a dependência de um organismo pela decomposição de substâncias orgânicas como um recurso alimentar (METCALFE, 1989).

De acordo com a visão holística vigente, considera-se que a avaliação da qualidade da água através de indicadores biológicos deve incluir todos os componentes de um ecossistema aquático - fitoplâncton, zooplâncton, bentos, macrófitas, peixes etc. - na medida que dados forem disponíveis. Para os tóxicos e possíveis poluentes, deve ser feita uma tentativa para obter uma amostragem mínima de dados sobre toxidez aguda e/ou crônica (JONSSON, 2000).

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

O uso de biomarcadores na avaliação da qualidade da água é bastante comum, e podem ser utilizados componentes biológicos como células, processos bioquímicos, estruturas e funções biológicas, que se alteram quando em contato com compostos xenobióticos, e cujas alterações podem ser medidas e quantificadas (KENDALL et al., 1996). Um exemplo é o desenvolvimento de imunoenaios baseados na inibição da enzima acetilcolinesterase, os quais vêm sendo usados com sucesso na análise da contaminação da água por agentes anticolinesterásicos, tais como organofosforados e carbamatos (CUNHA BASTOS et al., 1991).

2. A escolha do bioindicador e as vantagens da utilização de macroinvertebrados bentônicos

Existem duas abordagens que orientam o uso de medidas biológicas para análise da degradação ambiental. Uma delas é a abordagem “top-down” ou “topo-base”, que analisa diretamente as mudanças no ambiente, e em geral consiste em avaliações ecológicas no nível de comunidades ou ecossistemas, com subsequente diagnose do problema, e determinação do agente causador. A outra é a abordagem “bottom-up” ou “base-topo” que utiliza dados de laboratório, obtidos em simulações simples dos sistemas, para prever mudanças em sistemas naturais complexos. Para Cairns et al. (1993), em uma análise fiel das condições de perturbação do ambiente, o ideal é realizar medidas diretas da saúde das comunidades biológicas, o que permite tanto validar as previsões de impacto obtidas através das metodologias base-topo, como desenvolver mecanismos para implementação de ações corretivas em planos de manejo. Esse processo interativo é conhecido como monitoramento biológico, e se baseia na análise sistemática das respostas das comunidades biológicas e sua comparação com comunidades de áreas preservadas, com o objetivo de avaliar a intensidade das mudanças ocorridas no ambiente.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

No caso da abordagem “topo-base”, as comunidades bióticas locais devem ser comparadas com comunidades de habitats similares na região que não tenham sofrido impacto ambiental, isto é, o biomonitoramento parte do princípio que se amostre um local-teste (impactado) em comparação com um local-referência (minimamente impactado ou local-controle).

A variação na tolerância em ecossistemas específicos, isto é, em condições climáticas e geológicas particulares, pode requerer o estabelecimento de normas para a qualidade da água únicas para o ecossistema em questão. Dessa forma, devido a variação geográfica torna-se inapropriado definir normas para indicadores de qualidade de água sem referência às condições locais. O conhecimento das características locais é fundamental, porque vai definir quais são os caracteres de tolerância específicos para os bioindicadores que habitam um local em particular. Estes fatores específicos, freqüentemente, determinam quais são os organismos que podem ocorrer em determinado ambiente. Portanto, pode-se avaliar a qualidade dos fatores - e do próprio ambiente - a partir da ocorrência de organismos, especialmente aqueles estenóticos (cuja valência ecológica seja estreita), e que se configuram nos melhores indicadores. Além disso, a análise experimental da distribuição e da abundância dos organismos fornece a base para a seleção e a utilização de bioindicadores (STACHETTI, 2000).

As vantagens comparativas de utilizar indicadores biológicos de qualidade de água com relação aos parâmetros físicos e químicos são:

a) os indicadores físicos e químicos de qualidade de água não terão nenhuma utilidade para determinar estressores imprevisíveis. Eles são altamente específicos, o que é uma desvantagem quando um estressor não pode ser identificado antecipadamente;

b) os indicadores biológicos são menos específicos que os indicadores físicos e químicos, e são susceptíveis a uma grande variedade de estressores;

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

c) os indicadores biológicos devem ser sempre utilizados quando se pretende proteger a função de um ecossistema, e também para monitoramento ambiental em grande escala;

d) as alterações físicas e químicas na qualidade da água afetam diretamente o equilíbrio biológico das comunidades constituintes desses ecossistemas, interferindo na abundância e na composição das espécies, na produtividade primária e na função do ecossistema;

e) o próprio processo de seleção natural das espécies requer que as mesmas se adaptem às condições ambientais locais, características dos diversos ecossistemas aquáticos regionais. Por exemplo: espécies de peixes planctófagas são indicadoras de locais com altas concentrações de clorofila a, grandes variações de oxigênio dissolvido e pH, e também de grandes concentrações de nitrato e fosfato na água;

f) os indicadores biológicos de qualidade de água permitem a avaliação da qualidade da água *in loco* através do uso de organismos testes, como por exemplo, moluscos. Os moluscos são filtradores e acumulam o que está em solução na coluna d'água, incorporando em seus tecidos pesticidas, metais pesados, e patógenos, cujas concentrações podem ser determinadas posteriormente através de análises laboratoriais;

g) rapidez e eficiência na obtenção de resultados; e

h) exigem, em geral, um aparato de coleta relativamente barato, sendo que, ao mesmo tempo, podem fornecer resultados rápidos e precisos, facilitando o trabalho no campo e otimizando a relação custo/benefício.

Referências

ANZECC/AWRC. **National water quality management strategy. Policies and principles. A Draft reference document.** Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council : Australian Water Resources Council, 1992.

BARBOUR, M.T.; STRIBLING, J.B.; KARR, J.R. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: DAVIS, W.S.; SIMON, T. P. (Ed.). **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 63-80.

CAIRNS JR., J.; DICKSON, K. L. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 43, p. 755-472, 1971.

CAIRNS JR., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** London: Chapman & Hall, 1993. p.10-27.

CUNHA BASTOS, V. L. F.; CUNHA BASTOS, J. F.; LIMA, J. S.; CASTRO FARIA, M. V. Brain acetylcholinesterase as an "in vitro" detector of organophosphorus and carbamate insecticides in the water. **Water Research**, v. 25, n. 7, p. 835-840, 1991.

HELLAWELL, J. M. **Biological indicators of freshwater pollution and environmental management.** New York: Elsevier, 1986.

JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman and Hall, 1993. p. 195-233.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

JONSSON, C. M. **Avaliação da toxicidade aguda, crônica e da bioconcentração em organismos aquáticos**. Palestra proferida no “Curso Teórico-Prático sobre Bioindicadores de Qualidade da Água – Métodos Químicos e Biológicos para Estudo da Contaminação das Águas”. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

KENDALL, R. J.; BENS, C. M.; COBB, G. P.; DICKERSON, R. L.; DIXON, K. R.; KLAINE, S. J.; LARCHER, T. E.; LAPOINT, T. W.; MACMURRY, S. T.; NOBLET, R.; SMITH, E. E. Aquatic and terrestrial ecotoxicology. In: CASARETT, L. J.; DOULL, J. (Ed.). **Toxicology: the basic science of poisons**. 5th ed. New York: McGraw-Hill, 1996. p. 883-905.

KOLKWITZ, R.; MARSSON, M. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Berichte der deutschen. **Botanischen Gesellschaft**, v. 26A, p. 505-519, 1909.

METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, v. 60, p. 101-139, 1989.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 488 p.

STACHETTI, G. R. **Bases ecológicas para a seleção e utilização de bioindicadores em estudos de qualidade ambiental**. Palestra proferida no “Curso Teórico-Prático sobre Bioindicadores de Qualidade da Água – Métodos Químicos e Biológicos para Estudo da Contaminação das Águas”. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000.

Susana Trivinho-Strixino; Júlio Ferraz de Queiroz; Vera Maria do Nascimento; Cleir Ferraz Freire; Luiz Carlos Hermes; Aderaldo de Souza Silva e Luiz Gonzaga de Toledo

Com a coordenação da Secretaria de Recursos Hídricos, do Ministério do Meio Ambiente, sob a responsabilidade da Embrapa Meio Ambiente foi desenvolvido o projeto ECOÁGUA que se propôs a monitorar a qualidade das águas para o desenvolvimento dos recursos hídricos da região semi-árida brasileira dentro do paradigma da sustentabilidade.

Nesse projeto, os estudos de qualidade ambiental aquática, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, foram desenvolvidos pelo CNPMA/EMBRAPA e CEPTA/IBAMA, com a orientação técnica e científica do Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos e Macroinvertebrados Bentônicos da UFSCar. Ao CEPTA e à UFSCar foram atribuídas a coordenação científica e a execução, enquanto à Embrapa Meio Ambiente coube a coordenação técnica e o suporte financeiro.

Para as atividades de campo (amostragem e triagem de organismos), o Projeto contou com o apoio "*in loco*" da Divisão Regional da CHESF e da Bahia Pesca, em Sobradinho (BA). A lavagem do material coletado foi executada no Terminal Pesqueiro da Bahia Pesca, e a triagem dos organismos na residência dos hóspedes da CHESF, ambas em Sobradinho.

A identificação dos organismos coletados foi feita no Laboratório de Entomologia e Ecologia de Insetos Aquáticos do Departamento de Hidrobiologia da UFSCar. Para a identificação de Mollusca o Projeto contou com o apoio do Departamento de Zoologia da USP em Ribeirão Preto.

A água é um dos recursos preponderantes para a determinação da condição de vida das populações da região semi-árida nordestina. A qualidade da água desta região é influenciada essencialmente pelos despejos urbanos, pelas atividades mineiras e agro-industriais existentes ao longo dos diferentes recursos hídricos. O desenvolvimento rural e industrial dos últimos anos nas bacias hidrográficas localizadas na região Nordeste implica no uso de águas para consumo humano de qualidade inferior, ou com risco crescente de contaminação por metais e pesticidas (RODRIGUES et al., 2004). A necessidade de conhecer a qualidade e monitorar a poluição das águas superficiais prevê as seguintes prioridades: saúde humana, segurança e o bem estar da população, a biota, as condições sanitárias e a qualidade dos recursos ambientais.

A qualidade da água do Rio São Francisco depende essencialmente dos resíduos urbanos ribeirinhos, das atividades mineiras e agro-industriais existentes ao longo de seu percurso. O desenvolvimento rural e industrial dos últimos anos na bacia hidrográfica do São Francisco implica no uso de águas para irrigação e consumo humano de qualidade inferior, ou com risco crescente de contaminação por metais e pesticidas. Entre os principais problemas enfrentados destacam-se a baixa disponibilidade de água superficial, assoreamento dos cursos de água, drenagem deficiente, compactação, erosão e salinização dos solos, ocorrência de pragas e doenças, uso indiscriminado de agro-químicos, intoxicação de trabalhadores e resíduos em alimentos, estradas vicinais deficitárias, deficiência de energia elétrica e mão-de-obra qualificada, desmatamento das nascentes, disponibilidade e difusão deficientes de

tecnologias para sistemas agrícolas irrigados e baixa produtividade das culturas (RODRIGUES et al., 2004).

O hidropolo Petrolina-Juazeiro localiza-se no nordeste brasileiro compreendido entre as coordenadas 8958000 - 8961000 UTM e 333000 – 339000 UTM ou 09° 23' 45" S, 40° 27' 57" W e 09° 25' 22" S, 40° 31' 14" W, onde predomina o clima tropical semi-árido com temperaturas medianas a elevadas durante quase todo ano, com médias anuais variando entre 22° a 24° C e pela existência de duas estações bem distintas, uma seca e outra chuvosa, sem nenhum excesso hídrico, possuindo precipitação entre 400 e 800 mm de chuva, além de um regime sazonal de prolongados períodos de déficits de chuva, agravado pela irregularidade.

A ecorregião do semi-árido é caracterizada pela caatinga, formação vegetal arbóreo-arbustiva, caducifólia, de altura média e composição florística variável em relação ao balanço hídrico do solo e o nível de degradação.

A água é um recurso fundamental para a determinação da condição de vida das populações da região semi-árida nordestina. Entretanto, o nível sócio-econômico característico da região como um todo, em especial no que se refere á saúde e à educação, resulta em um padrão de exploração do meio ambiente freqüentemente além da capacidade de suporte, causando impactos negativos sobre a biodiversidade e sobre outros recursos naturais, que são a própria base de sobrevivência, gerando um ciclo vicioso de pobreza e degradação ambiental.

Um dos maiores problemas para a sobrevivência humana no semi-árido é a limitação da água no que se refere à qualidade, quantidade, distribuição espacial e permanência ou confiabilidade.

Nos períodos críticos de seca prolongada, obedecendo à lei da sobrevivência, a população flagelada degrada o meio ambiente, desenvolvendo atividades não adequadas aos recursos naturais disponíveis, tanto no desmatamento em busca de lenha, como no plantio de milho e feijão, com a esperança de uma chuva que não vem. Esgotadas outras possibilidades, a população rural “invade” as cidades em busca de sustento, mas, por não estarem qualificadas para o emprego urbano, acabam marginalizadas.

As atividades econômicas e sociais, baseadas em recursos hídricos oriundos de açudagem, demonstraram que não são uma solução permanente, haja vista que, em períodos mais longos de seca, tem-se que recorrer a ações emergenciais.

A qualidade da água do semi-árido depende essencialmente dos núcleos urbanos limítrofes aos grandes reservatórios (barragens, açudes, rios e lagos) e das atividades mineiras e agroindustriais ao longo dos seus limites. O desenvolvimento rural e industrial dos últimos anos nas bacias hidrográficas na região Nordeste implica no uso de água para consumo humano de qualidade inferiores ou com risco crescente de contaminação por metais pesados e pesticidas (RODRIGUES et al., 2004).

Os sistemas de produção intensivos atualmente adotados podem elevar os níveis de nitrato e de princípios ativos ou metabólicos resultantes da biodegradação de agrotóxicos, que por sua vez, podem comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas; podendo modificar a microflora do solo e alterar o ciclo de matéria orgânica. Os agroquímicos introduzidos ao ambiente por deriva durante o processo de aplicação, podem afetar a flora e a fauna nativas, o homem e os corpos hídricos.

Somada aos problemas decorrentes da implantação de sistemas produtivos industriais ou agrícolas, nota-se a falta de estudos e projetos que monitorem a qualidade das águas para fins agro-industriais e de abastecimento para consumo humano e animal em agroecossistemas estratégicos. Estes projetos devem propiciar um nível desejável de qualidade para o ambiente estudado e possibilitar o desenvolvimento de estratégias e medidas preventivas ou minimizadoras de prováveis impactos.

O estudo teve como objetivo avaliar a condição ambiental aquática do rio São Francisco na zona do hidropolo Petrolina-Juazeiro, utilizando macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

1. Identificar os locais nos quais as fontes impactantes pudessem estar comprometendo a qualidade ambiental aquática.
2. Realizar coletas de macroinvertebrados bentônicos em diversos trechos do sistema e determinar os grupos mais representativos para orientar as coletas futuras.
3. Comparar os diferentes segmentos a montante e a jusante do hidropolo Petrolina-Juazeiro quanto à qualidade das águas do sistema.

O estabelecimento do plano de coletas e dos locais de amostragem foi definido após a análise exploratória preliminar realizada em diferentes trechos do rio e junto ao reservatório de Sobradinho. Com base nas considerações e recomendações apresentadas nessa primeira abordagem (QUEIROZ et al., 2000) optou-se pela concentração da análise da macrofauna bentônica no trecho do rio compreendido entre a barragem de Sobradinho e o segmento logo após as cidades de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA).

As expedições programadas de coletas de amostras no rio São Francisco, no trecho Petrolina-Juazeiro foram realizadas em dois períodos: novembro/ 2000 e agosto/ 2001. Foram escolhidos locais no Rio São Francisco que pudessem estar refletindo os impactos do entorno. Foram estabelecidos trechos de coleta desde a captação de água para abastecimento urbano e industrial, das cidades de Juazeiro e Petrolina, até a jusante destes centros urbanos, a fim de se identificar possíveis influências da urbanização e dos despejos provenientes desses centros na qualidade da água.

Desta forma, as coletas se realizaram em 9 pontos localizados em 3 segmentos do rio (Figs. 1 - 9):

* segmento 1: a jusante das cidades de Petrolina e Juazeiro , incluindo os trechos T1, T2 e T3;

* segmento 2: em frente às cidades de Petrolina e Juazeiro, com os pontos T4, T5 e T6;

* segmento 3: a jusante da barragem do Reservatório de Sobradinho, com os pontos T7, T8 e T9.

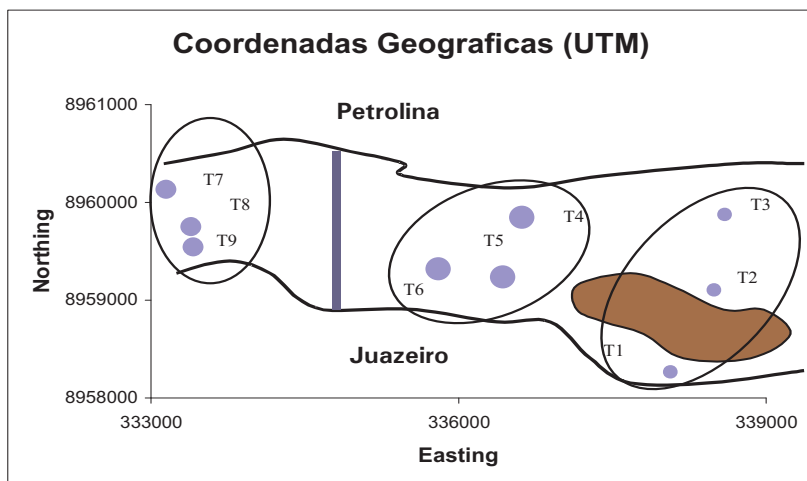


Fig. 1. Representação esquemática dos segmentos e dos pontos de coleta da fauna (T1 até T9). A mancha mais escura corresponde à localização de uma ilha fluvial logo abaixo das cidades de Petrolina e Juazeiro.



Fig. 2. Vista aérea do Rio São Francisco junto ao hidropolo Juazeiro-Petrolina.



Fig. 3. Localização do ponto T1 do segmento 1, na margem direita do rio São Francisco.



Fig. 4. Localização do ponto T3 do segmento 1 com detalhe da saída de esgoto na margem esquerda do rio São Francisco.



Fig. 5. Vista do segmento 2 e do trecho de amostragem junto à margem direita em frente a comunidade de pescadores de Juazeiro (BA) no rio São Francisco.



Fig. 6. Localização do trecho 5 de amostragem com detalhe do sedimento, na margem direita do rio São Francisco.



Fig. 7. Vista do trecho 6 de amostragem, na margem esquerda do rio São Francisco, a juzante da cidade de Petrolina (PE)



Fig. 8. Trecho 8 de amostragem, no rio São Francisco, com vista para o trecho 7.

As amostras foram coletadas com auxílio de draga tipo Ekman (Fig. 10), com área de 225cm², exceto em pontos com substrato muito duro, quando se utilizou draga de arrasto. Em cada ponto foram retiradas, ao acaso, 7 unidades amostrais, totalizando 63 amostras por período. Estas amostras foram acondicionadas em sacos plásticos contendo água do local e transportadas logo em seguida para o laboratório e lavadas sob jatos d'água, em peneira com malha de 0,210 mm. O material retido na peneira foi triado utilizando-se bandejas plásticas transluminadas, e os exemplares retirados com pinças ou estiletos foram fixados em álcool a 70%, exceto Oligochaeta, previamente fixados com solução de formol 10% (Fig. 11).



Fig. 9. Coleta de amostras de sedimentos com uma draga tipo Ekman e determinação de algumas variáveis físico-químicas de qualidade de água com uma sonda multiparâmetros.

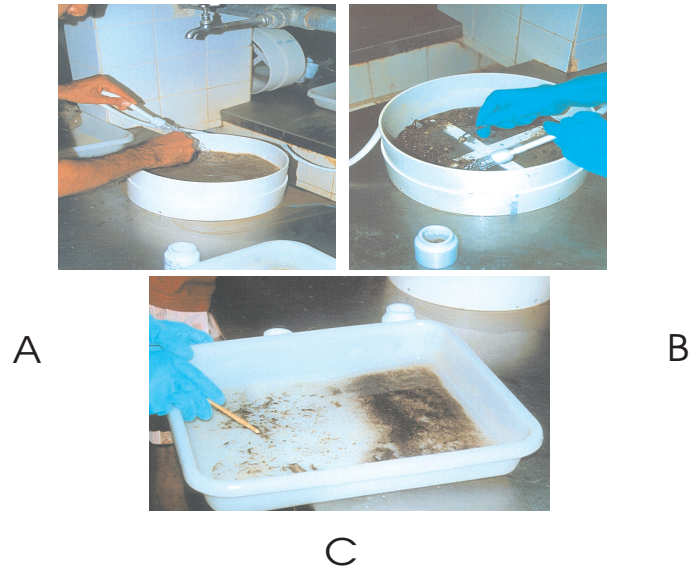


Fig. 10. Processamento das amostras (A), lavagem com peneira (B) e triagem dos organismos bentônicos (C).

Os macroinvertebrados foram identificados sob microscópio estereoscópico com o auxílio de literatura especializada (McCAFFERTY, 1981; BRINKHURST & MARCHESE, 1989; THORP & COVICH, 1991; TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO, 1995; MERRITT & CUMMINS, 1996) e estão depositados junto a coleção do Laboratório de Hidrobiologia da UFSCAR.

O sedimento coletado foi caracterizado principalmente quanto à sua textura (tamanho e tipo de partícula) e quanto à presença de detritos

orgânicos e de vegetação aquática submersa, viva ou em decomposição, através de observação visual. Embora tenham sido observadas pequenas diferenças nos dois períodos amostrados, os sedimentos do rio São Francisco, nos pontos de coleta, foram predominantemente arenoso-pedregosos, característicos de ambientes lóticos, com restos de vegetação de transição terrestre/aquáticas nas áreas próximas às margens (Tabela 1).

Seg.	Trechos	2000	2001
1	1	Argiloso fino	Argiloso fino
	2	Arenoso	Argilo-arenoso + restos vegetais +algas
	3	Arenoso coberto por Mollusca	Areia com pedras e macrófitas
2	4	Arenoso com pedras e seixos	Areia e macrófitas / Argila
	5	Arenoso com pedras e seixos	Argila + macrófitas / Argilo-arenoso / Argilo-arenoso + macrófitas / Areia
	6	Arenoso com Macrófitas	Areia
3	7	Arenoso com pedras esparsas, com algas filamentosas sobre as pedras	Arenoso com algas e argila
	8	Arenoso com pedras	Areia e argila com pedras / Areia e argila com seixos /
	9	Arenoso coberto por pedras	Areno-argiloso (com macrófitas e/ou pedras) / Pedregoso com areia

O inventário da qualidade da água na região semi-árida foi elaborado com o objetivo de fornecer informações adicionais das condições ambientais, as quais poderiam servir para complementar o diagnóstico faunístico.

O inventário físico e químico da água do Rio São Francisco, no trecho em questão foi realizado com auxílio de sonda multiparâmetros da marca YSI 6820, HORIBA U10 e multisensores HYDROLAB que permitiram a leitura direta em campo das seguintes variáveis: pH, oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NIT), amônia (NH₄), salinidade (SAL), condutividade elétrica (COND), sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura (TEMP) e turbidez (TURB). Os resultados dessas análises são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Localização dos pontos e valores médios das principais variáveis físicas e químicas da água nos 3 segmentos do Rio São Francisco.

S	PTO	COND (mS.cm ⁻¹)	STD (g.L ⁻¹)	SAL (ppt)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	Temp (°C)	NIT N(mg.L ⁻¹)	Amônia N(mg.L ⁻¹)	Latitude	Longitude
1	T 1	0,060	0,039	0,03	10,01	8,11	23,5	0,206	0,14	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 28' 11,9''W
	T 2	0,057	0,037	0,03	9,00	7,81	22,4	0,164	0,106	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 28' 15,5''W
	T 3	0,137	0,089	0,063	8,18	7,86	22,4	1,874	0,592	9 ⁰ 25'	40 ⁰ 28' 29,5''W
2	T 4	0,063	0,041	0,03	7,58	7,73	22,9	0,085	0,155	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 29' 16,7''W
	T 5	0,058	0,038	0,03	8,99	7,99	23,3	0,094	0,129	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 29' 43,6''W
	T 6	0,060	0,039	0,03	8,60	7,74	23,2	0,064	0,172	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 29' 22,9''W
3	T 7	0,057	0,037	0,03	8,59	7,77	22,7	0,121	0,119	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 31' 10,5''W
	T 8	0,057	0,037	0,03	8,23	7,70	22,4	0,102	0,14	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 31' 2,6''W
	T 9	0,058	0,037	0,03	8,82	7,99	23,5	0,093	0,12	9 ⁰ 24'	40 ⁰ 31' 1,9''W

A homogeneidade dos resultados físico-químicos de qualidade de água ficou evidente quando se considera o rio São Francisco como um corpo de água de grande volume, uma vez que os mecanismos de depuração e mistura próprios deste rio dificultam visualizar as alterações da qualidade da água. Desta maneira, nota-se que nos pontos amostrados os parâmetros de qualidade de água sofreram pouca alteração no trecho estudado, sendo visível aumentos de condutividade, nitrato e amônia na margem direita próximo a Juazeiro, por influência de efluentes oriundos do curtume ali existente. Tanto os dados de nitrato e amônia coletados com a sonda como os analisados por métodos químicos mostraram-se alterados neste local, embora os dados da sonda foram mais elevados.

Após a identificação os macroinvertebrados foram enumerados e quantificados para a aplicação das métricas de avaliação faunística. Foram aplicadas as seguintes métricas, conforme sugestão de Resh & Jackson (1993), Washington (1984) e Thorne & Williams (1997): número total de indivíduos, número total de indivíduos excluindo os Moluscos, número total de famílias, número de famílias excluindo os Moluscos, riqueza de táxons, riqueza de EPT (nº famílias de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), % de EPT (nº de indivíduos de EPT/ nº total de indivíduos), % Chironomidae, EPT/Chironomidae, % de táxons dominantes, % táxons dominantes excluindo os Moluscos, Índice de diversidade de Shannon, Índice de riqueza de Margalef e os índices bióticos BMWP (CALLISTO et al., 2001) e Belga (IBB) (TOMAN & STEINMAM, 1995).

Foram coletados 2260 macroinvertebrados na coleta de nov/2000 e 4438 na coleta de ago/2001. A listagem com os táxons coletados nos 3 segmentos do Rio São Francisco estão apresentados na tabela 3.

Da mesma forma que na expedição realizada em 1999, os Mollusca (Gastropoda e Bivalvia) predominaram na comunidade macrobentônica do trecho do Rio São Francisco analisado, particularmente na coleta realizada em nov./2000, quando participaram com aproximadamente 80% da fauna total coletada. Estes estiveram representados por espécies dos gêneros *Neocorbicula*, *Eupera*, *Melanooides*, *Biomphalaria*, *Pomacea* e *Aylacostoma* (Fig. 11).

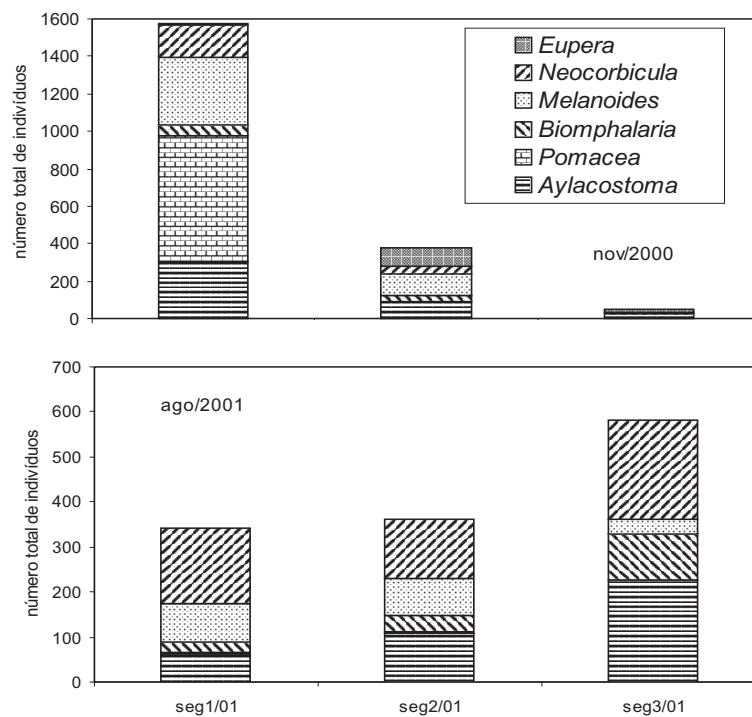


Fig. 11. Distribuição numérica dos Gastropoda e Bivalvia (Mollusca) nos três segmentos do Rio São Francisco nos dois períodos de coleta.

Tabela 3. Listagem dos táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados no médio São Francisco*

Táxons de macroinvertebrados do Rio São Francisco (trechos a jusante-1, junto à Petrolina e Juazeiro-2 e a montante - 3)				Nov./2000			Ago./2001		
				segmentos			segmentos		
Filos	Classes	Famílias	Gêneros	1	2	3	1	2	3
Nemertinea			<i>Prostoma</i>	-	-	-	-	+	-
Platyhelminthes	Turbellaria	Planariidae	<i>Dugesia</i> (1)	-	-	-	+	+	+
Annelida	Oligochaeta	Naididae	<i>Dero</i> (2)	+	+	-	-	+	-
			<i>Allonais</i>	+	+	+	-	+	+
			<i>Slavina</i>	+	-	-	-	-	-
	Tubificidae	<i>Branchiura</i> (3)	-	-	-	-	+	+	
		<i>Limnodrilus</i> (4)	+	-	-	+	+	-	
Aluroididae			-	+	-	-	+	-	
Hirudinea	Glossiphoniidae (5)			+	+	-	+	+	+
Mollusca	Bivalvia	Sphaeriidae	<i>Eupera</i> (6)	+	+	+	-	-	-
		Corbiculidae	<i>Neocorbicula</i> (6)	+	+	+	+	+	+
	Gastropoda	Planorbidae	<i>Biomphalaria</i> (8)	+	+	+	+	+	+
		Thiaridae	<i>Aylacostoma</i> (9)	+	+	+	+	+	+
			<i>Melanoides</i> (10)	+	+	-	+	+	+
Ampulariidae	<i>Pomacea</i> (11)		+	+	+	+	+	+	
Insecta	Odonata	Coenagrionidae		-	-	-	-	-	+
		Libellulidae (12)		+	+	+	-	-	+
		Gomphidae (13)		-	+	+	+	+	+
	Ephemeroptera	Baetidae (14)		-	+	+	-	-	-
		Caenidae		-	-	+	-	-	-
Leptophlebiae (15)			-	-	+	+	-	+	

Tabela 3. Listagem dos táxons de macroinvertebrados bentônicos coletados no médio São Francisco* (continuação)

Táxons de macroinvertebrados do Rio São Francisco				Nov./2000			Ago./2001			
(trechos a jusante-1, junto à Petrolina e Juazeiro-2 e a montante - 3)				segmentos			segmentos			
Filos	Classes	Famílias	Gêneros	1	2	3	1	2	3	
	Hemiptera	Belostomatidae		-	+	-	-	-	+	
		Naucoridae (16)		-	-	-	-	+	-	
		Pleidae (17)		-	+	+	-	-	-	
	Coleoptera	Elmidae (18)		-	-	+	-	+	+	
	Trichoptera	Helicopsychidae (19)		-	-	+	-	-	+	
		Hydropsychidae (20)		-	-	+	-	-	+	
		Leptoceridae (21)		-	+	+	-	-	+	
		Odontoceridae (22)		-	-	-	-	+	+	
	Diptera	Ceratopogonidae (23)		-	-	+	-	+	-	
		Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i> (24)		-	-	-	+	+	+
			<i>Chironomus</i> (25)		-	-	-	+	-	-
			<i>Clinotanypus</i>		+	-	-	-	-	-
			<i>Coelotanypus</i>		+	+	-	-	-	+
			<i>Cricotopus</i>		-	+	+	+	+	-
			<i>Cryptochironomus</i>		+	+	-	+	-	-
			<i>Dicrotendipes</i>		-	+	-	+	+	-
			<i>Djalmabatista</i>		-	+	-	-	+	-
			<i>Fissimentum</i>		+	-	-	-	-	-
			<i>Lopescladius</i>		-	+	+	-	-	-
			<i>Nilothauma</i>		-	-	+	-	-	-
<i>Parachironomus</i>				+	-	-	-	-	-	
<i>Polypedilum</i>				+	-	-	+	+	+	
<i>Pseudochironomus</i>		-	-	-	-	-	-			
<i>Rheotanytarsus</i>		-	-	-	-	-	+			
<i>Tanytarsus</i>		-	-	-	+	-	-			
<i>Thienemanniella</i>		-	-	-	-	-	+			

*-os números entre parênteses correspondem às ilustrações da figura 12

- 1 - *Dugesia*
- 2 - *Dero*
- 3 - *Branchiura*
- 4 - *Limnodrilus*
- 5 - Glossiphoniidae
- 6 - *Eupera*
- 7 - *Neocorbicula*
- 8 - *Biomphalaria*
- 9 - *Aylacostoma*
- 10 - *Melanoides*
- 11 - *Pomacea*
- 12 - Libellulidae
- 13 - Gomphidae
- 14 - Baetidae
- 15 - Leptophlebiidae
- 16 - Naucoridae
- 17 - Pleidae
- 18 - Elmidae
- 19 - Helicopsychidae
- 20 - Hydropsychidae
- 21 - Leptocerida
- 22 - Odontoceridae
- 23 - Ceratopogonidae
- 24 - *Ablabesmyia*
- 25 - *Chironomus*

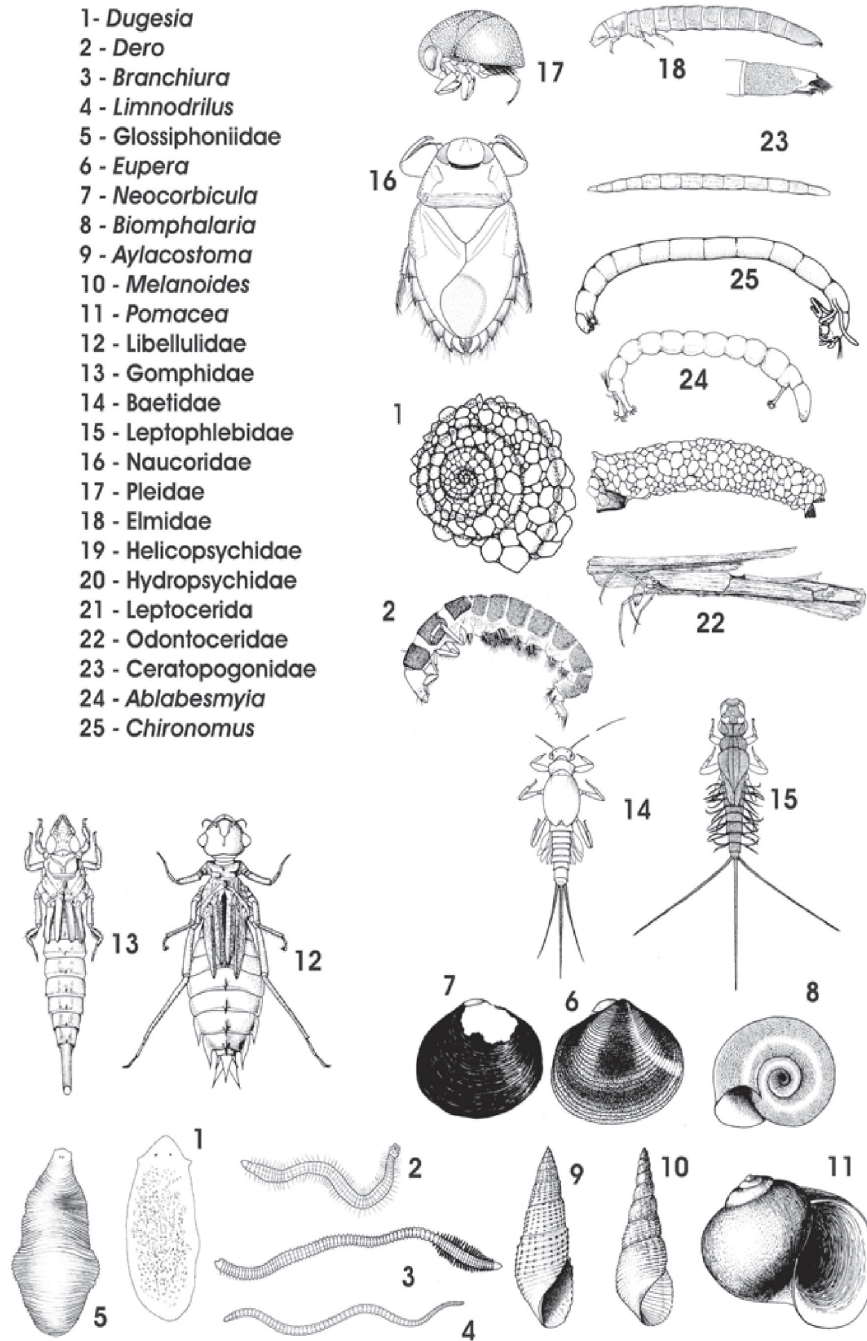


Fig. 12. Ilustrações de alguns dos macroinvertebrados bentônicos coletados no Rio São Francisco confeccionadas no Laboratório de Hidrobiologia da UFSCAR.

Os Insecta constituíram o grupo com maior diversidade faunística no trecho estudado, tendo contribuído com 19 famílias das quais Chironomidae (Diptera), Gomphidae, Libellulidae (Odonata), Helicopsychidae e Hydropsychidae (Trichoptera) foram as mais expressivas (Fig. 13). Digno de nota é a supremacia numérica de larvas de *Chironomus* e de *Polypedilum* ambas da família Chironomidae no ponto 1 do segmento 3 na coleta de 2001.

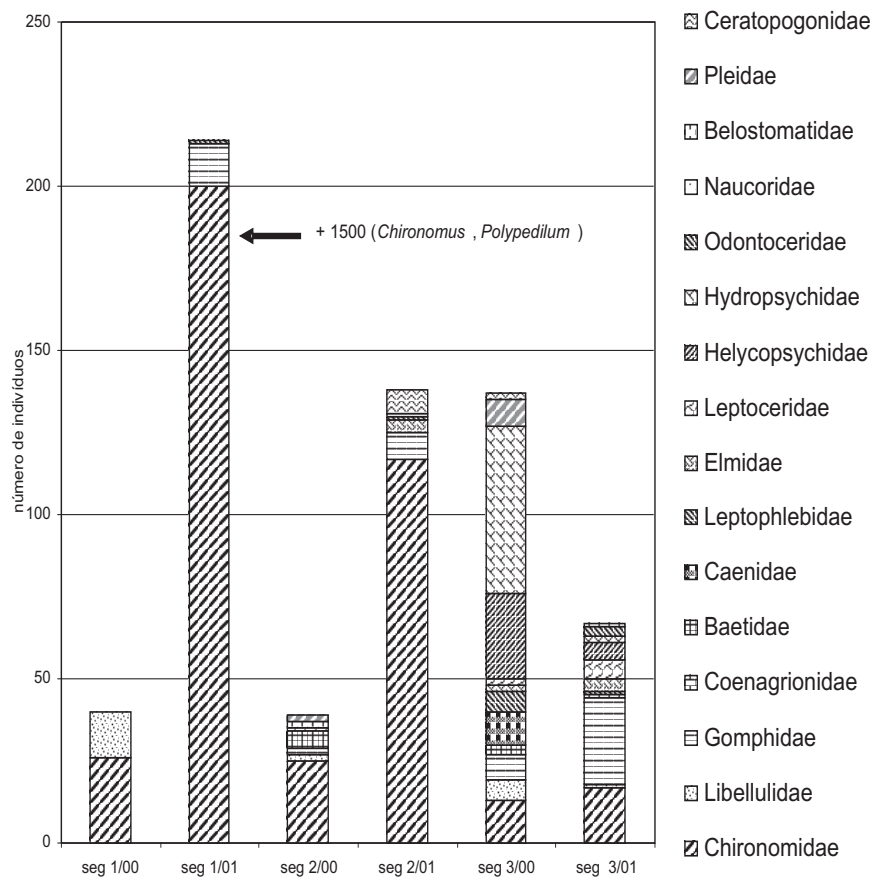


Fig. 13. Distribuição numérica das famílias de Insecta da comunidade macrobentônica nos três segmentos do Rio São Francisco coletados em novembro/2000 e agosto/2001.

Os demais grupos, com exceção de Annelida, tiveram baixa participação na comunidade. Estes últimos, especialmente Oligochaeta, podem ser indicativos, juntamente com Chironomidae (Diptera) das condições de trofia do sistema. Nota-se, como indica a Fig. 14, nítido gradiente numérico destes táxons no sentido jusante-montante no trecho analisado. Estes Oligochaeta estiveram representados pelas famílias Naididae, Alluroididae e Tubificidae, esta última com representantes como, por exemplo, *Limnodrilus* tolerantes à poluição orgânica. Os Hirudinea, outra classe de Annelida, estiveram representados pelas sangue-sugas da família Glossiphoniidae, também considerada moderadamente tolerante à poluição orgânica. A presença de determinados táxons de Chironomidae tolerantes, como espécies dos gêneros *Chironomus* e *Polypedilum* em várias amostras do segmento 1 próximo ao escoadouro de efluente de um curtume, foi responsável pela elevada densidade numérica dessa família nas coletas de ago/2001. Os demais táxons apresentaram-se em pequenas quantidades, com a tendência dos grupos mais sensíveis, como *Thienemanniella* da subfamília Orthoclaadiinae e *Rheotanytarsus* da Tribo Tanytarsini se concentrarem nos trechos mais a montante (segmento 3).

Com base no conjunto de métricas utilizadas na análise da comunidade macrobentônica foi possível ter um quadro avaliativo da qualidade biológica da água do Rio São Francisco nos 3 segmentos analisados durante as duas expedições (Tabela 4). Na tabela V estão apresentados as cores e valores atribuídos para a qualidade da água. Devido à dominância numérica de Mollusca, alguns dos índices mostraram valores não muito elevados. Todavia os valores de índices de diversidade de Shannon e Margalef, de dominância e equitatividade, como mostra a Fig. 15, indicaram uma discreta melhoria na qualidade biológica do sistema no sentido jusante-montante. No trecho a montante (segmento 3) nota-se, além disso, o domínio de algumas famílias de Trichoptera consideradas sensíveis, como Helycopsychidae, Leptoceridae e Odontoceridae, enquanto que nos demais segmentos dominaram os grupos tolerantes como Oligochaeta e alguns Chironomidae.

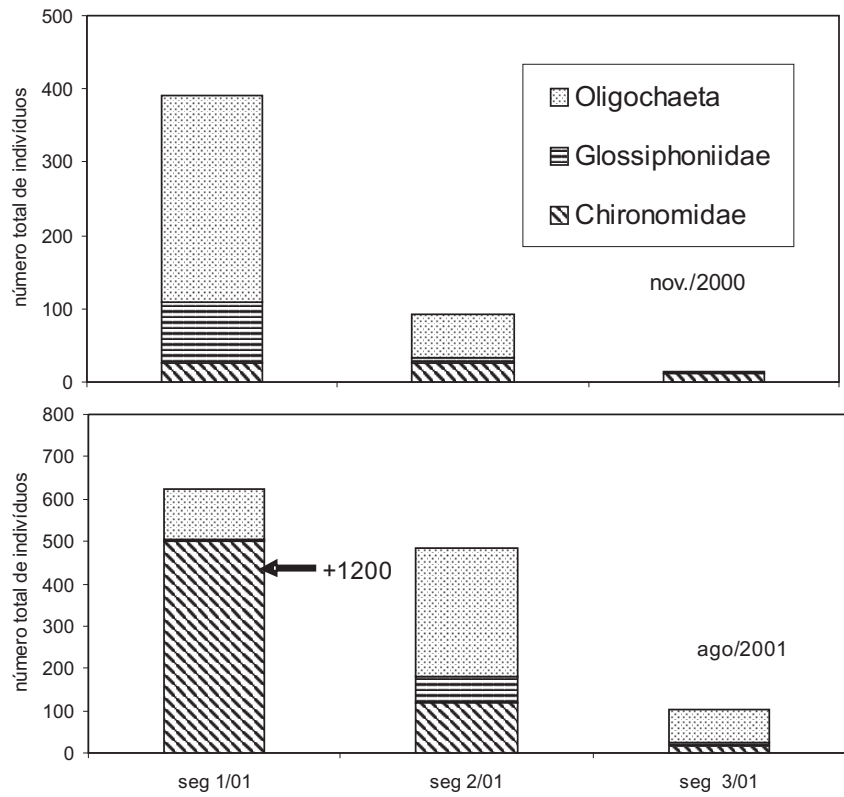


Fig. 14. Distribuição numérica de Chironomidae (Diptera), Glossiphoniidae e Oligochaeta (Annelida) nos três segmentos do Rio São Francisco nas coletas de nov./2000 e ago./2001.

Tabela 4. Sumário dos dados biológicos e das métricas aplicadas à comunidade macrobentônica nos 3 segmentos do Rio São Francisco.

	Nov.2000			Ago.2001		
	1	2	3	1	2	3
n° indiv.+ moluscos	1980	485	185	2344	916	1201
n° indiv. s/ moluscos	406	106	135	1997	506	151
n° família totais	10	15	18	11	16	19
n° famílias s/ moluscos	5	9	13	6	12	15
Riqueza de táxons	17	19	24	19	20	23
Índice de riqueza de Magalef	1,49	2,01	3,29	1,61	1,94	2,15
Riqueza de Magalef (s/ Moluscos)	2,16	3,21	3,05	1,44	2,69	3,56
Riqueza de EPT (n° famílias)	2	2	6	1	1	5
% EPT	0,5	5,7	72,6	0,05	0,2	11,3
% Chironomidae	6,4	23,6	8,1	93,2	24,3	11,3
EPT/Chironomidae	0,08	0,24	8,9	0	0	1
% táxons dominantes	72,0	46,0	57,0	92,0	58,8	60,2
Índice diversidade de Shannon	1,75	2,09	2,48	1,42	2,02	1,46
Divers. Shannon (s/ Moluscos)	0,78	0,83	0,90	0,44	0,90	0,90
Índice BMWP	33	49	77	29	49	87
Índice Biótico Belga (IBB)	6	7	8	6	7	9

Tabela 5. Quadro ilustrativo das cores e valores representativas da qualidade biológica da água

Qualidade da água	Cor indicativa (padrão)	H' Shannon	I _{Mg} Margalef
Excelente			
Boa		>3	>3
Regular		2-3	1-3
Ruim		1-2	
Péssima		<1	<1

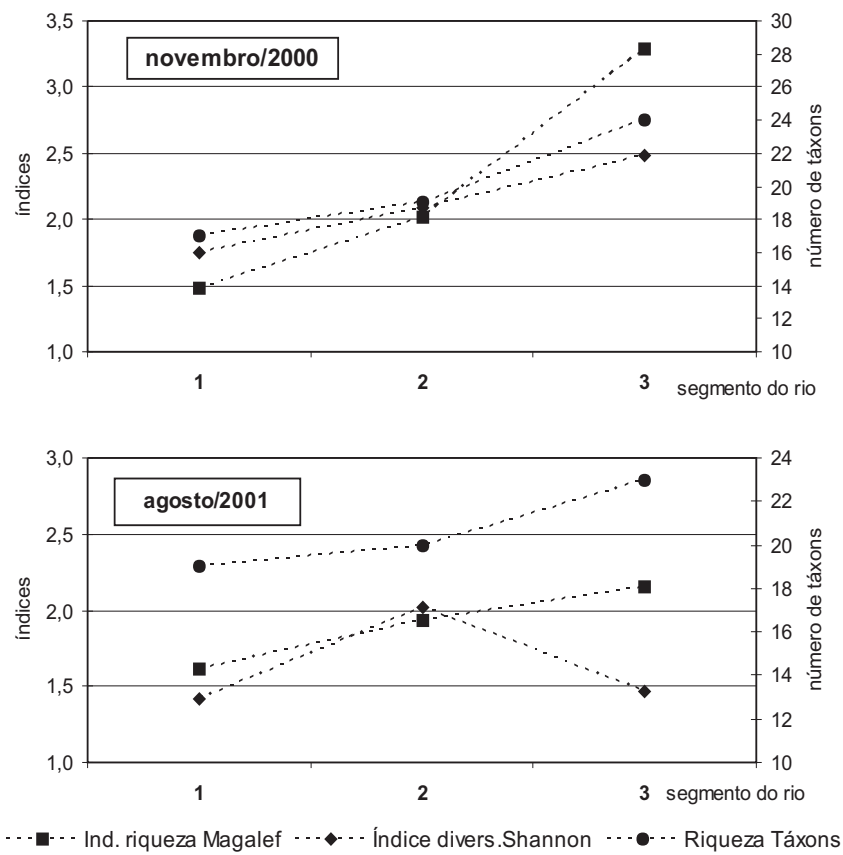


Fig. 15. Índices comunitários da macrofauna bentônica nos três segmentos do rio São Francisco nos dois períodos de coleta.

Como se pode depreender dos resultados apresentados há uma nítida mudança na estrutura da comunidade macrobentônica no sentido montante-jusante das cidades de Petrolina e Juazeiro. Esta mudança foi observada nos dois períodos de coletas. A montante dos municípios, na captação de água bruta, encontrou-se uma fauna característica de sistemas lóticos, principalmente com relação aos insetos adaptados a águas correntes e bem oxigenadas, como é o caso de algumas famílias de Trichoptera (Odontoceridae, Leptoceridae e Helicopsychidae) e Ephemeroptera (Leptophlebiae). Uma quantidade relativamente alta de insetos foi gradativamente sendo substituída, aparecendo nos trechos a jusante, elevado número de moluscos e/ou outros organismos mais adaptados a ambientes lênticos, alguns inclusive, mais tolerantes à maior quantidade de material em suspensão e baixas concentrações de oxigênio, como é o caso das larvas de *Chironomus* e de *Limnodrilus*.

No segmento intermediário observou-se ligeiro aumento da diversidade de táxons, todavia a presença de alguns grupos que podem ser considerados como indicadores de ambientes com qualidade regular ou ruim como é o caso de Oligochaeta (Tubificidae) e Hirudinea (Glossiphoniidae), os quais embora tenham contribuído para o aumento da diversidade nesse trecho, são indicativos da modificação da qualidade da água resultante da influência dos municípios de Petrolina e Juazeiro.

No segmento mais a jusante dos centros urbanos observou-se aumento de sedimentação de argila e alta densidade de organismos tolerantes, Este fato, aliado aos baixos valores comunitários e bióticos obtidos nesse trecho, é indicativo da degradação ambiental do rio São Francisco provocada pelas fontes geradoras de poluição provenientes das cidades localizadas a montante do trecho.

Os insetos aquáticos são, em geral, considerados bons indicadores de qualidade ambiental de rios, pois muitos táxons são descritos como pouco tolerantes a enriquecimento orgânico e são destaque em índices bióticos de qualidade de água (ROSENBERG & RESH, 1996).

Das famílias descritas como sensíveis a enriquecimento orgânico, principalmente das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) observaram-se 4 famílias de Trichoptera (Hydropsychidae, Helycopsychidae, Odontoceridae e Leptoceridae) no segmento localizado a montante dos centros urbanos. Destas, apenas alguns táxons de Hydropsychidae podem ser observadas em trechos mais lentos e turvos e ligeiramente poluídos de sistemas lóticos, embora não tenham sido observados nos segmentos 1 e 2. As outras famílias de Trichoptera, que vivem, em geral, em tubos confeccionados com grãos de areia e fragmentos de folhas, costumam ser mais abundantes em trechos mais arenosos e de águas mais limpas (WIGGINS, 1987).

Merece destaque também a ocorrência, nos trechos com menor impacto, de representantes da família Leptophlebiidae (Ephemeroptera) descrita como sensível a enriquecimento orgânico.

Nos trechos localizados a jusante dos centros urbanos foram também coletados em maior número representantes das classes Oligochaeta e Hirudinea (Anellida), os quais possuem vários táxons descritos como tolerantes à poluição. Os primeiros, principalmente da família Tubificidae, possuem hemoglobina e conseguem graças à presença desse pigmento, viver no fundo de sistemas aquáticos quase desprovidos de oxigênio (LINDEGAARD, 1995).

Da mesma forma a substituição de táxons da subfamília Orthocladiinae por larvas mais ricas nesse pigmento respiratório, como é o caso de muitos Chironomini é indicativa da perda da qualidade ambiental aquática

no trecho a jusante dos centros urbanos de Petrolina e Juazeiro. A jusante dos centros urbanos, as elevadas densidades numéricas de organismos tolerantes ao enriquecimento orgânico, representados principalmente pelos gêneros *Limnodrilus* (Tubificidae), *Chironomus* e *Polypedilum* (Chironomidae) demonstram a baixa qualidade ambiental do trecho, principalmente nos pontos próximos aos despejos dos efluentes dos esgotos e do curtume.

Os índices baseados na comunidade bentônica calculados para os macroinvertebrados bentônicos confirmam as análises realizadas sob a ótica ecológica da comunidade residente nos sedimentos dos segmentos do Rio São Francisco. No segmento a jusante dos centros urbanos foram observados os piores resultados, com maior dominância, e menores diversidade, riqueza, e equitatividade.

No segmento mais próximo aos centros urbanos, pelos índices bióticos, é possível observar queda da riqueza taxonômica, revelando a impossibilidade de sobrevivência dos organismos menos tolerantes às condições menos favoráveis referente à baixa qualidade de água.

O segmento a montante dos centros urbanos obteve os melhores resultados nos índices comunitários. O elevado índice de dominância observado na última expedição, resultando na diminuição da equitatividade e da diversidade de Shannon, decorre da elevada densidade numérica de representantes do gênero *Neocorbicula*.

Como análise geral, é possível identificar as cidades como geradora de fontes de impacto sobre a fauna do rio, principalmente o beneficiamento de couro (curtume), já que nos locais de despejo dos efluentes resultantes dessa

atividade foram observadas as piores condições do sistema por ocasião das coletas.

Como resultado das expedições realizadas no trecho do Rio São Francisco entre as cidades de Juazeiro e Petrolina podem ser feitas os seguintes comentários:

A despeito do grande volume de amostras coletadas (mais de 150 unidades amostrais nos vários períodos) os resultados não foram tão promissores como se esperava. Mais de 50% dos macroinvertebrados coletados foram moluscos, dificultando a triagem e o diagnóstico ambiental.

Esses resultados serviram, porém para demonstrar que existem indicativos de impactos pontuais que puderam ser inferidos pela presença maciça de determinados grupos animais tolerantes à poluição orgânica, como é o caso das espécies de Quironomídeos dos gêneros *Chironomus* e *Polypedilum* no ponto T1 do segmento 1 localizado a jusante de Juazeiro, e em local próximo a despejos de efluentes orgânicos provenientes de curtume e de esgotos da cidade. Por outro lado, grupos mais sensíveis como, por exemplo, alguns Efemerópteros das famílias Leptophlebiidae e Baetidae e Tricópteros da família Helichopsychidae estiveram restritos a pontos do rio a montante das cidades, e em locais presumivelmente com baixo impacto antrópico.

Tanto os grupos sensíveis quanto os tolerantes poderão ser considerados sentinelas ambientais e assim poderão servir de referência para futuros programas de monitoramento ambiental (CALLISTO et al., 2001;

THORNE & WILLIAMS, 1997; ROSENBERG & RESH, 1993, 1996; LINDEGAARD, 1995).

Porém, tomando como base as informações obtidas no presente estudo pode-se recomendar um procedimento alternativo mais viável envolvendo menor esforço e possivelmente com resultados mais promissores:

- Avaliação e monitoramento ambiental utilizando como ferramenta armadilhas de espera com substrato artificial (ROSENBERG & RESH, 1982). “Cestos” contendo cascalho, ou outro substrato artificial, são mergulhados em locais selecionados (em diferentes situações de impacto) e aí permanecem por um período de no mínimo um mês. Durante esse período espera-se que sejam colonizados pelos macroinvertebrados das adjacências. A coleta dos cestos e a triagem é mais simples e os resultados podem ser mais rápidos. Pode-se inclusive elaborar um programa de procedimentos envolvendo a colocação e a retirada periódica dos cestos (por exemplo, a cada 3 meses) nas várias localidades escolhidas (locais impactados e não impactados). Embora as armadilhas com substrato artificial tenham o inconveniente de serem seletivas, o seu uso em diferentes locais uniformiza o tipo de substrato de tal forma que as diferenças poderão ser interpretadas como decorrentes de características ambientais locais (locais com ou sem ação antrópica, com poluição orgânica ou não, etc).

- Uma outra vertente de análise que poderia ser desenvolvida na região e que possivelmente poderia ter algum valor indicativo de impacto é utilizar os Moluscos como ferramenta para avaliação. Sabe-se que os Bivalvia, representados no rio principalmente pelo gênero *Neocorbicula*, por serem filtradores, podem apresentar processos de bioacumulação, ou seja, componentes exóticos como metais pesados ou pesticidas podem se acumular nas vísceras desses Moluscos. A análise de material de diferentes procedências poderia indicar quais localidades estão mais ou menos impactadas (MARTINCIE et al., 1984; HARRISON et al., 1984; BOLTOVSKOY et al., 1997). A presença

dessas substâncias exóticas pode também produzir efeitos deletérios nos Moluscos, originando deformidades em suas conchas. A taxa de deformidades também seria uma medida indicativa. Análises desse tipo, além de mais sofisticadas, possivelmente envolvam custos operacionais mais elevados. Todavia essa possibilidade de análise não deve ser desprezada, pois pode resultar em avaliações mais definitivas da influência de determinados agentes impactantes.

BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; CATALDO, D.; STRIPEIKIS, J.; TUDINO, M. Environmental stress on *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River delta (Argentina): complex pollution-related disruption of population structures. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 138, n. 4, p. 483-507, 1997.

BRINKHURST, R. O.; MARCHESI, M. R. **Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Santa Fé: Climax, 1989. 207 p.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

HARRISON, F. L.; KNEZOVICH, J. P.; RICE, D. W. The toxicity of copper to the adult and early life stages of the freshwater clam, *Corbicula manilensis*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 13, p. 85-92, 1984.

LINDEGAARD, C. The faunas response on human impacts in running waters with special reference to lowland conditions. In: TOMAN, M. J.; STEINMAN, F. (Ed.). **Biological assessment of streams water quality**. Ljubljana: University

of Ljubljana, 1995. p. 1-143.

MARTINCIE, D.; NURNBERG, H. W.; STOEPLER, M.; BRANICA, M. Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Lin Fjord (North Adriatic Sea). **Marine Biology**, v. 81, p. 177-188, 1984.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic entomology: the fishermens's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives.** Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1981. 448 p.

MERRIT, R.; CUMMINS, K. **An introduction to the aquatic insects of North America.** 2. ed. New York: Kendall Hunt Publishing, 1996. 862 p.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. **Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do médio São Francisco.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 4 p. (Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico, 3).

RESH, V. H.; JACKSON, J. K. Rapid assesment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman and Hall, 1993. p. 195-233.

RODRIGUES, G. S.; SILVA, A. de S.; BUSCHINELLI, C.C. de A.; ROSSO, C.R. de; CARBINATTO, M.L.; SOUZA, T. de; MORICONI, W.; PAIVA, W.F. **Diagnóstico ambiental das fontes pontuais de poluição das águas nas bacias hidrográficas do norte de Minas e do submédio São Francisco.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 43p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento; 23).

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. The use of artificial substrate in study of freshwater benthic macroinvertebrates. In: CAIRNS, J. **Artificial substrate.**

Ann Arbor: Ann Arbor Sciences Publishers, 1982. p. 175-236.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. 488p.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Use of aquatic insects in biomonitoring. In: MERRIT, R.; CUMMINS, K. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 2. ed. New York: Kendall Hunt Publishing, 1996. p. 87-97.

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.

THORP, J. H.; COVICH, A. P. **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego: Academic Press, 1991. 911 p.

TOMAN, M. J.; STEINMAM, F. **Biological assessment of streams water quality**. Ljubljana: University of Ljubljana, 1995. 145 p. (Special Issue. Tempus_Jep 4724).

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação de diagnose dos gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1995. 229 p.

WASHINGTON, H. G. Diversity, biotic and similarity indices- a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v. 18, n. 6, p. 653-694, 1984.

WIGGINS, G.B. Order Trichoptera. In: STEHR, T. (Ed.). **Immature insects**. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 1987. p. 253-287.

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.)

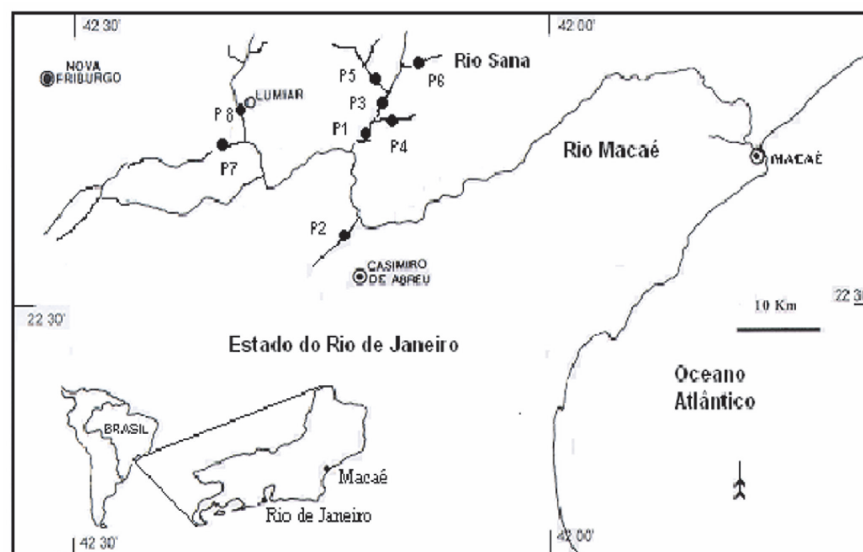


Fig. 1. Mapa esquemático mostrando os pontos de coleta na bacia do Rio Macaé (RJ). Seção superior – pontos P7 e P8. Seção inferior – pontos P6, P5, P4, P3, P2, P1.

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água



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



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

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água



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



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



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 fosfomolibdídico, 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 Orthocladiinae 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
Orthocladiinae/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.

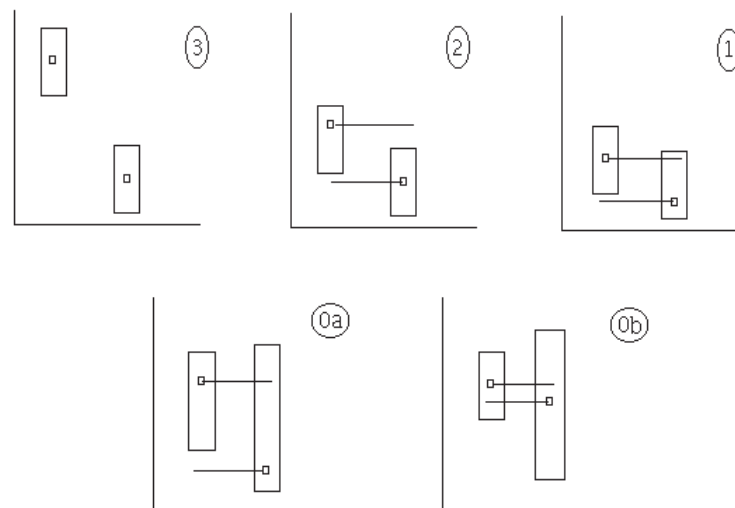


Fig. 10. Avaliação da sensibilidade das medidas bioindicadoras, de acordo com Barbour et al., 1996. Quadrados pequenos são os valores da mediana; retângulos são a variação dos valores das medidas (25% a 75%).

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

08

Organismos Bentônicos: Biomonitoramento de Qualidade de Água

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).

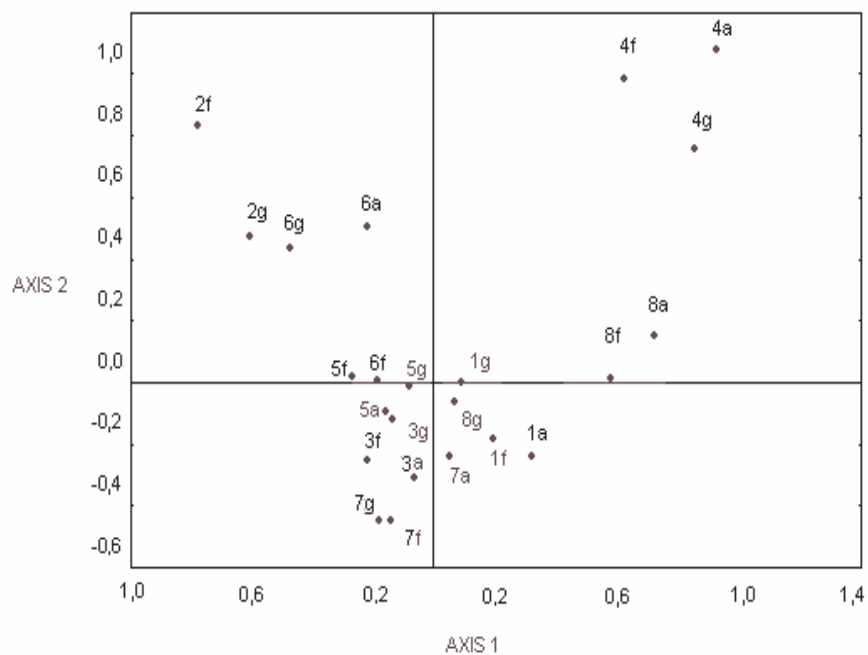


Fig. 11. Análise de Correspondência baseada na matriz de abundância de macroinvertebrados nos pontos de coleta em abril e agosto de 1999 e fevereiro de 2000, na bacia do rio Macaé. Abril –a (1a, 3a, 4a, 5a, 6a, 7a, 8a); agosto –g (1g, 2g, 3g, 4g, 5g, 6g, 7g, 8g); fevereiro – f (1f, 2f, 3f, 4f, 5f, 6f,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

Folhço 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 folhizo 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: metodologías 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.

LEMELY, 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.