

HELENA MITIKO WATANABE

**BASES PARA A APLICAÇÃO DE ÍNDICES BIOLÓGICOS NO
BIOMONITORAMENTO DE AMBIENTES LÓTICOS – COMUNIDADE BENTÔNICA**

SÃO PAULO

2007

HELENA MITIKO WATANABE*

**BASES PARA A APLICAÇÃO DE ÍNDICES BIOLÓGICOS NO
BIOMONITORAMENTO DE AMBIENTES LÓTICOS – COMUNIDADE BENTÔNICA**

**Tese apresentada ao Instituto de Biociências da
Universidade de São Paulo, para a obtenção do
Título de Doutor em Ciências, na Área de
Ecologia**

Orientadora: Profa. Dra. Gisela Yuka Shimizu

SÃO PAULO

2007

*Bióloga do Setor de Comunidades Aquáticas da Divisão de Análises Hidrobiológicas da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental-CETESB

FICHA CATALOGRÁFICA

Watanabe, Helena Mitiko

**BASES PARA A APLICAÇÃO DE ÍNDICES BIOLÓGICOS NO
BIOMONITORAMENTO DE AMBIENTES LÓTICOS – COMUNIDADE
BENTÔNICA**

120p. + anexos

**Tese (Doutorado) – Instituto de Biociência da Universidade de São
Paulo.**

Departamento de Ecologia

**1.Comunidade Bentônica 2. Biomonitoramento 3. Meso-hábitats
4 Índices Biológicos**

**Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia.**

Comissão Julgadora

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a)

Prof(a).

Prof(a). Dr(a).

**Profa. Dra. Gisela Yuka Shimizu
Orientadora**

Ao Paulo Loubeira Filho (*in memoriam*) pela sua dedicação na execução dos árduos trabalhos de campo sempre com otimismo e bom humor.

AGRADECIMENTOS

À Gisela pela orientação, confiança, amizade e paciência.

À Mônica pela amizade, pelo incentivo e a sua disposição e paciência em compartilhar todo seu conhecimento, e pela ajuda valiosa nas identificações.

Ao Hélio pela amizade e por agüentar muitas vezes meu “estresse”.

Ao auxílio nas triagens dos Estagiários, Fernanda, Melissa, Fabi, Júlia, Eduardo, das Bolsistas Gláucia, Josi, Vanessa, Mirela e ao Técnico de Laboratório Emerson.

Ao pessoal do Setor de amostragens da CETESB, pela amizade e sempre valiosa colaboração nos trabalhos de campo.

As chefias da Divisão de Análises Hidrobiológicas, Dra. Marta Conde Lamparelli e do Setor de Comunidades Aquáticas MSc Guiomar Johnscher-Fornasaro, da CETESB, pelo incentivo, apoio e disponibilização dos dados sem os quais não seria possível a realização desta tese.

Ao Prof. Dr. Roberto Shimizu pela disposição e esclarecimentos de dúvidas.

Ao Roque pela amizade, incentivo, paciência em auxiliar na parte estatística e leitura e sugestões dos capítulos da tese.

Aos amigos Rosalina, Carmo, Márcia, Cris, Izildinha, Emerson, Mara, Gordela, Fabiana, Célia, Rita, Valéria, Adriana e todos aqueles que direta ou indiretamente incentivaram durante todos estes anos, e que em muitos momentos me ajudaram a superar momentos difíceis.

Aos meus pais e irmãos pelo amor e apoio importantes durante todos estes anos.

ÍNDICE

I. Introdução Geral.....	01
II. Avaliação da sensibilidade e a adequação dos diferentes meso-habitats ribeirinhos em monitoramento	
<i>Abstract/Resumo.....</i>	<i>06</i>
1. Introdução.....	07
2. Material e Métodos.....	09
2.1. Área de estudo.....	10
2.2. Coleta de dados e amostras.....	13
2.3. Análise dos dados.....	17
2.3.1. Variáveis ambientais.....	17
2.3.2. Comunidade bentônica.....	19
3. Resultados.....	22
3.1. Variáveis ambientais.....	22
3.2. Comunidade bentônica.....	25
3.2.1. Alto gradiente.....	26
3.2.2. Baixo gradiente.....	31
3.2.2.1. Meso-habitat macrófita.....	35
3.2.2.2. Meso-habitat canal.....	37
3.2.2.3. Meso-habitat margem deposicional.....	39
3.2.2.4. Meso-habitat margem erosional.....	42
3.2.3. Variabilidade nos meso-habitats.....	45
4. Discussão.....	47
4.1. Variáveis ambientais.....	47
4.2. Comunidade bentônica.....	50
4.2.1. Alto gradiente.....	53
4.2.2. Baixo gradiente.....	55
4.2.2.1. Meso-habitat macrófita.....	56
4.2.2.2. Meso-habitat canal.....	57
4.2.2.3. Meso-habitat margem deposicional.....	57
4.2.2.4. Meso-habitat margem erosional.....	59
4.3. Variabilidade nos meso-habitats.....	59

5. Conclusões.....	60
6. Referências Bibliográficas.....	62

III. Avaliação dos índices biológicos utilizados para a comunidade bentônica

<i>Abstract/Resumo</i>	67
1. Introdução.....	68
2. Material e Métodos.....	71
2.1. Dados ambientais e biológicos.....	71
2.2. Análise dos dados.....	74
3. Resultados.....	80
3.1. Índices e medidas da comunidade.....	80
3.1.1. Redundância e variabilidade das métricas.....	80
3.2. Gradientes de qualidade ambiental definidos por variáveis ambientais.....	83
3.3. Sensibilidade dos índices e medidas da comunidade ao gradiente de qualidade ambiental.....	86
4. Discussão.....	94
4.1. Índices e medidas da comunidade.....	94
4.1.1. Redundância e variabilidade das métricas.....	94
4.2. Gradientes de qualidade ambiental definidos por variáveis ambientais.....	100
4.3. Sensibilidade dos índices e medidas da comunidade ao gradiente de qualidade ambiental.....	102
4.3.1. Riqueza.....	102
4.3.2. Diversidade.....	105
4.3.3. Dominância e equitatividade.....	106
4.3.4. Tolerância/ Sensibilidade.....	108
5. Conclusões.....	111
6. Referências Bibliográficas.....	113
IV. Discussão Geral	118

I - INTRODUÇÃO GERAL

A pressão da urbanização, industrialização e o acelerado crescimento populacional têm conduzido a uma rápida degradação dos ambientes aquáticos, uma vez que estes são utilizados como local de descargas de diferentes tipos de efluentes domésticos e industriais. Neste contexto, um dos principais problemas têm sido a alta carga de efluentes domésticos lançados em níveis muito acima da capacidade de depuração dos corpos d'água receptores.

A preocupação mundial relacionada à disponibilidade dos recursos hídricos torna imperativas as ações sobre a tomada de decisões quanto à conservação, monitoramento e gerenciamento destes recursos.

A abordagem tradicional de monitoramento utilizando variáveis físicas e químicas representa a condição ambiental no momento da coleta (PRAT *et al.*, 1986). Atualmente há um consenso de que é necessária a complementação de informação biológica ao monitoramento para possibilitar uma avaliação não apenas da causa da degradação ambiental, mas também de seus efeitos para os ecossistemas aquáticos (LUCEY, 1987; WALLWEY e JUDD, 1993; NEWMAN *et al.*, 1992, ambos *apud* PRAT *et al.*, 1997).

O biomonitoramento, definido como o uso sistemático de organismos vivos na determinação da qualidade do ambiente aquático, adiciona um componente temporal à avaliação ambiental, representando, com sua presença, a exposição às condições passadas (ROSENBERG e RESH, 1996). Os programas de biomonitoramento envolvem abordagens em escalas espaço-temporais e níveis de organização variados, podendo extrapolar o ambiente aquático, incluindo também o seu entorno, de forma a incorporar o conceito de bacia hidrográfica (ALLAN *et al.*, 1997; ALLAN e JOHNSON, 1997).

Um outro ponto favorável à opção por um programa de biomonitoramento é o fato de este ser considerado uma ferramenta complementar de custo relativamente baixo e alto conteúdo de informações que, na maioria dos casos, necessita de instrumental técnico pouco sofisticado (THORNE e WILLIAMS, 1997) sendo, portanto, apontado como uma abordagem apropriada para pesquisa em gestão de recursos hídricos em países em desenvolvimento (RESH, 1995).

Dentro desta abordagem de biomonitoramento, os macroinvertebrados bentônicos têm sido apontados como indicadores ideais por exibirem vantagens na avaliação das condições locais da qualidade das águas porque (ROSENBERG e RESH, 1993; GRIFFITHS, 1996): a) são abundantes em todos os tipos de sistemas aquáticos, vivendo sob ou sobre o substrato; b) são facilmente coletados com equipamento relativamente simples e barato; c) possuem baixa mobilidade, permitindo uma análise espacial eficiente dos efeitos de poluentes ou de perturbações físicas do meio; d) possuem ciclos de vida considerados relativamente longos, quando comparados aos outros organismos, o que possibilita a elucidação de padrões temporais de alterações causadas por perturbações; e) exibem ampla variedade de tolerâncias a vários graus e tipos de poluição; e f) são uma medida holística do impacto ecológico, pois integram os efeitos de todos os poluentes e as condições do ambiente ao longo do tempo.

Como monitores contínuos do hábitat em que vivem, possibilitam também análises em longo prazo dos efeitos de descargas regulares, intermitentes e difusas, de concentrações variáveis de poluentes, de poluição simples ou múltipla e de efeitos sinérgicos e antagônicos de contaminantes. No entanto, para que possam ser utilizados como instrumento monitor, é necessário que se conheçam as características tanto dos grupos de organismos componentes como as inerentes às comunidades a que pertencem.

Para o Estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB vem utilizando a comunidade bentônica em diagnósticos ambientais desde 1978. A

partir de 2002, o uso da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade dos sedimentos em ambientes aquáticos foi inserido, experimentalmente, na Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo da CETESB. Os critérios para a inserção dos pontos foram trechos de rios considerados problemáticos em relação à poluição e solicitação por parte das Agências Regionais da CETESB.

O uso da comunidade bentônica teve continuidade estando atualmente, já estabelecido como uma variável biológica de avaliação do sedimento na rede de monitoramento do estado.

Abordagens multimétricas, concebidas nos EUA, utilizando um conjunto de métricas simples para avaliação da degradação ambiental, primeiro desenvolvida por Karr em 1981 para a comunidade de peixes em Illinois e mais tarde refinada para aplicação mais ampla (BARBOUR *et al.*, 1992), estão sendo adotadas em métodos de bioavaliação rápida (“rapid bioassessment”) nos Estados Unidos da América-EPA (BARBOUR *et al.*, 1999), no Canadá (GRIFFITHS, 1993), no País de Gales (RUTT *et al.*, 1993 *apud* THORNE e WILLIAMS, 1997) e na Austrália (CHESSMAN, 1995), sendo sugeridos para países em desenvolvimento (THORNE e WILLIAMS, 1997; RESH, 1995). Essas abordagens foram concebidas inicialmente para a aplicação em riachos, sendo necessária sua adequação para rios de grande porte.

No estado de São Paulo, a abordagem multimétrica sob a denominação de Índice da Comunidade Bentônica (ICB), gerado pelo grupo técnico reunido para atendimento à Resolução SMA-65 de 1998, atualmente já oficializada, vem sendo utilizada na Rede de Monitoramento da CETESB, e constantemente revisada com o intuito de seu aperfeiçoamento.

Os objetivos deste trabalho constaram da: (1) avaliação da sensibilidade e a adequação dos diferentes meso-habitats ribeirinhos em monitoramento da qualidade ambiental; e (2) avaliação dos índices biológicos baseados na comunidade bentônica utilizados em (1).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J.D.; ERIKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, v.37, p. 49-161, 1997.

ALLAN, J.D.; JOHNSON, L.B. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 37,p. 107-111, 1997.

BARBOUR , M. T.; PLAFKIN, J. L.; BRADLEY, B. P.; GRAVES, C. G.; WISSEMAN, R. W. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.11: 437-449, 1992.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER; B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. (U.S.EPA 841-B-99-002) 1999. 2nd. Ed. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/>. Acesso em: 09/01/2004.

CHESSMAN, B. C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific, sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, v.20, p. 122-129, 1995.

GRIFFITHS, R.W. **BIOMAP: Concepts, protocols and sampling procedures for the Southwestern region of Ontario Report SWR-1**. Ontario: Ministry of Environment and Energy, 1993. 25p.

GRIFFITHS, R.W. **Mapping the water quality of streams**. Ontario: Ministry of Environment and Energy, 1996. 6p.

- LUCEY, J. Biological monitoring of rivers and stream using macroinvertebrates. *In:* RICHARDSON, D.H.S. (Ed.) **Biological indicators of pollution**. Dublin: The Royal Irish Academy Press, 1987. p.63-75.
- PRAT, N.; MUÑOZ, I.; GONZALES, G.; MILLET, X. Comparación crítica de índices de calidad de las aguas: ISQUA y BILL. *Tecnología del Agua*, v. 31, p. 22-49, 1986
- PRAT, N.; MUNNÉ, T.; RIERADEVALL, M. La Calidad Ecológica de las Aguas. *In:* Sem. Intern. Sobre Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de Calidad de Agua, 1997, Cali, Colômbia. **Anais**. Cali, 1997.
- RESH, V. H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedure for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. *In:* Daves, W. S.; Simon, T. P. (Eds) **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making**, Boca Raton: CRC Press Inc., 1995, p.167- 177
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V. H. (Eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993. 488p.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Use of aquatic insects in biomonitoring. *In:* MERRIT. R.W.; CUMMINS, K.W. (Eds) **An Introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 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. 671-86, 1997.

II - AVALIAÇÃO DA SENSIBILIDADE E ADEQUAÇÃO DOS DIFERENTES MESO-HÁBITATS RIBEIRINHOS EM MONITORAMENTO

ABSTRACT

The use of benthic communities in biomonitoring, as indicator of aquatic environmental quality is currently well established. Considering the two approaches suggested by Rapid Assessment Protocol of US-EPA, the single meso-habitat approach is ideal for the practical purposes of biomonitoring, being hence necessary to establish which meso-habitat to use. This paper aims to evaluate the sensitivity and suitability of different river meso-habitats for biomonitoring. Eight sampling sites were established along Atibainha, Cachoeira and Atibaia Rivers, in Piracicaba River basin, São Paulo State, Brazil. Sampling were carried out in rainy season (March) to evaluate environmental (water and sediment) and biotic (benthic macroinvertebrates) parameters. The major benthic *taxa* were identified to family level. Environmental and biotic data were submitted to cluster and ordination analysis, and for the quality of aquatic environment diagnosis, individualized index and multimetrics approach were used. Both environmental and biotic parameters distinctly discriminated upper (3rd and 4th orders) from lower (5th and 6th orders) gradient regions. Among the meso-habitats analyzed by mean of the benthic community, only channel and depositional bank were promising and of the two, depositional bank proved to be the most adequate for biomonitoring, both for discerning pollution gradient and for enabling an integrated assessment of biotic, chemical and toxicological parameters, minimizing efforts and adding information.

RESUMO

A utilização da comunidade bentônica em biomonitoramento, como indicadora da qualidade de ambientes aquáticos, encontra-se atualmente bem estabelecida. Das duas abordagens sugeridas pelo Protocolo de Avaliação Rápida da USEPA, a que utiliza um único meso-habitat mostra-se ideal para o biomonitoramento sendo, portanto, necessário estabelecer qual meso-habitat utilizar. Este trabalho pretende avaliar a sensibilidade e adequabilidade de diferentes meso-habitats ribeirinhos em biomonitoramento. Foram estabelecidos oito pontos de amostragem, localizados nos rios Atibainha, Cachoeira e Atibaia, na Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, São Paulo. Amostras foram coletadas na estação chuvosa (março), para análise de variáveis ambientais (água e sedimento) e biótica (macroinvertebrados bentônicos). Os organismos da comunidade bentônica foram identificados ao nível de família para os principais *taxa*. Os dados ambientais e bióticos foram submetidos à análise de agrupamento e ordenação, e para o diagnóstico da qualidade do ambiente aquático, índices individualizados e abordagem multimétrica foram utilizados. Tanto as variáveis ambientais quanto a biótica separaram nitidamente regiões de alto (3^a e 4^a ordens) e baixo gradiente (5^a e 6^a ordens). Dos meso-habitats analisados por meio da comunidade bentônica, apenas canal e margem deposicional mostraram-se promissores e destes, margem deposicional mostrou-se o mais adequado para biomonitoramento, tanto por discernir o gradiente de poluição existente quanto por possibilitar a avaliação integrada de variáveis bióticas, químicas e toxicológicas, o que minimizaria esforços com acréscimo de informações.

1. INTRODUÇÃO

Há quase um século, surgiu o conceito de indicadores biológicos das condições ambientais no trabalho de KOLKWITZ e MARSSON (1909 *apud* CAIRNS e PRATT, 1993) onde foi concebida a idéia de saprobidade. Desde então, os indicadores têm sido a base de diversos estudos relacionados ao biomonitoramento (CAIRNS e PRATT, 1993).

Com o passar do tempo, o conceito de organismos indicadores foi ampliado para o nível de comunidades indicadoras, apesar do organismo ainda ser a base dos índices bióticos e de várias outras abordagens.

A utilização de macroinvertebrados bentônicos de água doce como indicador de qualidade da água já está bem estabelecida (ROSENBERG e RESH, 1993) e têm sido apontados como organismos ideais para uso em biomonitoramento.

Com o intuito de abranger a avaliação de um maior número de corpos de água através do monitoramento, o conceito de bioavaliação rápida, concebido em meados de 1980, tem sido amplamente aceito e adotado com objetivo de minimizar esforços e custos. Isto levou a um contínuo aprimoramento e adaptações de protocolos de avaliação rápida em diferentes regiões do mundo. Este procedimento visa uma avaliação preliminar em grandes regiões com o intuito de apontar, com precisão, locais com problemas que necessitam de uma atenção mais detalhada (RESH *et al.* 1995).

No Protocolo de Bioavaliação Rápida (RBP - Rapid Bioassessment Protocols) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) (BARBOUR *et al.* 1999), são sugeridas duas abordagens, utilizando a composição de multi-habitats e utilizando um único habitat.

A escolha de qual abordagem adotar depende do objetivo do trabalho. Segundo GERTH

e HERLIHY (2006), a abordagem de multi-hábitats é preferível se o objetivo é um inventário abrangente de táxons através de amostragem em locais destinados à conservação, mas torna-se desvantajoso se o objetivo é o diagnóstico da qualidade da água/hábitat, pois a heterogeneidade dos hábitats poderia confundir-se com a heterogeneidade criada pela diferença de qualidade ambiental.

A abordagem que utiliza um único hábitat possui a vantagem de não confundir os efeitos relacionados à variação de hábitat dentro do local (PLAFKIN *et al*, 1989, PARSONS e NORRIS, 1996, ambos *apud* GERTH e HERLIHY 2006) e, segundo LUCEY (1987), é importante que sejam amostrados substratos similares na comparação de diferentes locais. Porém, esta abordagem também tem problemas, como por exemplo, resultar em listas de táxons incompletas e, em escala mais ampla, pode ocorrer a ausência do hábitat eleito em um local a ser avaliado (GERTH e HERLIHY 2006).

Devido às características geomorfológicas comumente encontradas em riachos, o hábitat geralmente sugerido é o de corredeira. No entanto, para o estado de São Paulo, os rios monitorados, situam-se normalmente em regiões de planície, sendo profundos e compostos de substrato mais fino (silte, argila e areia) e os hábitats mais comuns são o canal e as margens deposicionais e erosionais.

A abordagem que utiliza um único hábitat seria ideal para a aplicação no estado de São Paulo, uma vez que o monitoramento de qualidade ambiental realizado pela agência ambiental estadual abrange grandes extensões.

Devido às características de cada local, recursos financeiros, disponibilidade de recursos humanos e objetivo do estudo, é importante a adaptação e o aprimoramento em relação à metodologia de amostragem, escolha dos tipos de equipamentos de amostragem, hábitat amostrado e resolução taxonômica utilizada, entre outros. A padronização dos métodos é extremamente importante, pois permite a uniformização dos dados obtidos em diferentes

trabalhos, inclusive, em diversas instituições tornando-os comparáveis. Esta padronização reduziria os erros de interpretação, além de possibilitar a troca de informações entre instituições e até mesmo a elaboração de um banco de dados interinstitucional.

Ao se definir o tipo de hábitat a ser amostrado, é interessante que se considerem alguns requisitos como: a) ser facilmente encontrados em todos os tipos de rios; b) apresentar uma baixa variabilidade na sua composição bentônica; c) ser representativo do trecho a ser amostrado, ou seja, ser o hábitat predominante; e d) ser sensível a estresses aos quais está sujeito, proporcionando informações confiáveis das reais condições do ambiente.

Este trabalho originou-se como um subprojeto de um projeto mais amplo denominado “Uso de Índices Biológicos no Monitoramento de Ambientes Aquáticos Continentais - Riachos e Corredeiras na Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia”, realizado em parceria entre as equipes do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da USP e da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB, com a colaboração da Secretaria do Meio Ambiente - SMA e do Instituto de Pesca – SAA. Foi contemplado com o financiamento da FAPESP dentro do Programa de Pesquisa em Políticas Públicas (Processo FAPESP nº 98/14186-7).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a sensibilidade e a adequação dos habitats ribeirinhos em monitoramento de qualidade ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O termo meso-hábitat adotado neste trabalho diz respeito a um nível de escala espacial intermediário entre hábitat e paisagem, utilizado em diversos trabalhos (por exemplo, COHEN *et al.*, 1998). Nesta escala foram amostrados os seguintes ambientes nos corpos de água: a) corredeiras - locais com substratos compostos de areia e seixos sob forte correnteza; b) detritos

vegetais encalhados - como locais compostos por rochas nas quais detritos encontravam-se retidos; c) macrófitas - como margens com macrófitas enraizadas; d) canal - parte central do leito; e) margem deposicional – margens com fluxo de água mais lento, com a deposição de sedimento mais fino (argila/ silte /areia fina); e f) margem erosional – margens com fluxo de água mais rápido e com atividade erosiva, apresentando sedimento mais grosseiro (predominantemente composto por areia).

2.1. Área de estudo

A área de estudo localiza-se na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5, mais especificamente na região de cabeceira dos rios Atibainha e Cachoeira, e Atibaia. Os dois primeiros são os formadores do rio Atibaia.

A área de estudo situa-se em região serrana na qual estão inseridos 6 municípios (Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Atibaia, e Itatiba), onde se localizam diversas Áreas de Proteção Ambiental, Reservas e Parques. Nas últimas três décadas, as atividades produtivas desta região vêm apresentando grandes mudanças, como por exemplo, aumento da urbanização, de atividade ligadas ao comércio de lazer e turismo e, como consequência, a região vem passando por um processo de substituição das grandes lavouras tradicionais pela silvicultura, principalmente de eucalipto e *Pinus* que vem gerando preocupação, pois quando mal conduzida favorece a incidência de erosão. Um outro problema desta região nas áreas montanhosas, onde predominam a pecuária, são pastagens cultivadas com braquiária e o superpastoreio que também tem contribuído com o processo de erosão (SMA, 1998).

As águas desta bacia destinam-se ao abastecimento público, industrial e à irrigação, recebendo efluentes domésticos, industriais pontuais e resíduos agropecuários difusos (CETESB, 1998). Apesar dos avanços nos serviços de coleta e tratamento de efluentes domésticos, ainda uma alta carga poluidora remanescente continua sendo lançada nos rios constituintes desta bacia (CETESB, 2006), persistindo assim, como um dos principais impactos para os corpos d'água.

Em relação ao enquadramento de corpos d'água do Estado de São Paulo (Decreto Estadual nº 10.755, de 22 de novembro de 1977; Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976), os rios formadores Atibainha, a montante do reservatório Atibainha (Pontos 1 e 2, Fig. 1) e Cachoeira, a montante do reservatório de Cachoeira (Pontos 4 e 5, Fig. 1) pertencem à classe 1, enquanto aquelas nas regiões a jusante das respectivas barragens (Pontos 3 e 6, Fig. 1) e o rio Atibaia (Pontos 7 e 8, Fig. 1) pertencem à classe 2. Em ambas as classes, a preservação e proteção das comunidades aquáticas está prevista pela classificação Federal (Resolução CONAMA nº 357, de 5 março de 2005).

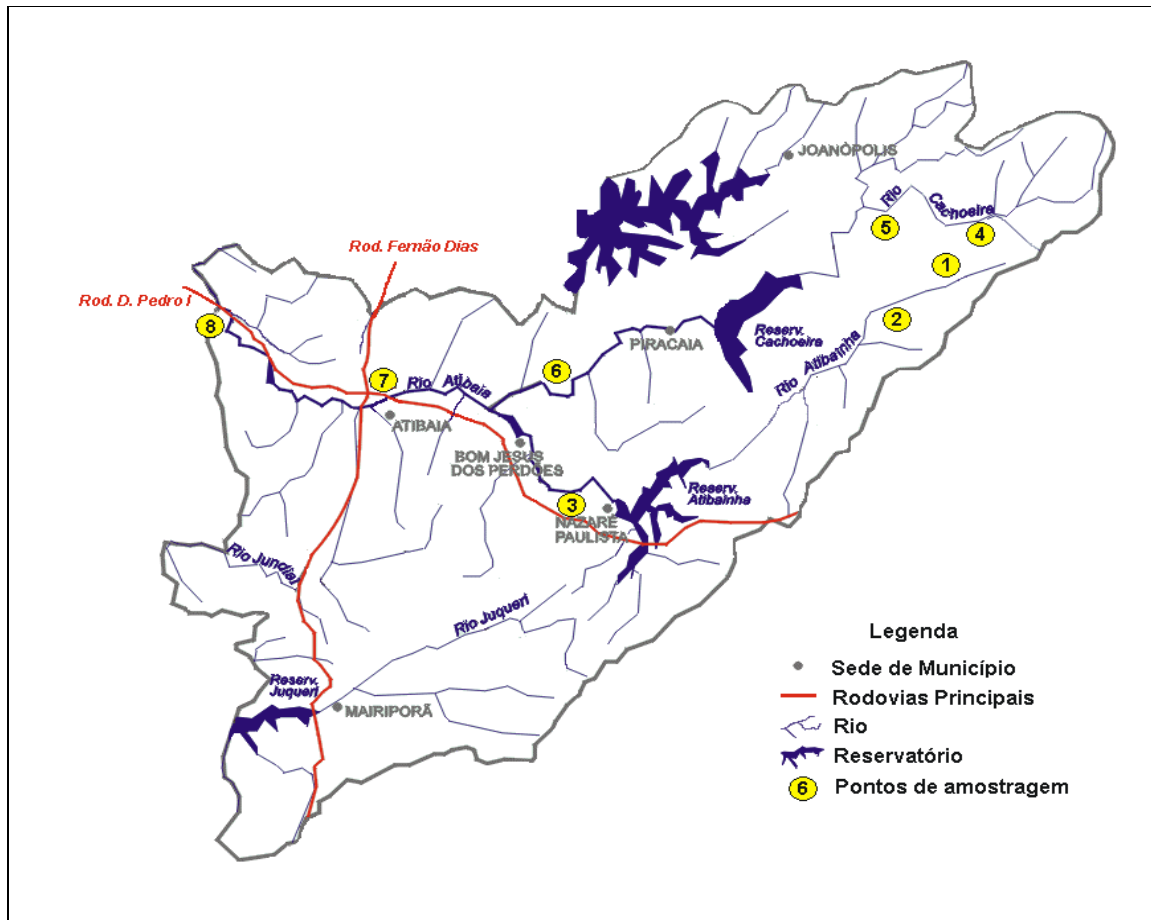


Figura 1. Croqui da região de cabeceira do rio Atibaia, SP, com a localização dos pontos de amostragem (Secretaria do Meio Ambiente 1998, modificado SHIMIZU *et al.*, 2002).

Na área de estudo apresentada na Figura 1, foram alocados 8 pontos de amostragem distribuídos, a partir das observações em uma visita prévia ao local, entre 4 pontos de alto gradiente ou de cabeceira, rios de 3ª e 4ª ordens com cotas entre 1100 – 840m (pontos 1, 2, 4 e 5) e 4 pontos de baixo gradiente ou de planície, rios de 5ª e 6ª ordens com cotas entre 750 – 710m (pontos 3, 6, 7 e 8) (Tab.I).

São definidos como trechos de rios de alto gradiente, aqueles cujas declividades são maiores do que 1,5/1000m e geralmente composto de substrato grosseiro com alta abundância de seixos (“cobble”), lajes (“boulders”) e rochas (“rocks”). Os de baixo gradiente são aqueles

com declividades inferiores a 1,5/1000m e em geral com substrato predominantemente fino composto por areia, silte e argila (SHIMIZU *et al.*, 2002).

Tabela I. Descrição dos pontos de coleta.

PONTO	DESCRIÇÃO	ORDEM DO RIO	COORDENADAS	COTA
1	Rio Atibainha, a montante do reservatório, Município de Piracaia, Bairro Atibainha Acima, a montante da Fazenda Tecelagem, a jusante Salmonicultura Mantiqueira (atualmente produzindo trutas)	3ª	23°01'04,4" S, 46°09'30,0" O	900m
2	Rio Atibainha, a montante do reservatório, Município de Piracaia, Bairro Atibainha Acima, a jusante do sítio Pica-Pau, próximo da Fazenda Nogueira Montanhês.	4ª	23°01'20,0" S, 46°10'40,0" O.	840m
3	Rio Atibainha, a jusante do reservatório, Município de Nazaré Paulista, dentro da área do Hotel Estância Atibainha	5ª	23°09'55,8" S, 46°25'08,5" O	750m
4	Rio Cachoeira, a montante do reservatório, Município de Joanópolis, a montante da Cachoeira dos Pretos, próximo à Fazenda Pedra do Carmo.	4ª	22°58'38,5" S, 46°08'52,5" O	1.100m
5	Rio Cachoeira, a montante do reservatório, Município de Joanópolis, ponte sobre o rio na estrada Joanópolis – Cachoeira dos Pretos, próximo ao Bairro dos Pretos e a cerca de 17 km do centro da cidade	4ª	22°58'02,9" S, 46°12'33,4" O	880m
6	Rio Cachoeira, a jusante do reservatório, Município de Piracaia, porto de areia próximo à olaria no Bairro dos Caneados, na estrada Batatuba – Caneados	5ª	23°06'00,7" S, 46°25'44,6" O	750m
7	Rio Atibaia, Município de Atibaia, junto à captação do Município de Atibaia	6ª	23°06'08,0" S, 46°25'39,1" O	740m
8	Rio Atibaia, a jusante do ponto 7, junto à captação do Município de Itatiba	6ª	23°58'59,6" S, 46°49'35,0" O	710m

2.2. Coleta de dados e amostras

As amostragens foram realizadas no verão, estação chuvosa, em dois períodos: de 21 a 22 de março de 2000 (21/03/00 - pontos 1 e 2; 22/03/2000 – pontos 4 e 5 – alto gradiente) e de 28 a 29 de março de 2000 (28/03/2000 - pontos 3 e 6; 29/03/2000 - pontos 7 e 8 – baixo

gradiente). Foram realizadas, simultaneamente, coletas de materiais e dados de variáveis ambientais (da água e do sedimento) e biológicos (comunidade bentônica).

As análises das variáveis do sedimento foram realizadas apenas no meso-hábitat deposicional.

As determinações das variáveis foram realizadas, conforme descritas abaixo, sob responsabilidade dos laboratórios da CETESB, salvo observações.

Coordenadas geográficas e cota de altitude – foram obtidas nos pontos de coleta, durante a realização das coletas, com o auxílio de um receptor de medição de sinais por satélites, (GPS marca Trimble, modelo 100048YT). Foi utilizado como referência geodésica o South American Datum 1969 (SAD69). As coordenadas geográficas foram expressas em latitude e longitude e cota em metros.

Velocidade da água - foi medida nos pontos de coleta, durante a realização das amostragens, por meio de fluxômetro modelo Columbia (The Great Atlantic Trading Co. Ltd.), exposto à correnteza pelo tempo padrão de 2 minutos e posteriormente calculado pela fórmula.

$$\text{Velocidade em m/s} = (0,0005 \times F) + 0,1544$$

onde F = valor lido no aparelho por segundo, conforme instrução do fabricante.

Transparência da água – obtida por meio de um disco de Secchi de 25 cm de diâmetro e os resultados expressos em metros (m). Medida realizada em campo durante as amostragens.

Turbidez – determinada pelo método nefelométrico, utilizando-se um turbidímetro de marca VWR, modelo 200, comparando-se com uma suspensão-padrão de sulfato de formazina.

Temperatura da água – obtidas por medição direta, através do método eletrométrico, com aparelho de marca WTW, modelo pH 197. Medida realizada em campo durante as amostragens.

Potencial Hidrognônico (pH) – obtido por medição direta, com medidor de pH microprocessado, marca WTW, modelo pH 197, conforme Standart Methods, 19^a ed. (APHA, 1995). Medida realizada em campo durante as amostragens.

Condutividade elétrica – obtida por meio de uma célula de condutividade e um condutivímetro Orion, modelo 160. A calibração do eletrodo foi realizada utilizando-se soluções de KCl, na faixa analítica dinâmica de medida. Medida realizada em campo durante as amostragens.

Oxigênio dissolvido (OD) – obtido por medição direta pelo método eletrométrico, através de um oxímetro de marca WTW, modelo OXI 197. Medida realizada em campo durante as amostragens.

Granulometria – análise realizada pelo método de peneiramento e tempo de decantação para as partículas finas, seguindo a Norma Técnica CETESB L6.160 (CETESB, 1995). Os sedimentos foram classificados no sistema de Shepard (SUGUIO, 1973), empregando-se o “software” desenvolvido pelo Prof. Dr. Jorge Yamamoto do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo.

Sólidos Totais, fixos e voláteis – determinados gravimetricamente, conforme os métodos 2540-B e 2540-E descritos no Standard Methods 19^a ed. (APHA, 1995).

Nutrientes – ortofosfato, fósforo total, nitrogênio-amônia, Kjeldhal, orgânico e nitrito determinados conforme descritos no Standard Methods 19^a ed. (APHA, 1995), pertinentes a cada análise. A análise de nitrogênio-nitrato foi realizada segundo NBR 12620 de setembro de 1992.

Metais pesados na água – análises realizadas conforme procedimentos específicos para cada variável descritos em Standard Methods, 19^a ed. (APHA, 1995).

Pesticidas organoclorados em água, metais pesados, bifenilas policloradas (PCBs) e pesticidas organoclorados em sedimento - as análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental LQA do Instituto de Química da Universidade Estadual de Campinas, sob responsabilidade do Prof. Dr. Wilson de Figueiredo Jardim, utilizando-se métodos EPA específicos para cada variável acima citada.

Pigmentos vegetais (Clorofila *a* e feofitina *a*) – análises realizadas em duplicatas, pelo método espectrofotométrico descrito na Norma Técnica CETESB L5.306 (CETESB, 1990).

Coliformes termotolerantes – determinação realizada pela técnica de tubos múltiplos com o meio A1, segundo Norma Técnica CETESB L5.406 (CETESB, 1992) e Standard Methods, 19^a ed. (APHA, 1995).

Teste de toxicidade da água – teste de toxicidade crônica, utilizando o cladóceros *Ceriodaphnia dubia*, de acordo com Norma Técnica CETESB L5.022- modificada (CETESB, 1991).

Teste de toxicidade do sedimento – teste de toxicidade aguda, utilizando o anfípodo *Hyalella azteca*, segundo metodologia ASTM (1988).

Comunidade bentônica - para coleta da comunidade bentônica foram explorados exaustivamente todos os diferentes tipos de meso-habitats potenciais previamente definidos (macrófitas aquáticas, detritos vegetais encalhados, substrato do canal, corredeira e margens deposicional e erosional) e existentes em cada ponto de amostragem em um trecho de 100 metros de extensão mais representativo do local. Para a obtenção de cada amostra, foram utilizados, de acordo com a adequação, amostradores do tipo Hess (com malha de abertura de 0,5 mm e área de 678,9 cm²); rede manual de varredura (com malha de abertura de 0,5mm e 30cm de abertura linear), em que foi padronizado um esforço amostral através de fixação do tempo de captura (2 minutos); e pegadores do tipo Petersen modificado (com área de 325 e 596cm²). As amostras foram coletadas em triplicatas segundo Norma Técnica CETESB L5.309.

Em campo, o material foi preservado com formaldeído neutralizado com bicarbonato de sódio em volume suficiente para se atingir uma concentração final de 4 a 10% e armazenados em sacos reforçados devidamente etiquetados para transporte.

No laboratório, as amostras foram lavadas através de peneira com abertura de malha de 0,5 mm, o material retido foi preservado em álcool 70° GL e corado com Rosa de Bengala. Antes da atividade de triagem, as amostras foram lavadas para a eliminação do corante em

solução, permitindo assim o contraste entre o material corado (organismos) e não corado (detritos vegetais e partículas inorgânicas). Amostras ricas em material inorgânico grosseiro (areia, cascalho) foram submetidas à flutuação com solução saturada de NaCl. Tanto o material inorgânico resultante da flutuação quanto material vegetal grosseiro que foram previamente retirados das amostras onde ocorreram, passaram pela triagem a olho nu, em bandejas plásticas de fundo branco.

As amostras foram triadas sob estereomicroscópio e os organismos contados foram identificados até o nível taxonômico de família, sub-família e Tribo para os principais táxons (por ex. Ephemeraeidae, Hydropsychidae, Perlidae, Gomphidae, Tubificidae, Naididae, Orthocladinae, Tanypodinae, Chironomini, Tanytarsini), filo (por ex. Nemertinea), ordem (por ex. Hydracarina), empregando-se as chaves de identificação de LOPRETTO (1995), MERRIT e CUMMINS (1996), PENAK (1989), PÉREZ (1988), THORP e COVICH (1991) e WIGGINS (1998).

Para o controle de qualidade foram executadas retriagem das amostras, na forma de dez por cento do total das amostras triadas por técnico experiente e a totalidade das amostras triadas por técnico menos experiente e estagiário.

2.3. Análise dos Dados

2.3.1. Variáveis ambientais

A matriz contendo os dados físicos e químicos dos pontos amostrados foi submetida a uma análise de agrupamento e a uma Análise de Componentes Principais (ACP) de correlação utilizando-se o “software” FITOPAC versão 1.6. de autoria de G.J. Shepherd (2006). Na análise de agrupamento, sobre os dados padronizados foi aplicado o coeficiente de Distância Euclidiana Simples com agrupamento pela média de grupo (UPGMA). Na Análise de Componentes

Principais (ACP) com as variáveis ambientais, foram selecionadas algumas mais significativas, sendo que as variáveis cujos resultados não puderam ser quantificados (\leq menor ou igual a) foram excluídos da análise, bem como as variáveis cujos resultados foram similares para todos os pontos e que em uma análise preliminar mostraram-se redundantes em relação à outra variável, sendo o critério para sua exclusão a sua contribuição para a análise baseada no comprimento do vetor.

Para avaliar a consistência dos grupos evidenciados na análise de agrupamento, o mesmo conjunto de dados, foi submetido a um teste não paramétrico que avalia se os grupos evidenciados na análise de agrupamento são significativamente diferentes. O teste, denominado “Multi-response Permutation Procedure” (MRPP) foi implementado por meio do “software” PC-ORD for Windows, versão 5.0 (McCUNE e MEFFORD, 1999). O estatístico (T) descreve a consistência ou nitidez da classificação, sendo mais negativo quanto mais compactos forem os grupos (McCUNE e GRACE, 2002). Através de permutação é gerada uma distribuição de valores de T esperados ao acaso (na ausência de correlação entre as variáveis). Essa distribuição permite avaliar a significância estatística (p) do T observado (McCUNE e GRACE, 2002). A medida do quanto essa significância estatística é dependente do tamanho da amostra é dada pela “chance-corrected within-group agreement” (A). Se os grupos são mais compactos do que o esperado ao acaso então $A > 0$, chegando a 1 quando todos os objetos dentro dos respectivos grupos são iguais. Um valor de A acima de 0,3 é considerado muito alto e este valor normalmente é inferior a 0,1 (McCUNE e GRACE, 2002). O importante a considerar em relação a essa medida de “efeito de tamanho” é que ela, sendo muito pequena e o tamanho da amostra muito grande, indica que é preciso ter cautela na interpretação de um T estatisticamente significativo.

2.3.2. Comunidade bentônica

Os dados quantitativos da macrofauna bentônica foram transformados em ind/m² (pegadores) e ind/2 min. (rede manual de varredura). Para a análise da estrutura da comunidade foram calculadas, para as réplicas e para as médias de cada ponto/meso-hábitat, índices sensíveis à degradação ambiental como:

- 1) **Densidade Total (DT)**: a somatória de todos os indivíduos encontrados na amostra;
- 2) **Densidade de EPT (D_{EPT})**: a somatória de todos os indivíduos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera,;
- 3) **Riqueza total de taxa (S)**: somatória das diferentes categorias taxômicas encontradas na amostra;
- 4) **Riqueza de EPT (S_{EPT})**: somatória dos táxons pertencentes a ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, geralmente sensíveis à poluição e com diferentes níveis de sensibilidades;
- 5) **Índice de Dominância (DOM)** (ROSENBERG e RESH, 1993): representado pelo maior valor de abundância relativa (n_i/N) da amostra (onde: n_i = densidade do táxon i ; N = densidade total)
- 6) **Índice de Shannon-Wiener (H')**: Integra as medidas de riqueza e dominância ou equitatividade e é calculado pela fórmula: $H' = - \sum p_i \log_2 p_i$; onde: p_i = abundância relativa do táxon i .
- 7) **Índice de Comparação Sequencial (ICS)** (CAIRNS e DICKSON, 1971): avalia a diversidade da comunidade.

Para o cálculo deste índice foi empregado o “software” desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (HENRIQUE-MARCELINO *et al.*, 1992).

Foi padronizado o uso do dado bruto e de 3 sorteios. Como o programa aceita apenas números inteiros, um arredondamento da média eliminaria taxa raros (ocorrência de apenas um indivíduo em uma das réplicas), assim a média foi multiplicada por 2. Por limitação do programa, amostras com densidades totais superiores a 4.000 indivíduos não puderam ter seus valores de ICS determinados.

8) **Tolerantes/Densidade Total (T/DT)**: razão entre a densidade dos grupos considerados tolerantes (Tubificidae sem queta capilar, Naididae e Chironomini) e a Densidade Total.

Foi também empregada a análise multimétrica utilizando-se o Índice da Comunidade Bentônica para Rio (ICB_{RIO}) para a avaliação da qualidade do ambiente, sendo que este índice considerou as métricas riqueza total (S), riqueza dos táxons pertencentes a ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (S_{EPT}), diversidade (ICS ou H') e a razão entre a densidade dos grupos tolerantes e a densidade total (T/DT), os valores obtidos para cada métrica foram enquadrados em uma classe de qualidade ambiental com seu respectivo valor, sendo o resultado final ou o ICB_{RIO} propriamente dito, a média aritmética dos valores de classe.

O ICB_{RIO}, neste estudo, foi diferenciado para ambientes de alto gradiente e baixo gradiente e adaptado para o período chuvoso a partir do ICB_{RIO} – 2004, utilizado pela CETESB, na rede de monitoramento, como segue.

ICB_{RIO} – Alto Gradiente

Valor	Classificação	S	ICS	H'	T/DT	S _{EPT}
5	Péssima	AZÓICO				
4	Ruim	≤ 12	≤5,00	≤1,00	>0,75	0
3	Regular	13 - 18	>5,00 - ≤15,00	>1,00 - ≤2,25	>0,50 - ≤0,75	1 - 2
2	Boa	19 - 24	>15,00 - ≤25,00	>2,25 - ≤3,50	≥0,25 - ≤0,50	3 - 4
1	Ótima	≥25	>25,00	>3,50	0 - <0,25	≥ 5

ICB_{RIO} – Baixo Gradiente

Valor	Classificação	S	ICS	H'	T/DT	S _{EPT}
5	Péssima	AZÓICO				
4	Ruim	<5	≤5,00	≤1,00	>0,85	0
3	Regular	5 - 10	>5,00 - ≤10,00	>1,00 - ≤1,75	>0,60 - ≤0,85	1
2	Boa	11 - ≤15	>10,00 - ≤15,00	>1,75 - ≤2,50	≥0,35 - ≤0,60	2
1	Ótima	>15	>15,00	>2,50	0 - <0,35	≥3

Foram calculados dois Índices de Similaridade a partir dos dados médios de grupos, um para avaliar a similaridade entre os diferentes tipos de meso-habitats presentes dentro de cada ponto e, outro, a similaridade entre os pontos referência e os pontos teste.

O índice qualitativo (Jaccard - Jc) foi utilizado para avaliar as similaridades relacionadas exclusivamente à composição de táxons:

$$Jc = c/(a+b+c), \text{ onde:}$$

c = número de táxons comuns às duas amostras;

a = número de táxons exclusivo da amostra a;

b = número de táxons exclusivo da amostra b.

O índice quantitativo (Porcentagem de Similaridade - PS) foi utilizado para avaliar a similaridade relacionada à estrutura, uma vez que este é sensível tanto à composição quanto às abundâncias relativas dos táxons comuns.

$$PS = 100 \times \sum (\text{mín}_{ia;ib}), \text{ onde:}$$

i_a = abundância relativa da espécie i na amostra a;

i_b = abundância relativa da espécie i na amostra b.

A matriz contendo os dados biológicos foi submetida a uma análise de agrupamento utilizando-se o “software” FITOPAC versão 1.6. de autoria de G.J. Shepherd (2006), seus

valores transformados em $\log(x+1)$ utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis, sendo o agrupamento feito pela média de grupo (UPGMA).

Para avaliar a consistência dos grupos formados, o mesmo conjunto de dados utilizados para o agrupamento, foi submetido ao teste não paramétrico, MRPP, conforme citado no item 2.3.1. Variáveis ambientais.

Para testar a hipótese H_0 de que os meso-habitats não diferem em termos de variabilidade foram calculadas as similaridades entre as réplicas (R1xR2, R1xR3 e R2xR3) para cada meso-habitat em cada ponto, em seguida foram calculadas as médias de todas as combinações em cada ponto e, finalmente, as médias entre todos os pontos para cada tipo de meso-habitat. Esta média das similaridades médias foram então submetidas a uma análise de variância não-paramétrica denominada Análise de Variância de Friedman, por meio do “software” BioEstat 4.0 (AYRES *et al.*, 2005). Esta análise é equivalente à ANOVA com dois critérios, portanto, indicada para comparar amostras relacionadas. O nível de erro estabelecido foi $p < 0,05$.

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis ambientais

A figura 2 exibe o dendrograma resultante da análise de agrupamento utilizando algumas variáveis ambientais, que incluíram temperatura, velocidade, transparência, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, carbono orgânico dissolvido, coliformes termotolerantes, clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio amoniacal, nitrogênio-Kjeldhal, nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, cádmio, cobre, níquel e zinco na água superficial, diâmetro médio, umidade e sólidos voláteis no sedimento e cota de altitude.

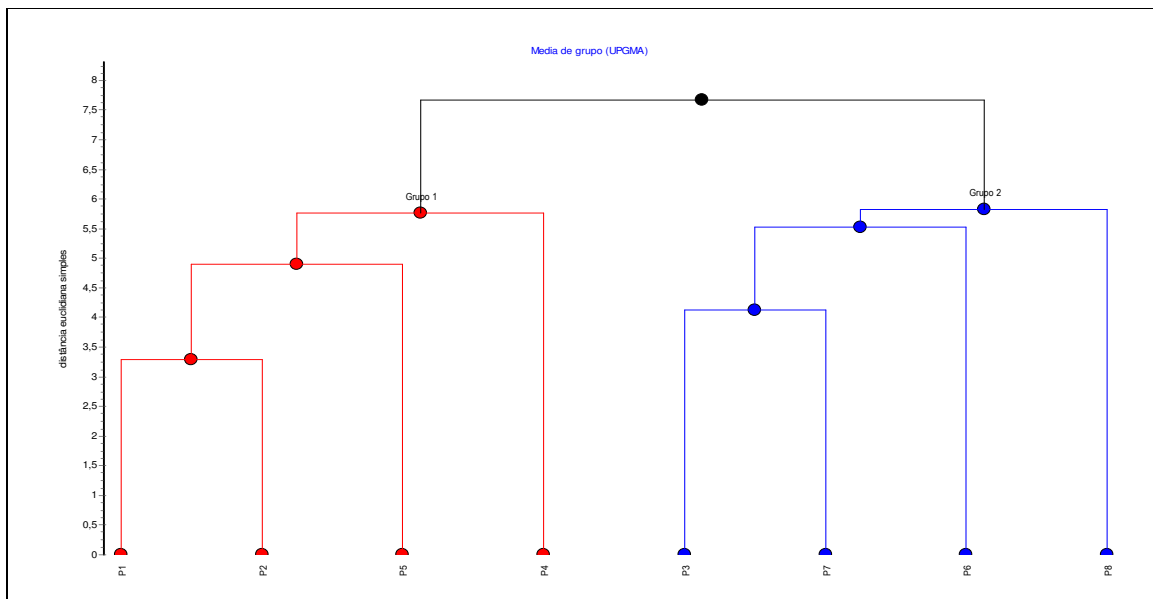


Figura 2. Dendrograma resultante da análise de agrupamento com as variáveis ambientais. (Coeficiente Distância Euclidiana Simples; Agrupamento pela Média de Grupos - UPGMA; Correlação cofenética = 0,91).

A análise discerniu dois grupos, sendo o primeiro grupo (Grupo 1) composto pelos pontos de alto gradiente (P1, P2, P4 e P5) e o segundo grupo (Grupo 2) composto pelos pontos de baixo gradiente (P3, P6, P7 e P8).

A matriz de dados submetida à análise de agrupamento, foi também submetida à análise MRPP para avaliar a consistência dos grupos formados. O estatístico $T = -4,118$ foi significativo ($p = 0,005$) sugerindo uma consistente separação entre os grupos com alta homogeneidade dentro dos grupos formados ($A = 0,207$).

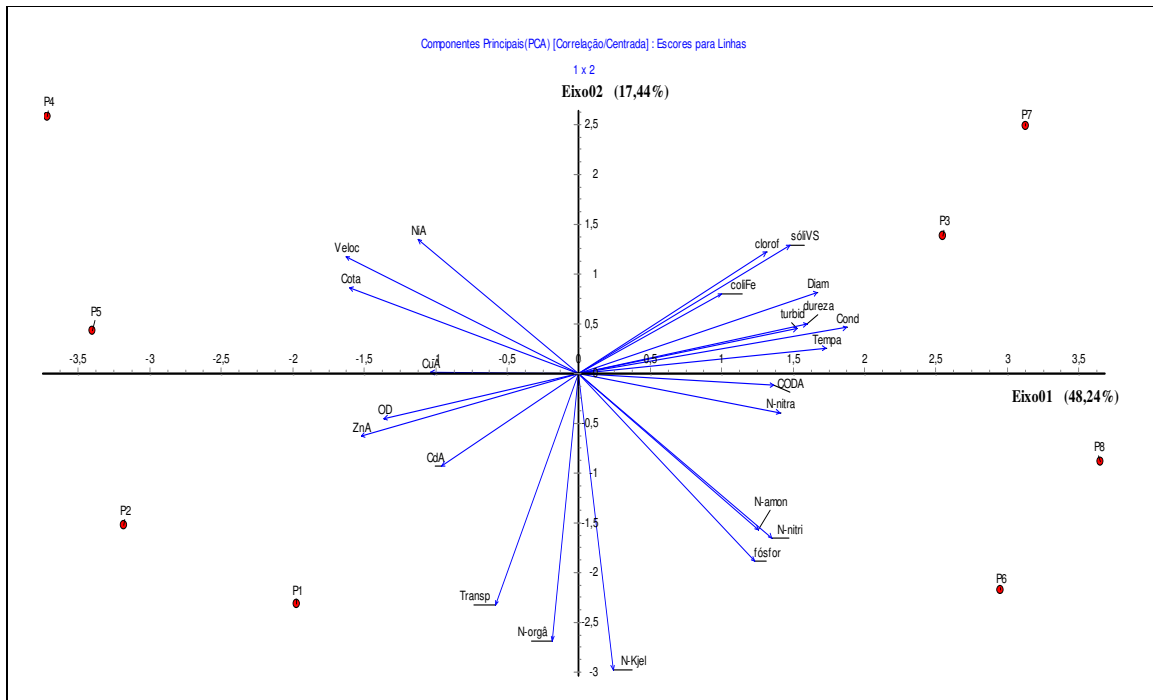


Figura 3. Resultado obtido na Análise de Componentes Principais (ACP) utilizando as variáveis ambientais.

A mesma matriz de dados submetida à análise de agrupamento foi ainda submetido a uma Análise de Componentes Principais (ACP). Pode-se observar na figura 3 que os dois primeiros eixos respondem por 68% da variação total dos dados. O eixo 1 explica 48,24% da variação total dos dados e exibe a separação dos dois grupos (G1 e G2) corroborando a análise de agrupamento, ou seja, a separação dos ambientes de alto gradiente e de baixo gradiente.

O eixo dois, aparentemente, descreve um efeito de arco, contudo, ainda é possível interpretar a separação condicionada por este eixo com base em variáveis abióticas (ver discussão).

Nos resultados dos testes de toxicidade na água superficial, verificou-se a ocorrência de efeito crônico sobre o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* em amostras de água coletadas nos pontos 1 e 2 (rio Atibainha) e nos pontos 4 e 5 (rio Cachoeira), sendo mais intenso no ponto 1. Não foram observadas toxicidade crônica nos pontos 3 (rio Atibainha), 6 (rio Cachoeira), 7 e 8 (rio Atibaia) (SHIMIZU *et al.*, 2002).

Os testes de toxicidade aguda, utilizando o anfípodo *Hyalella azteca*, em sedimento foram realizados apenas nos pontos de baixo gradiente onde ocorre sedimento mais fino. Foi verificada toxicidade aguda para o anfípodo de água doce *Hyalella azteca* em todos os pontos. No ponto 3 ocorreu elevada mortalidade nas três réplicas analisadas, enquanto que nos pontos 7 e 8 em duas de três réplicas analisadas observou-se efeito tóxico agudo. O ponto 6 apresentou-se o menos tóxico dentre todos os pontos analisados (SHIMIZU *et al.*, 2002).

3.2. Comunidade bentônica

O dendrograma da figura 4 foi gerado a partir dos dados quantitativos da comunidade bentônica de todos os meso-habitats e pontos amostrados.

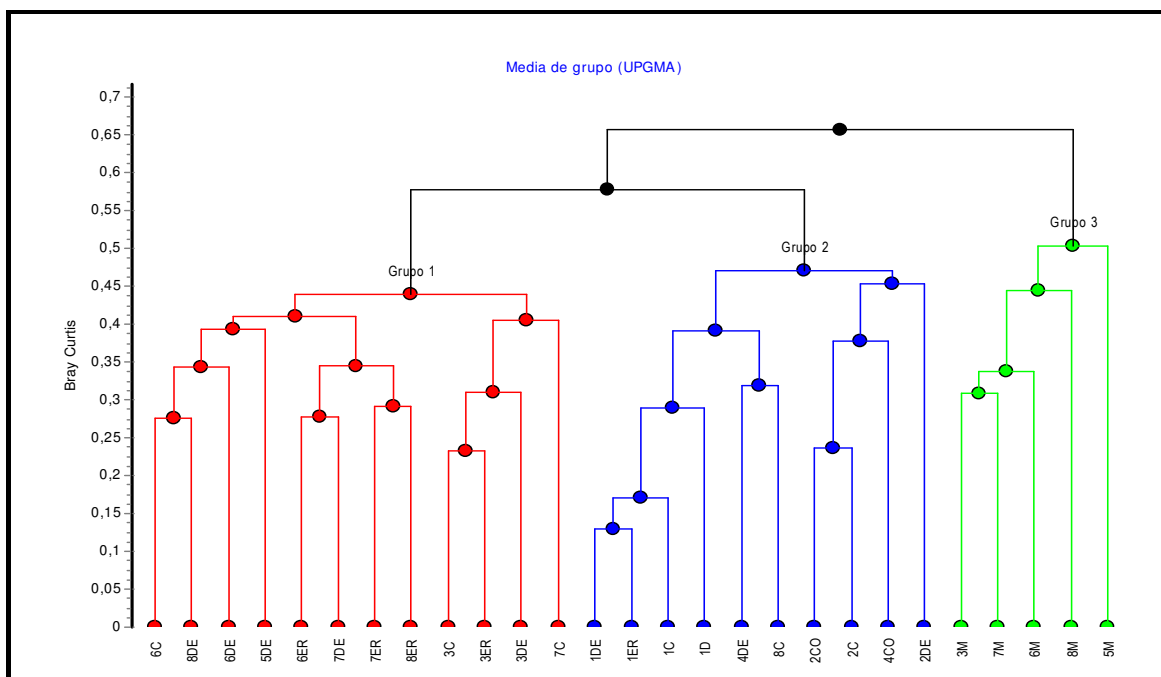


Figura 4. Dendrograma resultante da análise de agrupamento (coeficiente de Bray-Curtis e Média de grupo-UPGMA), utilizando resultados quantitativos da comunidade bentônica (meso-habitats: M = macrófitas; D = detritos encalhados; CO = corredeira; C = canal; DE = margem deposicional e ER = margem erosional). Correlação cofenética = 0,79.

A partir do dendrograma da figura 4, pode-se observar a formação de três grupos: Grupo 1 formado por todos os meso-habitats de baixo gradiente, exceto o meso-habitat margem deposicional do ponto 5 (5DE); Grupo 2, constituído por todos os meso-habitats de alto gradiente exceto o meso-habitat canal do ponto 8 (8C); e Grupo 3 constituído apenas pelo meso-habitat macrófitas (M) tanto dos pontos de alto como de baixo gradiente.

Os resultados da análise MRPP, para avaliar a consistência dos grupos, mostraram um valor de $T = -13,237$ altamente significativo ($p < 0,000$) e uma alta homogeneidade dentro dos grupos ($A = 0,243$).

3.2.1. Ambiente de alto gradiente

A tabela II abaixo apresenta os tipos de meso-habitats explorados nos pontos de alto gradiente. As condições de acesso para os pontos de alto gradiente encontravam-se precárias devido às fortes chuvas ocorridas nos dias anteriores aos da coleta. Nos pontos 4 e 5, a exploração dos meso-habitats existentes e, conseqüentemente, a sua amostragem foi prejudicada, pois o acesso aos mesmos não era possível a partir das margens e não foi possível o transporte de uma embarcação até estes pontos.

Tabela II. Meso-habitats analisados nos pontos de alto gradiente (sombreado).

PONTOS	P1	P2	P4	P5
MACRÓFITAS (M)				
DETRITOS ENCALHADOS (D)				
CORREDEIRA (CO)				
CANAL (C)				
MARGEM DEPOSICIONAL (DE)				
MARGEM EROSIONAL (ER)				

No trecho de alto gradiente, apenas o meso-hábitat margem deposicional foi analisado em todos os pontos. O meso-hábitat macrófitas foi encontrado apenas no ponto 5, corredeira nos pontos 2 e 4, canal nos pontos 1 e 2, enquanto que detritos encalhados e margem erosional apenas no ponto 1.

Para o alto gradiente foi estabelecido como ponto referência ou o menos impactado, o ponto 4, no rio Cachoeira, a montante da Cachoeira dos Pretos.

Para avaliar a semelhança da estrutura da comunidade bentônica dos diferentes meso-hábitats presente nos pontos 1, 2, 4 e 5, foram calculadas as Porcentagens de Similaridade entre os pontos e meso-hábitats, como apresentado abaixo (Fig.5).

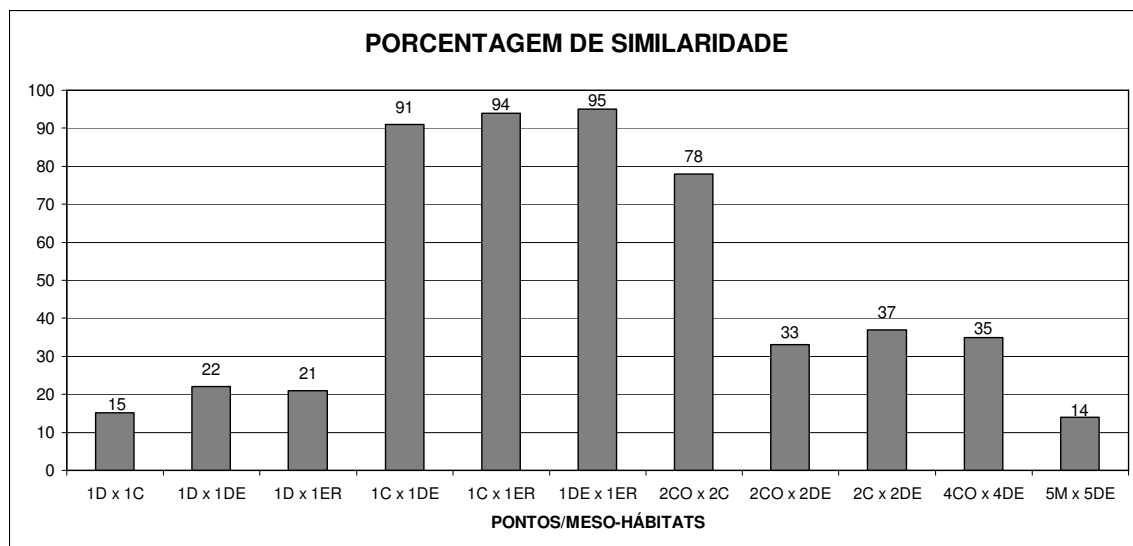


Figura 5. Porcentagem de Similaridade (PS) entre os diferentes meso-hábitats dentro de cada ponto em ambiente de alto gradiente. D = detritos encalhados; CO = corredeira; M = macrófitas; C = canal; DE = margem deposicional e ER = margem erosional.

No Ponto 1 onde foram amostrados o maior número de meso-hábitats, os valores mais altos de PS da estrutura da comunidade ocorreram entre os meso-hábitats canal, margem deposicional e margem erosional, sendo similares nas três combinações, 1Cx1ER, 1Cx1DE e

1DEx1ER (91%; 94% e 95%, respectivamente).

No ponto 2 (Fig5) foram amostrados 3 tipos de meso-hábitats, corredeira, canal e margem deposicional e os valores de PS mais altos ocorreram entre corredeira e canal (78%)

Nos pontos 4 e 5, dois tipos de meso-hábitats foram possíveis de ser amostrados (Fig. 5), sendo corredeira e margem deposicional no ponto 4 e macrófitas e margem deposicional no ponto 5. Os valores de similaridade entre eles foram baixos 35% e 14%, respectivamente.

Assim como para os valores de PS, também os da Similaridade de Jaccard (Jc), do ponto 1 (Fig.6), avaliando apenas a composição dos táxons, exibiu maior similaridade entre canal, margem deposicional e margem erosional. Já no ponto 2, o maior valor de Jc foi entre o canal e a corredeira e, nos pontos 4 e 5, estes foram semelhantes aos resultados obtidos na PS.

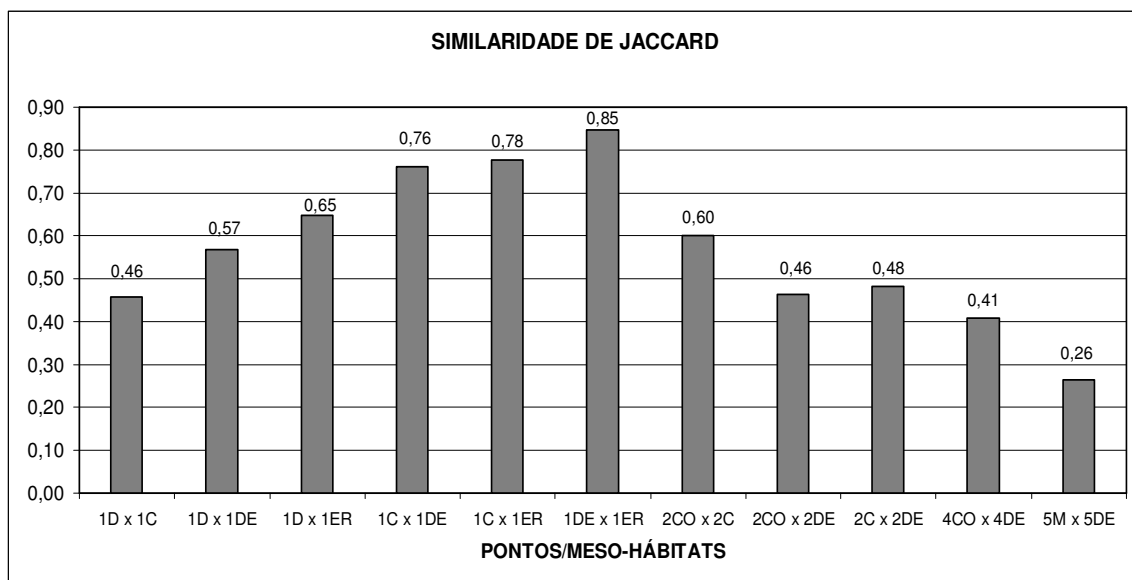


Figura 6. Similaridade de Jaccard (Jc) entre os diferentes meso-hábitats dentro de cada ponto em ambiente de alto gradiente. D = detritos encalhados; CO = corredeira; M = macrófitas; C = canal; DE = margem deposicional e ER = margem erosional.

A tabela III apresenta o quadro de diagnóstico de qualidade do ambiente com a aplicação do ICB_{RIO} .

Tabela III. Índices de estrutura e medidas de tolerância e os respectivos valores de Índice da Comunidade Bentônica para Rio (ICB_{RIO}) dos pontos em ambiente de alto gradiente, utilizando-se o. **S** = Riqueza Total; **S_{EPT}** = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **ICS** = Índice de Comparação Seqüencial; **T/DT** = Tolerantes/Densidade Total. Tipos de meso-hábitats: **D** = detritos, **C** = canal, **DE** = deposicional, **ER** = erosional e **CO** = corredeira; os números que precedem estas letras designam os respectivos pontos de amostragem.

PONTO/MESO-HÁBITAT	1D	1C	1DE	1ER	2CO	2C	2DE	4CO	4DE	5M	5DE
DT	4803	67208	27205	44727	1288	3028	211	319	5342	285	3130
D _{EPT}	1106	123	500	1259	670	1269	49	103	594	213	0
S	35	22	22	26	23	25	18	40	29	32	11
S _{EPT}	10	5	4	5	8	8	4	12	7	6	0
DOM	0,31	0,96	0,87	0,90	0,30	0,31	0,19	0,11	0,23	0,60	0,55
ICS	NC	NC	5	NC	19	21	18	36	26	20	7
T/DT	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1
ICB_{RIO}	1*	3*	3	3*	2	1	2	1	1	1	3

* ICB_{RIO} com H'
NC = Não Calculado

O diagnóstico através ICB_{RIO} resultou na classificação de qualidade do ambiente de ótima a regular, no ponto 1, de ótima a boa no ponto 2, ótima para todos meso-hábitats no ponto 4 e de ótima a regular no ponto 5 (Tab.III).

A figura 7 mostra a estrutura da comunidade bentônica em todos os meso-hábitats encontrados nos pontos de alto gradiente.

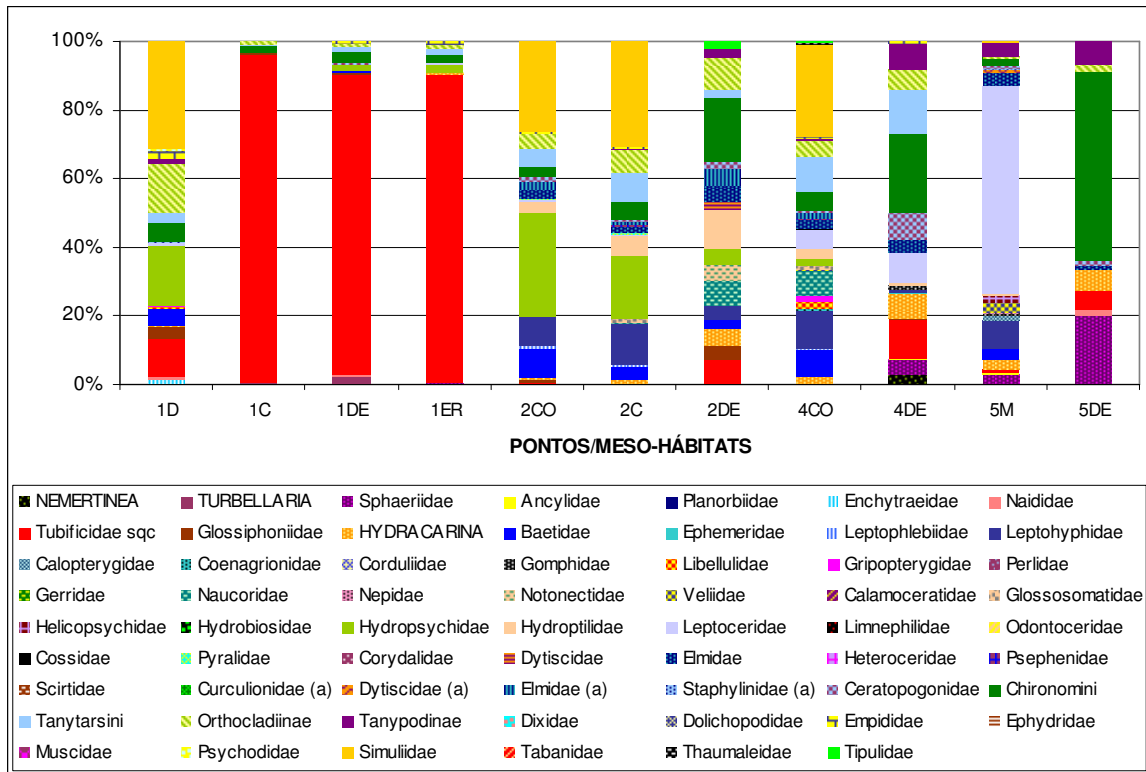


Figura 7. Estrutura da comunidade bentônica de todos os meso-habitats encontrados nos pontos de alto gradiente. Tipos de meso-habitats: **D** = detritos, **C** = canal, **DE** = deposicional, **ER** = erosional e **CO** = corredeira; os números que precedem estas letras designam os respectivos pontos de amostragem. Observações na legenda: **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto.

No ponto 1, observa-se que os meso-habitats canal, margem deposicional e margem erosional exibiram uma comunidade diversa, porém com uma pequena contribuição relativa da maioria dos táxons e uma alta densidade de Tubificidae sem queta capilar que resultaram em uma alta dominância destes organismos (Fig.7, Tab. III).

No ambiente de alto gradiente, foi possível calcular a porcentagem de similaridade (PS) entre ponto referência (P4) e os demais pontos (P1, P2 e P5), somente para o meso-habitat margem deposicional, pois foi o único encontrado em todos os pontos (Fig. 8).

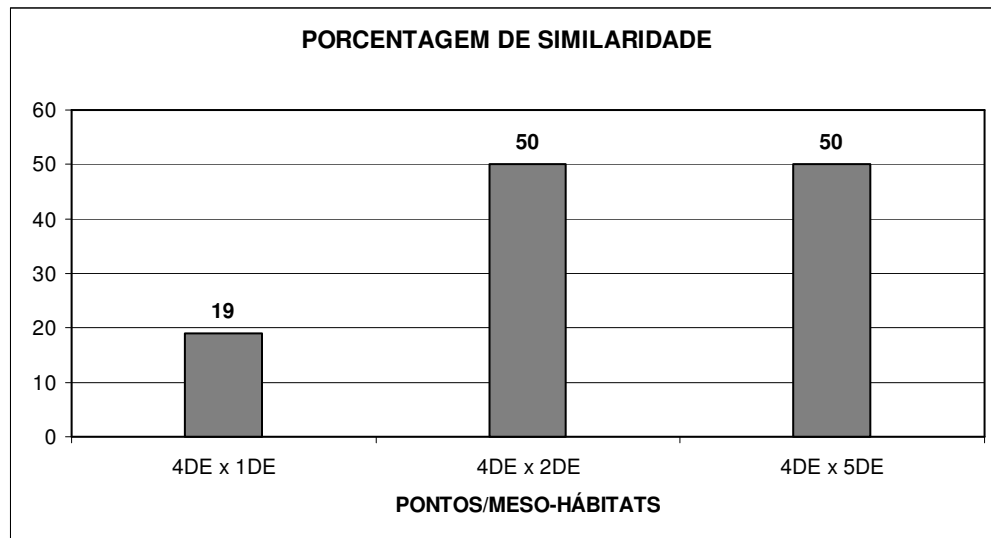


Figura 8. Porcentagem de similaridade das estruturas da comunidade bentônica entre o ponto referência (P4) e os demais pontos (P1, P2 e P5) para a margem deposicional.

Através dos valores da PS (Fig. 8), pela estrutura da comunidade (Fig. 7) e pelo ICBRIO (Tab. III), pode-se verificar um gradiente de qualidade do ambiente sendo: P4 (referência) > P2 > P5 > P1.

3.2.3. Ambiente de baixo gradiente

Os pontos de baixo gradiente apresentaram-se mais regulares quanto aos tipos de meso-habitats presentes (Tab. IV), ou seja, foram encontrados em todos os pontos estudados macrófitas (M), canal (C), margem deposicional (DE) e margem erosional (ER).

Tabela IV. Meso-hábitats analisados nos pontos de baixo gradiente (em sombreado).

PONTOS	P3	P6	P7	P8
MACRÓFITAS (M)				
DETRITOS ENCALHADOS (D)				
CORREDEIRA (CO)				
CANAL (C)				
MARGEM DEPOSICIONAL (DE)				
MARGEM EROSIONAL (ER)				

Em relação, tanto a composição e abundância relativa (PS) (Fig. 9) quanto exclusivamente à composição da comunidade (Jc) (Fig.10), para todos os pontos em ambiente de baixo gradiente as maiores semelhanças ocorreram entre os meso-hábitats canal, margem deposicional e margem erosional, com exceção de Jc, ponto 7 (C x ER) (Fig. 10).

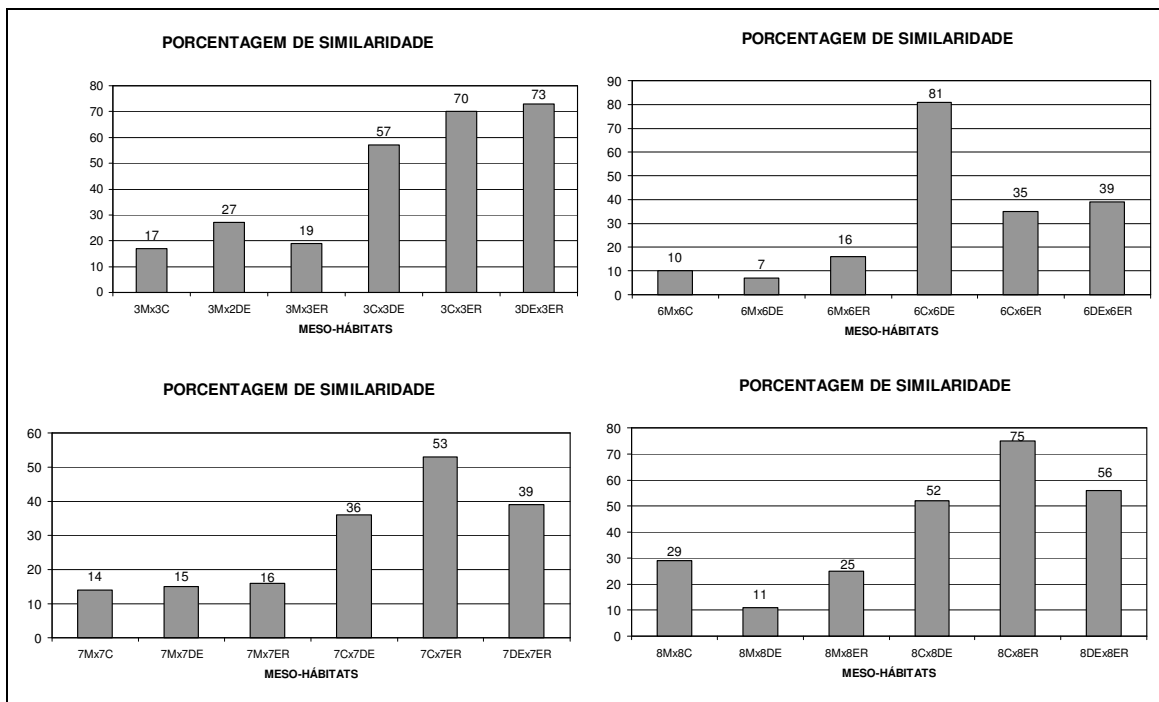


Figura 9. Porcentagem de similaridade (PS) entre os diferentes meso-hábitats dentro de cada ponto em ambiente de baixo gradiente. **M** = macrófitas; **C** = canal; **DE** = margem deposicional e **ER** = margem erosional.

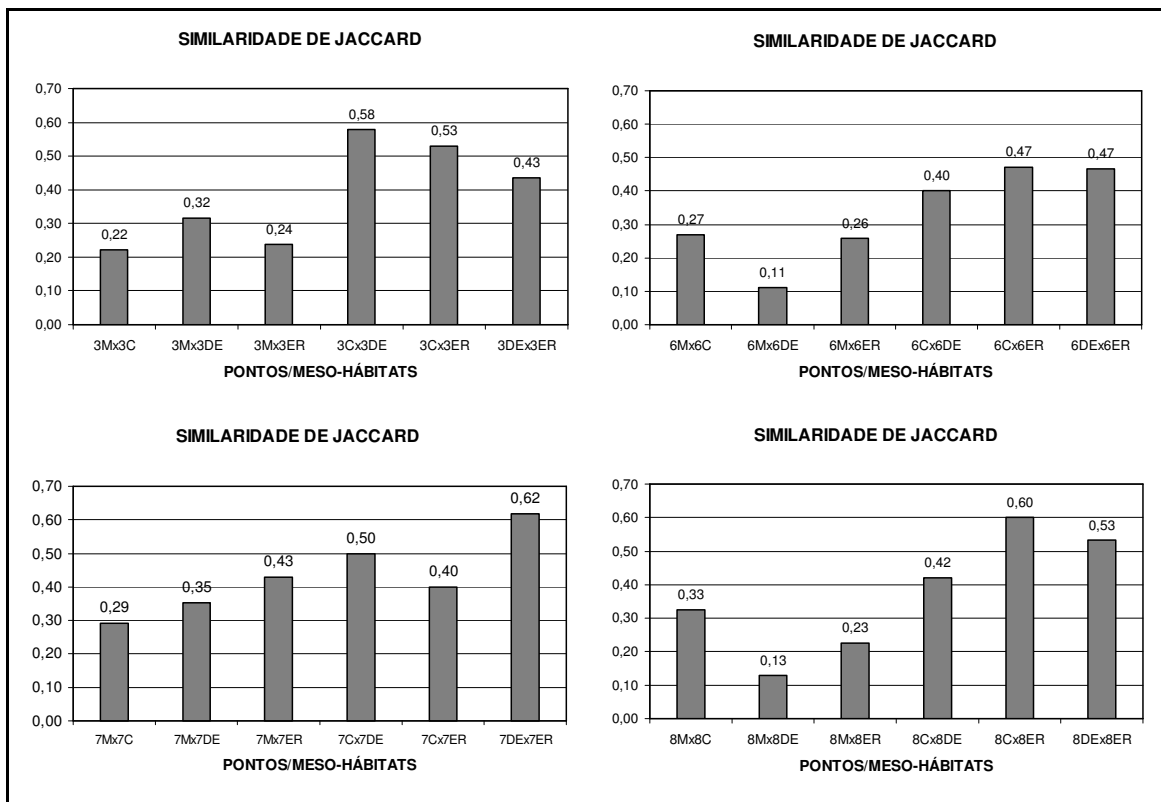


Figura 10. Similaridade de Jaccard (J_c) entre os diferentes meso-habitats dentro de cada ponto em ambiente de baixo gradiente. **M** = macrófitas; **C** = canal; **DE** = margem deposicional e **ER** = margem erosional.

O dendrograma (Fig. 11) resultante da análise de agrupamento exibe dois grupos: Grupo 1 composto pelos meso-habitats C, DE e ER de todos os pontos, e Grupo 2 composto apenas pelo meso-habitat macrófita de todos os pontos, o que corrobora os resultados tanto da porcentagem de similaridade (Fig. 9) quanto da similaridade de Jaccard (Fig. 10), no qual os meso-habitats do Grupo 1 apresentam as maiores semelhanças.

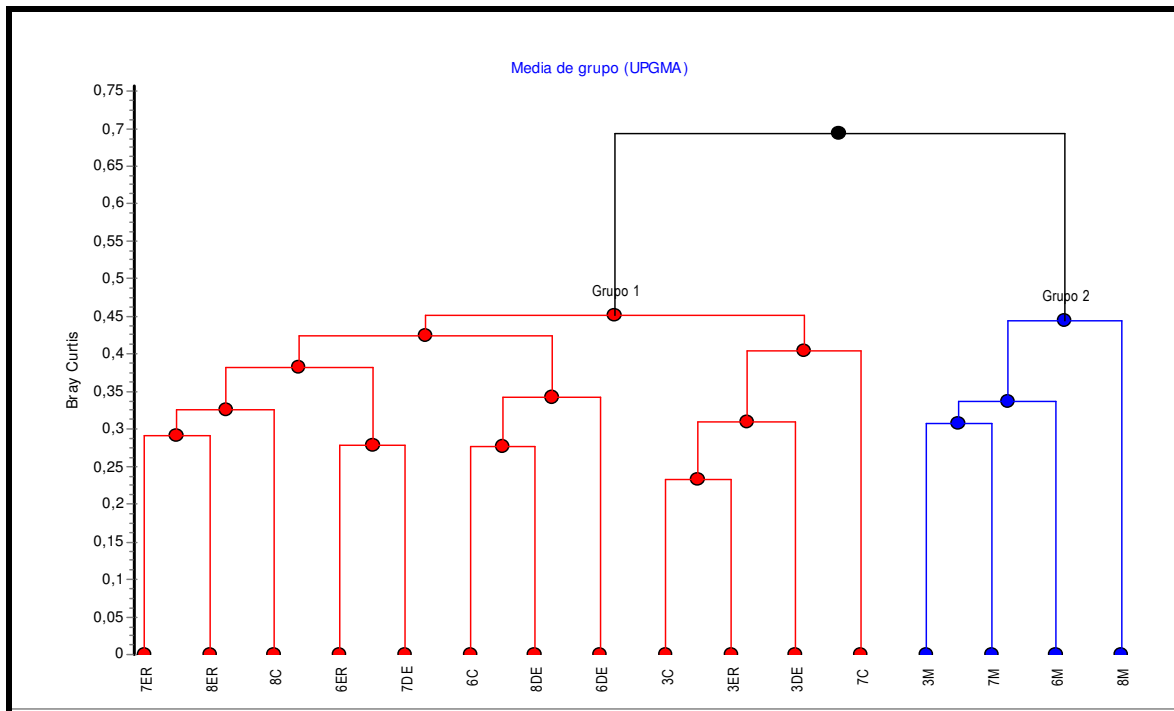


Figura 11. Dendrograma resultante da análise de agrupamento (Bray-Curtis e Média de grupo-UPGMA), utilizando dados quantitativos da comunidade bentônica (meso-habitats: **M** = macrófitas; **C** = canal; **DE** = margem deposicional e **ER** = margem erosional). Correlação cofenética = 0,92.

Para avaliar a consistência dos grupos, o mesmo conjunto de dados utilizado para o agrupamento foi submetido a uma análise MRPP. Os resultados obtidos nos permitem dizer que as diferenças entre os grupos são altamente significativas ($p = 0,00001$) e consistentes ($T = -8,84$), apresentando uma alta homogeneidade dentro dos grupos ($A = 0,224$).

3.2.3.1. Meso-hábitat macrófita

A figura 12 exibe as estruturas das comunidades no meso-hábitat macrófitas em todos os pontos em ambiente de baixo gradiente.

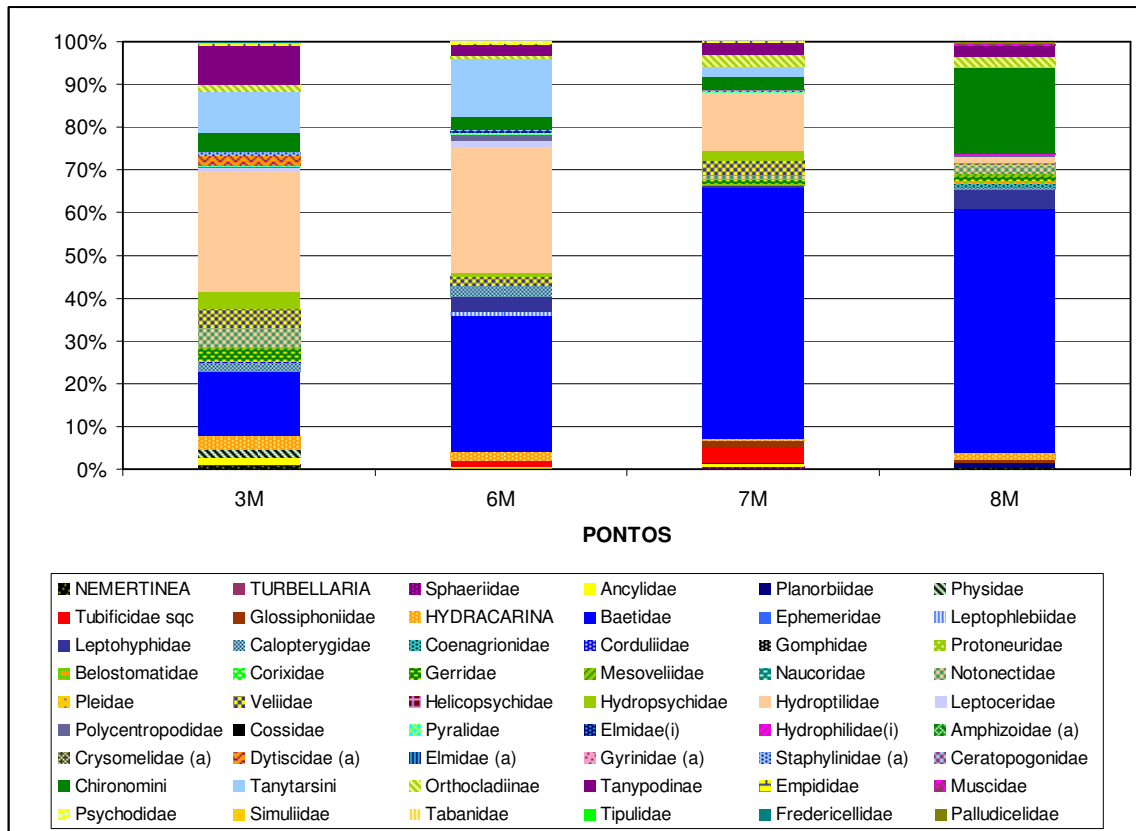


Figura 12. Estruturas da comunidade bentônica no meso-hábitat macrófitas nos pontos 3, 6, 7 e 8. Observações na legenda: **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto; **(i)** = imaturo.

O ponto 3 (referência) apresenta uma estrutura com maior riqueza e diversidade, já os pontos 7 e 8 exibiram uma alta riqueza, porém ocorreram dominâncias de um táxon sensível (Baetidae).

Na tabela V, pode-se observar que os índices e medidas para o meso-hábitat macrófitas apresentam-se bastante semelhantes para todos os pontos, embora através do ICB_{RIO} não fosse possível estabelecer um gradiente de qualidade.

Tabela V. Índices de estrutura e medidas de tolerância e os respectivos valores de ICB_{RIO} da comunidade bentônica no meso-habitat macrófitas dos pontos em ambiente de baixo gradiente.

	3M	6M	7M	8M
DT	258	273	426	418
D_{EPT}	124	190	320	266
S	32	21	31	35
S_{EPT}	5	7	6	6
DOM	0,29	0,32	0,59	0,57
ICS	27,72	16,49	19,73	22,47
T/DT	0,05	0,04	0,07	0,20
ICB_{RIO}	1	1	1	1

A maior semelhança com o referênciã foi do ponto 6 (69%), sendo menores as dos pontos 7 e 8 (48% e 32%, respectivamente) (Fig. 13), provavelmente devido à dominância ocorrida neste dois pontos, uma vez que a PS é sensível à abundância relativa dos táxons.

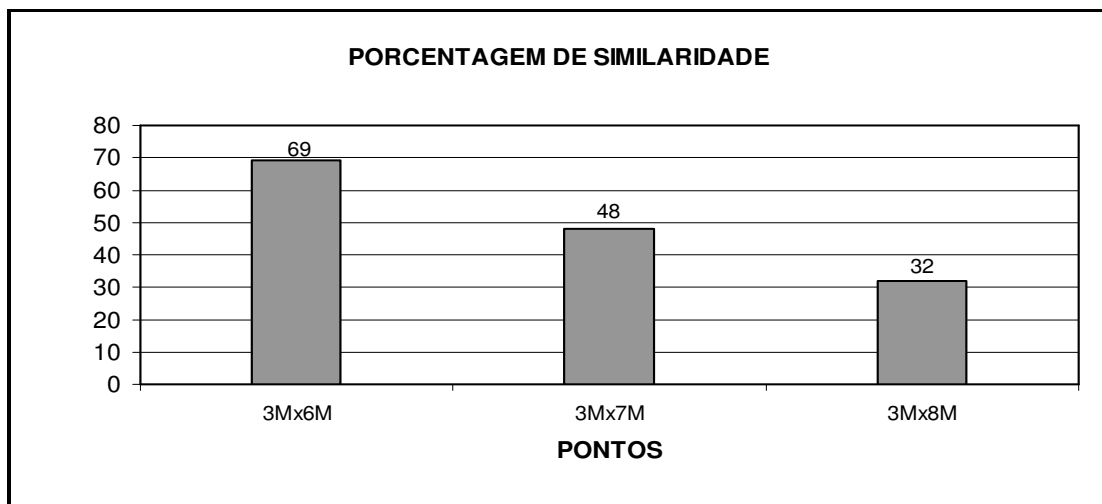


Figura 13. Semelhanças obtidas através da porcentagem de similaridade (PS) entre as estruturas da comunidade bentônica do ponto referênciã (P3) e os demais pontos (P6, P7 e P8) no meso-habitat macrófitas (M).

3.2.3.2. Meso-hábitat canal

Em todos os pontos em ambiente de baixo gradiente, as estruturas das comunidades nos meso-hábitat canal (Fig. 14), apresentaram-se com uma riqueza mediana e baixa diversidade. Nos pontos 6, 7 e 8 ocorreram dominância de táxons tolerantes.

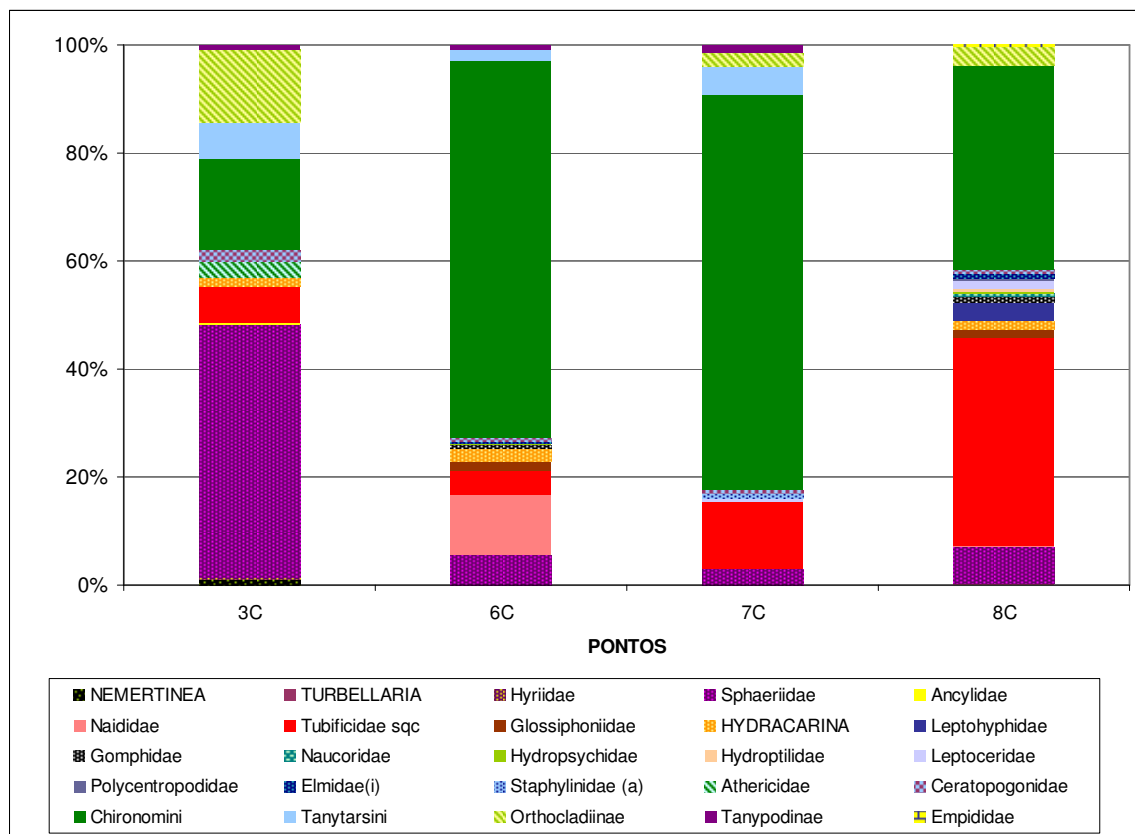


Figura 14. Estrutura da comunidade bentônica no meso-hábitat canal nos pontos em ambiente de baixo gradiente. Observações na legenda: **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto; **(i)** = imaturo.

Para efeito comparativo, a tabela VI apresenta o conjunto dos valores de índices de estrutura e medidas de tolerância da comunidade bentônica juntamente com os respectivos valores do ICB_{RIO} encontrados no meso-hábitat canal em pontos de amostragem em ambiente de baixo gradiente.

Tabela VI. Índices de estrutura e medidas de tolerância e os respectivos valores de ICB_{R10} da comunidade bentônica no meso-habitat canal dos pontos em ambiente de baixo gradiente.

	3C	6C	7C	8C
DT	2597	2382	1335	2495
D_{EPT}	0	10	10	154
S	12	12	9	18
S_{EPT}	0	1	1	5
DOM	0,47	0,70	0,73	0,38
ICS	8,57	6,28	4,23	13,46
T/DT	0,24	0,85	0,85	0,77
ICB_{R10}	3	3	4	2

Avaliando-se separadamente as medidas, os índices e o ICB_{R10} (Tab.VI), é possível verificar uma diferença na estrutura da comunidade no ponto 8, que se deve principalmente à maior riqueza total (S) e de táxons sensíveis (S_{EPT}) e uma maior diversidade em relação aos demais pontos, sendo classificado como de qualidade boa pelo ICB_{R10} , apesar de exibir dominância de táxons tolerantes. Os pontos 3 (referência) e 6 mantiveram-se similares, com exceção à dominância de formas tolerantes (T/DT), para o qual o ponto 6 apresentou-se em pior condição do que a do ponto 3. Já o ponto 7, classificado pelo ICB_{R10} como de qualidade ruim, exibiu uma baixa riqueza e diversidade e dominância de formas tolerantes.

As PS (Fig. 15), entre o ponto referência e os demais (P6, P7 e P8) para o meso-habitat canal praticamente não diferiram, sendo 32% 36% e 36%, respectivamente.

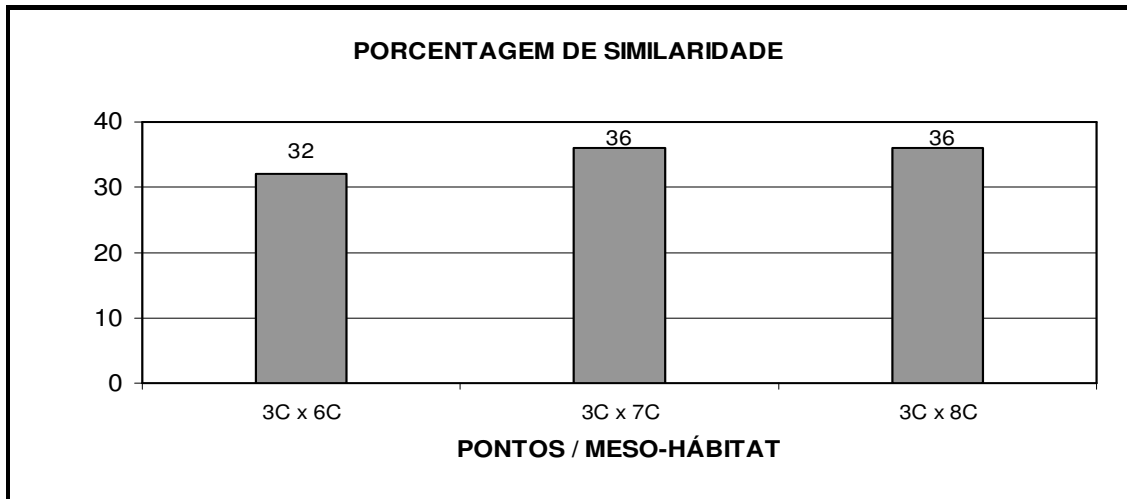


Figura 15. Porcentagem de similaridade entre as estruturas da comunidade bentônica do ponto referência (P3) e os demais pontos (P6, P7 e P8) para o meso-habitat canal.

3.2.3.3. Meso-habitat margem deposicional

A figura 16 apresenta as estruturas da comunidade bentônica no meso-habitat margem deposicional. O ponto 3 (referência) exibe uma alta riqueza e diversidade. O ponto 7 apresentou uma riqueza total (S) classificada como boa e riqueza de sensíveis (S_{EPT}) classificada como ótima pelo ICB_{RIO} , porém há uma predominância de táxons tolerantes (T/DT). Os pontos 6 e 8 exibiram uma baixa riqueza e diversidade com dominância de táxons considerados tolerantes.

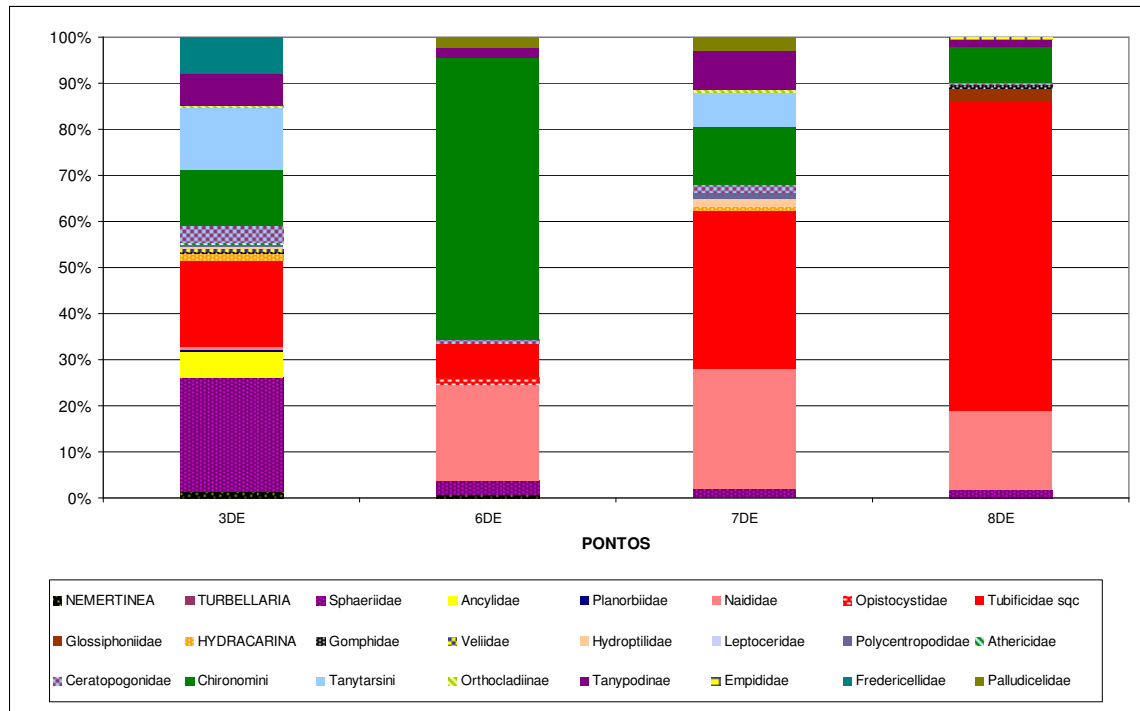


Figura 16. Estrutura da comunidade bentônica no meso-hábitat margem deposicional nos pontos em ambiente de baixo gradiente.

A tabela VII apresenta o conjunto dos valores de índices de estrutura e medida de tolerância da comunidade bentônica, juntamente com os respectivos valores de ICB_{R10} encontrados no meso-hábitat margem deposicional em pontos de amostragem em ambiente de baixo gradiente.

Tabela VII. Índices de estrutura e medidas de tolerância e os respectivos valores de ICB_{RIO} da comunidade bentônica no meso-hábitat margem deposicional dos pontos em ambiente de baixo gradiente.

	3DE	6DE	7DE	8DE
DT	2074	1376	4220	2382
D_{EPT}	21	0	139	0
S	18	9	15	9
S_{EPT}	2	0	3	0
DOM	0,25	0,61	0,34	0,67
ICS	15,64	5,41	11,51	4,70
T/DT	0,32	0,90	0,73	0,92
ICB_{RIO}	1	4	2	4

A avaliação individualizada dos índices e medidas e do ICB_{RIO} nos permite verificar diferenças na estrutura das comunidades dos pontos de baixo gradiente para o meso-hábitat deposicional. O ponto 3 (referência) foi diagnosticado como de qualidade ótima pelo ICB_{RIO} , com alta riqueza total (S) e diversidade, sem dominância e sem predomínio de formas tolerantes. O ponto 7, apresentou também uma alta riqueza e diversidade, porém com predominância de táxons tolerantes, recebendo assim, classificação de qualidade boa. Já os pontos 6 e 8, classificados como de qualidade ruim, exibiram baixa riqueza e diversidade e dominância de táxons tolerantes.

A figura 17 apresenta a comparação entre a estrutura da comunidade bentônica do ponto referência (P3) com as dos demais pontos (P6, P7 e P8) do meso-hábitat margem deposicional.

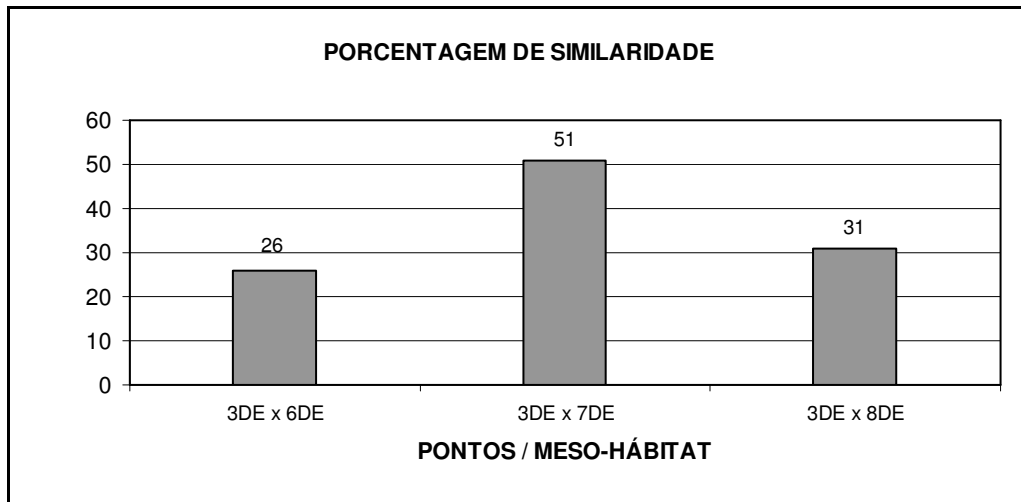


Figura 17. Porcentagem de similaridade das estruturas da comunidade bentônica entre o ponto referência (P3) e os demais pontos (P6, P7 e P8) para o meso-hábitat margem deposicional.

O ponto 7 apresentou a maior similaridade e o ponto 6 e 8 percentagens mais baixas de similaridades com o ponto 3 (referência) (Fig. 17), estabelecendo um gradiente de qualidade seguindo a seqüência P3 (referência) > P7 > P8 > P6. O gráfico da estrutura da comunidade (Fig. 16) bem como o ICB_{RIOS} (Tab. VI) corroboram este gradiente.

3.2.3.4. Meso-hábitat margem erosional

A figura 18 abaixo apresenta a estrutura da comunidade bentônica no meso-hábitat margem erosional nos pontos de baixo gradiente.

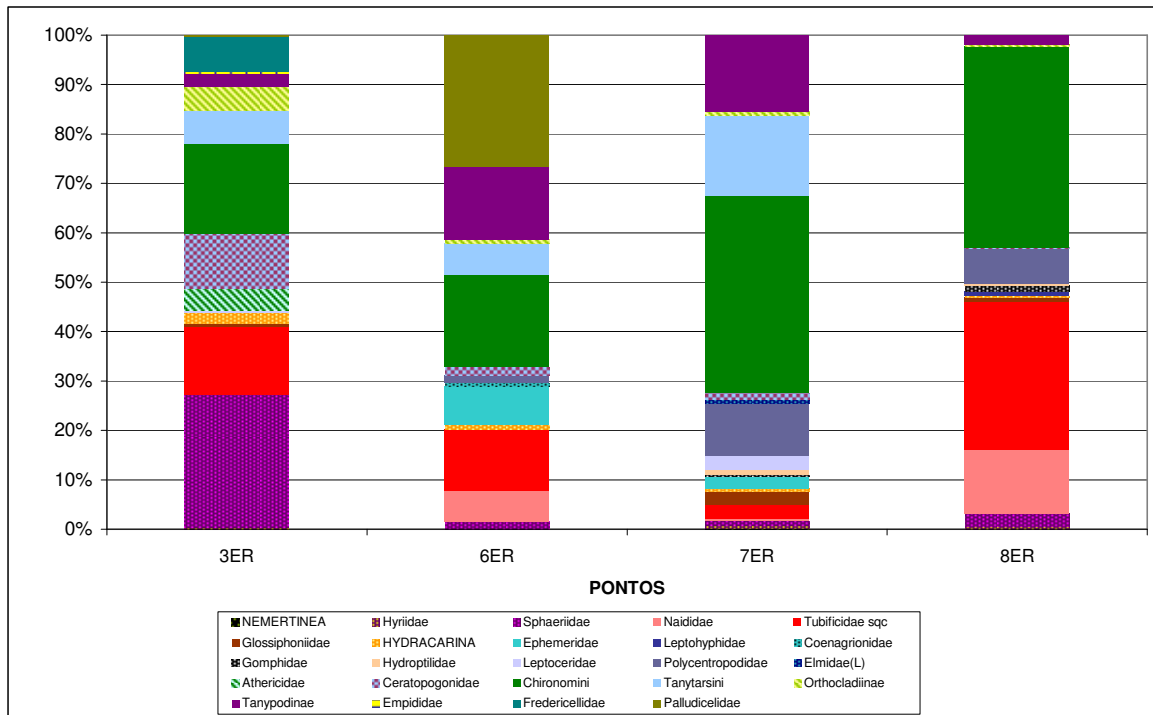


Figura 18. Estrutura da comunidade bentônica no meso-habitat margem erosional nos pontos em ambiente de baixo gradiente.

As estruturas das comunidades do meso-habitat margem erosional em todos os pontos de baixo gradiente apresentam-se bastante similares com riquezas classificadas de ótima a boa e diversidade classificada como boa. Apenas no ponto 8 pôde-se observar dominância de formas tolerantes.

A tabela VIII exhibe a comparação do conjunto dos valores de índices de estrutura e medidas de tolerância da comunidade bentônica, juntamente com os respectivos valores do ICB_{RIO} encontrados no meso-habitat margem erosional em pontos de amostragem em ambiente de baixo gradiente.

Tabela VIII. Índices de estrutura e medida de tolerância e os respectivos valores de ICB_{RIO} da comunidade bentônica no meso-hábitat margem erosional dos pontos de baixo gradiente.

	3ER	6ER	7ER	8ER
DT	2762	1314	5133	4158
D_{EPT}	10,27	123	883	349
S	15	13	19	14
S_{EPT}	1	2	5	3
DOM	0,27	0,27	0,40	0,41
ICS	12,83	11,09	14,67	10,13
T/DT	0,32	0,38	0,43	0,83
ICB_{RIO}	2	2	2	2

Para o meso-hábitat margem erosional, os índices e medidas quando analisadas separadamente (Tab. VIII), apontam para uma melhor qualidade no ponto 7, o qual obteve maior D_{EPT} , S , S_{EPT} e ICS , seguido dos pontos 3, 6 e 8, similares, com índices e medidas alternando-se. Pelo valores de ICB_{RIO} , o diagnóstico de qualidade do ambiente foi similar entre todos os pontos.

A figura 19 apresenta a comparação entre os pontos de meso-hábitat margem erosional com o ponto referência (P3).

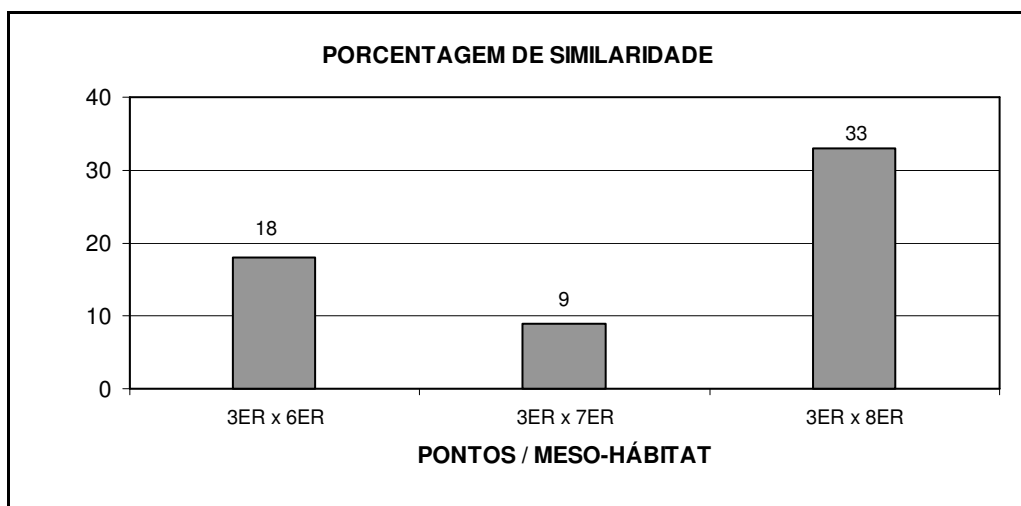


Figura 19. Porcentagem de similaridade (PS) das estruturas da comunidade bentônica entre referência (P3) e os demais pontos (P6, P7 e P8) para o meso-hábitat margem erosional.

O meso-habitat margem erosional apresentou valores baixos de PS para todas as combinações (3ERx6ER, 3ERx7ER e 3ERx8ER), dentre estas combinações a similaridade do referênciã (P3) com o ponto 8 foi a maior, seguido do ponto 6 e a menor similaridade foi com o ponto 7 (Fig. 19).

3.3. Variabilidade nos meso-habitats

Para testar a hipótese H_0 de que os meso-habitats não diferem em termos de variabilidade na sua composição, foram calculados os Índices de Similaridade de Bray-Curtis (Fig.20) entre as réplicas dos meso-habitats canal, margem deposicional e margem erosional dos pontos 1, 3, 6, 7 e 8, e posteriormente foram calculadas as médias destes valores.

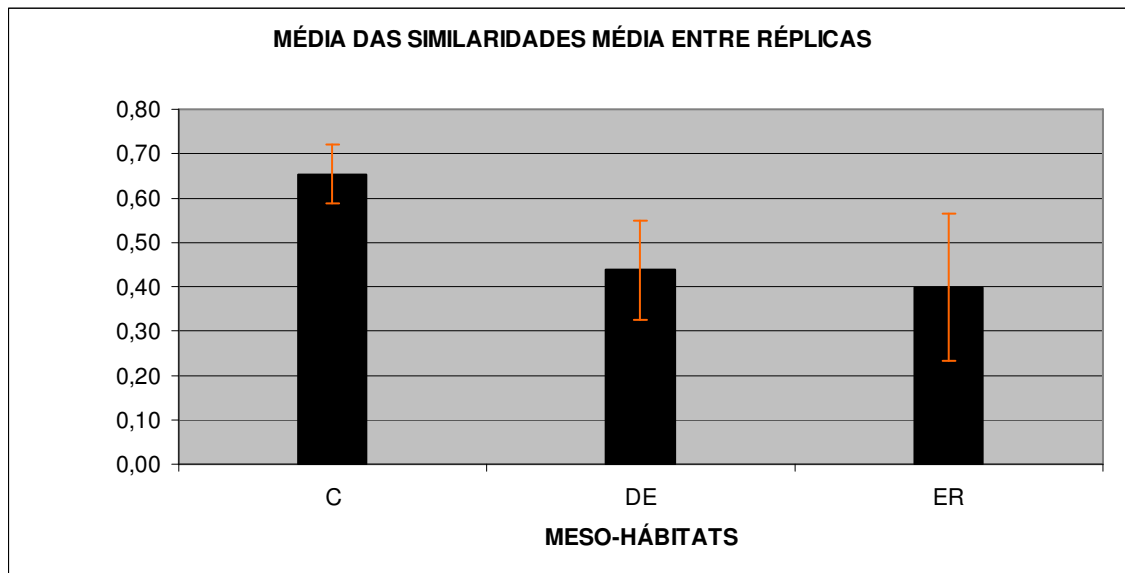


Figura 20. Resultados médio das Similaridades de Bray-Curtis entre as réplicas dos meso-habitats Canal (C), margem deposicional (DE) e margem erosional (ER) dos pontos 1, 3, 6, 7 e 8, e seus respectivos desvios- padrão.

O meso-habitat canal exibiu a mais alta similaridade entre as réplicas e pequeno desvio-

padrão. Tanto o meso-hábitat margem deposicional quanto erosional obtiveram similaridades medianas entre réplicas, porém a margem erosional exibiu maior desvio-padrão, quando comparada ao canal e margem deposicional (Fig.20).

A figura 21 apresenta o resultado da análise de variância de Friedman entre as médias das similaridades média entre meso-hábitats de todos os pontos de baixo gradiente.

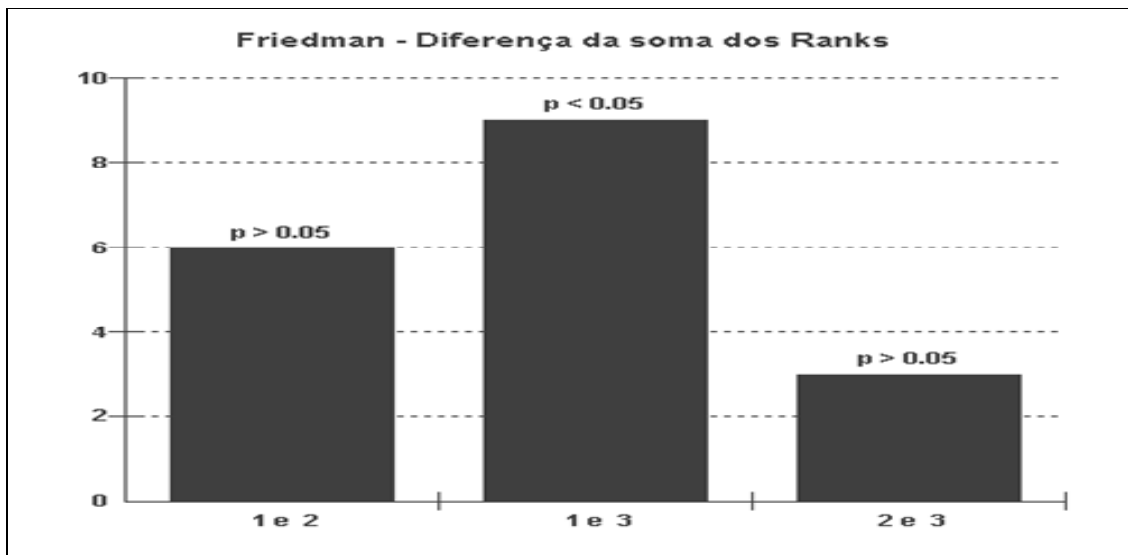


Figura 21. Resultado da análise de variância de Friedman entre as médias das similaridades médias entre meso-hábitats de todos os pontos de baixo gradiente. **1** = canal, **2** = margem deposicional e **3** = margem erosional.

O teste de Friedman foi significativo e sugere que o meso-hábitat influencia na similaridade entre as réplicas ($FR = 8,4$, $p = 0,015$). Contudo os resultados das análises pareadas (Fig.21) mostraram diferença significativa apenas entre a similaridade C x ER, $p < 0,05$ e não significativa para C x DE e DE x ER, com $p > 0,05$.

4. DISCUSSÃO

4.1. Variáveis ambientais

O dendrograma resultante da análise de agrupamento da matriz de variáveis ambientais (Fig.2) exibiu uma separação em dois grupos distintos, corroborada também pelo comportamento de dispersão dos pontos ao longo do eixo 1 da ACP. O grupo 1 formado pelos pontos de alto gradiente (pontos 1, 2, 4 e 5) e o grupo 2 formado pelos pontos de baixo gradiente (pontos 3, 6, 7 e 8). O método de agrupamento pela média de grupos (UPGMA) mostrou-se adequado apresentando elevada correlação entre a matriz de coeficientes original e a matriz cofenética.

O resultado da análise MRPP mostrou a consistência dos grupos formados e uma homogeneidade intra grupo bem acima do que é encontrado comumente em dados de comunidades (McCUNE e GRACE, 2002).

A Análise de Componentes Principais (ACP) revelou a contribuição das diferentes variáveis para a separação dos grupos.

O eixo 1 esteve positivamente correlacionado às variáveis temperatura, condutividade, turbidez, dureza, carbono orgânico dissolvido, nitrato, coliformes termotolerantes, clorofila *a*, N amoniacal, nitrito e fósforo na água, sólidos dissolvidos e diâmetro médio do sedimento. Essas variáveis apresentaram valores relativamente elevados nos pontos que constituem o grupo 2, baixo gradiente (pontos 3, 6, 7 e 8).

Os altos valores de condutividade, turbidez, carbono orgânico dissolvido, sólidos voláteis e coliformes termotolerantes detectados nos pontos 3, 6, 7 e 8 refletem o grau de impacto, em regiões de menor declividade, da contribuição de fontes de poluição existentes ao longo das bacias de drenagem dos rios Atibainha e Cachoeira.

Em oposição, projetam-se negativamente no eixo 1 os autovetores correspondentes às

variáveis cobre, oxigênio dissolvido, zinco, cádmio, níquel e velocidade da água e cota. Essas variáveis apresentaram valores relativamente elevados nos pontos que constituem o grupo 1, alto gradiente (pontos 1, 2, 4 e 5).

Os pontos de alto gradiente (pontos 1 e 2) nos quais se esperava encontrar melhores condições em relação à qualidade ambiental, apresentaram elevadas concentrações de fósforo total, N-amoniaco, N-Kjeldhal, N-orgânico, carbono orgânico dissolvido Zinco (Anexo 10), indicando influência negativa do trutário localizado a montante destes pontos.

Segundo LOCH *et al.*(1996), efluentes de fazendas de trutas tem efeitos definitivos sobre a comunidade de insetos de riachos, decorrentes da diminuição da qualidade da água, devido ao lançamento de restos de alimentos e metabólitos incompletamente decompostos.

Além dos impactos relacionados aos nutrientes originados de efluentes de trutários, outra variável que também se destacou no ponto 1, e que merece atenção especial, foi a alta concentração de zinco na água, que ultrapassou os limites estipulados pela CONAMA 357/2005. Diversos trabalhos têm sido realizados sobre o uso extensivo de biocidas na aquíicultura em nível mundial. Um produto, em especial tem sido considerado crítico: o verde de malaquita, utilizado como fungicida em culturas de peixes, entre eles a truta arco-íris, espécie cultivada no trutário mencionado acima, por ser altamente eficaz em tratamentos profilático e pós-infecção por protozoários e fungos. O verde de malaquita está disponível em diferentes formas e em sua manufatura utiliza-se o cloreto de zinco para sua precipitação, originando um duplo sal de zinco (SRIVASTAVA *et al.*, 2004). Baseada nestas informações pode-se inferir que a presença deste metal pode estar relacionada à presença do trutário a montante do ponto 1.

Outro fato que deve ser considerado, é que segundo SRIVASTAVA *et al.*(2004), em experimentos verificou-se o acúmulo de resíduos do verde de malaquita em tecidos musculares e vísceras de peixes e outros animais expostos, além de diversos tipos de danos registrados para outros tipos diferentes de organismos, como por exemplo, alterações cromossômicas em larvas

de Chironomidae (KEYL e WERTH *et al.*, 1984 *apud* SRIVASTAVA *et al.*,2004) e toxicidade em células de mamíferos (FESSARD *et al.*, 1999, *apud* SRIVASTAVA *et al.*,2004).

O eixo 2 explica apenas 17,44% da variação total dos dados e separa os pontos 1, 2, 6 e 8 dos pontos 4, 5, 3 e 7. Os autovetores correspondentes às variáveis N-kjeldhal, N-orgânico e transparência que projetam-se negativamente no eixo 2, são as variáveis que mais contribuem para a separação destes dois grupos.

Dentro do grupo 1, ocorreram diferenças entre os pontos 1 e 2 (rio Atibainha) e pontos 4 e 5 (rio Cachoeira). Em geral o rio Atibainha apresentou qualidade ambiental inferior quando comparado ao rio Cachoeira, com valores mais baixos de oxigênio dissolvido e mais elevados para alguns nutrientes além dos acima citados, (nitrito e carbono orgânico dissolvido) e fração volátil na água. Apenas turbidez, N-total e clorofila *a* foram superiores no rio Cachoeira (SHIMIZU *et al.*, 2002).

Os altos valores de coliformes termotolerantes e baixos valores de oxigênio dissolvido encontrados no trecho do ponto 3 e 7 (rio Atibainha a jusante do reservatório e rio Atibaia, respectivamente) são consequência dos lançamentos dos esgotos domésticos do município de Nazaré Paulista (SHIMIZU *et al.*, 2002) que conta ainda hoje, com apenas 46% do esgoto coletado e deste, 60% tratado(CETESB, 2006).

Em relação à toxicidade na água, a ocorrência de efeito crônico observada para os pontos a montante do reservatório (pontos 1, 2, 4 e 5), poderiam ser atribuídas à ação individual ou conjunta de alguns metais, embora estes tenham sido determinados em suas concentrações totais e não biodisponíveis. O risco potencial de metais às espécies aquáticas depende não apenas da sua concentração, mas principalmente da sua disponibilidade, a qual é influenciada pela química da água, por exemplo, temperatura, concentração e natureza da matéria particulada, presença de ligantes e outros metais (SHIMIZU *et al.*, 2002).

A baixa concentração de sólidos, sobretudo nos pontos 1, 2, 4 e 5, pode ter influenciado nos resultados obtidos, já que nestas condições estes ambientes poderiam tornar-se mais suscetíveis ao estresse por metais, uma vez que estas baixas concentrações resultariam em menor potencial de complexação, levando a um aumento da concentração de íons livres e, conseqüentemente, sua biodisponibilidade. Por outro lado, a maior concentração de sólidos detectados nos pontos 3, 6, 7 e 8 poderia justificar a ausência de toxicidade, apesar das concentrações de cádmio registradas (SHIMIZU *et al.*, 2002).

Em relação à toxicidade no sedimento, foi observada toxicidade aguda para *Hyallela azteca* em todos os pontos. No ponto 3 (referência), foi observada elevada mortalidade dos organismos teste nas três réplicas. Segundo os resultados das análises químicas, apenas Lindane esteve presente em concentrações capazes de causar efeito tóxico para as comunidades aquáticas (SHIMIZU *et al.*, 2002). No caso desta variável, o limite de detecção foi muito superior ao do critério estabelecido CCME (2001) (Anexo 9).

Os pontos em ambientes de baixo gradiente, em geral com rios de grande porte e maior ocupação urbana apresentaram-se, como esperado, mais degradados quando comparados ao de alto gradiente. No entanto, em ambiente de alto gradiente, onde se esperava melhor qualidade do ambiente, foi observado impacto relacionado ao lançamento de efluentes do trutário(rio Atibainha), que segundo LOCH *et al.*(1996) tem efeitos definitivos sobre a comunidade de insetos.

4.2. Comunidade bentônica

Vários são os fatores que podem influenciar a estruturação da comunidade bentônica em diferentes escalas. Por exemplo, fatores abióticos como, velocidade e profundidade da água, tipo de substrato e matéria orgânica, influenciam a distribuição de invertebrados na escala de micro-

hábitat dentro de trechos de rios (ALLAN, 1995 *apud* LAMOUREUX *et al.*, 2004) e diferenças em condições hidráulica, termal ou geomorfológica associada com a posição do trecho ao longo do gradiente longitudinal do rio (VANNOTE *et al.*, 1980; STATZNER e HIGLER, 1986 *apud* LAMOUREUX *et al.*, 2004) afetam a distribuição e a estrutura da assembléia de invertebrados na escala de trecho de rio. Também é importante ressaltar as perturbações de origem antropogênica, como lançamentos de efluentes domésticos e industriais, atividades que desencadeiam processos erosivos, que alteram as condições químicas e físicas naturais da água. Além dos fatores acima descritos, há os fatores bióticos, como por exemplo, competição e predação que também influenciam na estruturação da comunidade de invertebrados (KOHLER, 1992 *apud* BAPTISTA *et al.*, 2001).

É possível inferir a influência, principalmente, dos fatores ambientais e das perturbações antrópicas tanto pelo dendrograma originado de dados das variáveis ambientais, bem como os originados a partir de dados quantitativos da composição da comunidade bentônica, os quais se apresentam similares no que diz respeito à separação dos ambientes de alto e baixo gradiente.

A separação dos grupos encontrados em ambiente de alto gradiente (rios de 3ª e 4ª ordens) daqueles de baixo gradiente (5ª e 6ª ordens) também foram obtidas por BAPTISTA *et al.* (2001) e SILVEIRA *et al.* (2006) para a bacia de Macaé-RJ. Para estes autores, a diferença entre a ordem dos rios é outro fator a ser considerado no momento do desenvolvimento de programas de amostragem.

Assim como nos trabalhos de BAPTISTA *et al.* (2001) e SILVEIRA *et al.* (2006), no presente estudo, foram observadas as maiores riquezas totais (S), riqueza de sensíveis (S_{EPT}) e diversidade (ICS) nos trechos de 3ª e 4ª ordens, com exceção do meso-hábitat margem deposicional do ponto 5, que foi agrupado com os pontos de 5ª e 6ª ordens. Este fato explicaria a separação dos grupos em alto e baixo gradiente e, devido a este fato, foi necessária a adaptação do ICB_{RIO}, concebido para os rios situados em baixo gradiente até então monitorados.

O ponto 1 apresenta uma estrutura bentônica característica de ambientes moderadamente impactados por enriquecimento orgânico, com uma alta densidade, riqueza total e de sensíveis, porém exibindo dominância de Tubificidae sem queta capilar, organismos normalmente presentes em ambientes com abundância de matéria orgânica, como consequência dos impactos relacionados ao trutário existente a montante, como já mencionado. A alta riqueza observada não evidencia, ainda, o empobrecimento da fauna por ação tóxica ou depleção de oxigênio (SHIMIZU *et al.*, 2002).

A separação do grupo 3 composto apenas pelo meso-hábitat macrófitas, independente do ponto de coleta, foi devida à alta riqueza e diversidade, ocorrendo inclusive dominância de táxons sensíveis: Baetidae no ponto 7 e 8 e Leptoceridae no ponto 5. Outro fator que contribuiu nesta separação foi a presença de vários táxons exclusivos deste hábitat Physidae (gastropoda); Baetidae e Leptophlebiidae (Ephemeroptera); Calopterygidae, Corduliidae, Protoneuridae (Odonata); Belostomatidae; Nephidae, Corixidae, Gerridae, Mesoveliidae e Notonectidae (Hemiptera); Limnephilidae e Helicophychidae (Trichoptera); Cossidae e Pyralidae (Lepidoptera); Hydrophilidae (i), Scirtidae (i), Amphizoidae (a), Crysomelidae (i), Dytiscidae (i) (a), Elmidae (i) (a) e Gyrinidae (a) (Coleoptera); Dixidae, Psychodidae, Simuliidae, Tabanidae e Tipulidae (Diptera).

Através do ICB_{RIO}, este meso-hábitat recebeu classificação ótima para todos os pontos, portanto não foi sensível às diferenças de qualidade do ambiente em meso-escala, nem mesmo às diferenças entre alto e baixo gradiente (macro-escala).

Tanto pelos resultados variáveis ambientais quanto pelas biológicas observou-se, em geral, a separação dos ambientes de alto e baixo gradiente que são discutidos abaixo separadamente.

4.2.1. Alto gradiente

A irregularidade quanto aos meso-hábitats amostrados se deve principalmente às fortes chuvas ocorridas nos dias que antecederam as coletas.

Através da Porcentagem de Similaridade (PS) que é sensível tanto à composição quanto à abundância relativa, as maiores similaridades ocorreram entre os meso-hábitats canal x erosional, canal x deposicional e deposicional x erosional no ponto 1, com valores diferindo muito pouco entre si, e entre canal x corredeira no o ponto 2.

No caso da Similaridade de Jaccard (Jc), que avalia exclusivamente a composição, no o ponto 1, além dos meso-hábitats já citados acima também ocorreram altas similaridades entre detritos vegetais encalhados x deposicional e detritos encalhados x erosional.

Estas altas similaridades estão relacionadas a alguns táxons presentes nestes meso-hábitats: Nemertinea, Turbellaria, Ancyliidae, Naididae, Tubificidae sem queta capilar, Glossiphoniidae, Hydracarina, Baetidae, Libellulidae, Hydropsychidae, Hydrophilidae, Leptoceridae, Elmidae(i) (a), Ceratopogonidae, Chironomini, Tanytarsini, Orthoclaadiinae, Tanypodinae, Empididae, Simuliidae e Tipulidae.

No ponto 1, a jusante do trutário, onde as variáveis químicas da água apontam para o impacto deste empreendimento, a comunidade do meso-hábitat detritos encalhados não detectou o impacto, obtendo a classificação ótima. Este meso-hábitat exibiu valores elevados S e S_{EPT} e baixas razões T/DT, devido ao fato deste meso-hábitat situar-se em locais onde há uma maior velocidade da água, não sendo assim afetado pelos impactos típicos de enriquecimento orgânico e provavelmente ao tipo de substrato que não é adequado ao estabelecimento de organismos semi-sésseis como os tubificídeos, pois não possibilita o enterramento destes. Já os meso-hábitats canal, margem deposicional e margem erosional, apesar dos valores de S e S_{EPT} classificar entre ótima a boa pelo ICB_{RIO} exibiu elevada razão de T/DT obtendo, assim uma

classificação regular. Ao possibilitar de estabelecimento de formas tolerantes, este meso-hábitat contribui para uma modificação na estrutura da comunidade como resposta ao impacto, sendo assim sensível a alterações na qualidade do ambiente.

No ponto 2, no qual o resultados das variáveis química da água ainda mostram impactos relacionados à alguns nutrientes e metais, a comunidade do meso-hábitat canal não foi sensível à estes impactos exibindo altos valores de S, S_{EPT} e diversidade com baixa densidade de organismos tolerantes, sendo classificado pelo ICB_{RIO}, como de qualidade ótima. Isto pode ser explicado pela alta velocidade da água neste ponto e pela composição granulométrica tendendo a frações mais grossas dentre todos os pontos de alto gradiente, o que não favorece a adsorção dos contaminantes pelo sedimento e, conseqüentemente, contato prejudicial à biota. Tanto o meso-hábitat corredeira como margem deposicional receberam pelo ICB_{RIO}, classificação de qualidade boa. Porém, o segundo, exibe uma baixa densidade total, atributo não considerado pelo ICB_{RIO}, que pode estar relacionado aos metais Cu, Ni e Zn presentes na água, em concentrações superiores às estabelecidas pela Resolução CONAMA 357 de 2005 e à baixa porcentagem de resíduos voláteis que estariam contribuindo para a biodisponibilidade destes metais.

No ponto 4, considerado referência do alto gradiente, os dois meso-hábitats analisados obtiveram classificação ótima, exibindo altas S, S_{EPT} e ICS e baixa Razão T/DT.

O ponto 5, também com dois meso-hábitats (macrófitas e margem deposicional) analisados, apresentaram classificação ótima e regular, respectivamente. O meso-hábitat macrófita exibiu valores de S e S_{EPT} elevadas, ICS mediano e T/DT baixo. Já a margem deposicional exibiu valor baixo de S, ausência de táxon sensível, diversidade baixa e alta T/DT. Como este ponto situa-se a jusante do ponto 4 considerado referência e que recebeu classificação de qualidade ótima, pode-se inferir que este corpo d'água está recebendo algum tipo de impacto no trecho após o ponto 4, já que na análise da água foram detectadas

concentrações de Cu, Cr e Zn superiores aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 de 2005.

Tanto através da porcentagem de similaridade, como pelo ICR_{RIO} utilizando o meso-habitat margem deposicional, único encontrado em todos os pontos de alto gradiente, é possível inferir um gradiente de qualidade: P4 (referência) > P2 > P5 > P1.

Para uma avaliação consistente e definição do meso-habitat mais adequado a ser utilizado em monitoramento para regiões de alto gradiente, são necessários mais estudos, pois, com exceção do meso-habitat margem deposicional, não foi possível avaliar a adequabilidade dos demais habitats.

São necessários estudos específicos sobre o grau de impacto produzido por criadouros de peixes em rios de alto gradiente (que em geral, possuem pequeno porte), com atenção especial ao uso de fungicidas nestes empreendimentos, já que estes produtos podem ser fonte de contaminação de corpos d'água por metais

4.2.2. Baixo gradiente

Em todos os pontos de baixo gradiente foram amostrados os meso-habitats macrófitas, canal, margem deposicional e margem erosional. Considerando tanto a composição quanto as abundâncias relativas dos táxons, os valores de Porcentagens de Similaridade (PS) nestes meso-habitats exibiram, em geral, dentro de cada ponto, maior similaridade entre canal, deposicional e erosional.

As Similaridade de Jaccard (J_c) considerando exclusivamente a composição da comunidade, também exibiram a mesma tendência da PS.

O dendrograma resultante da análise de agrupamento discerniu dois grupos, o grupo 1 formado pelos meso-habitats canal, margem deposicional e margem erosional de todos os

pontos e o grupo 2 formado apenas pelo meso-hábitat macrófitas, corroborando os resultados da PS e a Jc. O método de agrupamento pela média de grupos (UPGMA) revelou baixo grau de deformidade da imagem (correlação cofenética = 0,92) e o resultado da análise MRPP mostrou a consistência dos grupos formados e uma homogeneidade intra-grupos bem acima do que é comumente encontrado em dados de ecologia de comunidades (McCUNE e GRACE, 2005).

Esta separação consistente é devida, como já citado anteriormente, pela alta riqueza total (S), riqueza de EPT (S_{EPT}) e diversidade (ICS) e aos táxons presentes exclusivamente no meso-hábitat macrófitas.

Tanto através das medidas de similaridades quanto através do agrupamento dos meso-hábitats canal, margem deposicional e margem erosional em um grupo se deve aos táxons presentes nestes meso-hábitats em todos os pontos (Sphaeriidae, Tubificidae sem queta capilar, Ceratopogonidae e Chironomini).

4.2.2.1. Meso-hábitat macrófita

O meso-hábitat macrófitas apresentou-se bastante peculiar, com alta riqueza total e de sensíveis, alta diversidade e pelo ICB_{RIO} este meso-hábitat classificou todos os pontos como de ótima qualidade, não discernindo o gradiente de qualidade existente.

ROY *et al.* (2003), em estudo realizado em riachos da Geórgia, para identificar a resposta de assembléias de insetos de meso-hábitats específicos a perturbações, observaram que em bancos de macrófitas tanto a riqueza quanto a densidade de organismos facultativos (encontrados em todos os meso-hábitats avaliados) foram semelhantes em grupos de locais com sedimento com um mínimo de impacto, bem como para aqueles impactados, corroborando os resultados observados no presente estudo.

Estes mesmos autores formularam a hipótese de que bancos de macrófitas serviriam de

refúgio em riachos onde a qualidade do meso-hábitat corredeira é pobre. Neste estudo, resultados obtidos mostram uma alta riqueza e diversidade neste meso-hábitat nos pontos mais impactados, o que sugere a confirmação desta hipótese.

Baseados nos resultados obtidos, quanto à resposta da comunidade bentônica, neste meso-hábitat, pode-se concluir que ele não é sensível às diferenças de qualidade do ambiente, portanto não adequado para fins de biomonitoramento.

4.2.2.2. Meso-hábitat canal

O meso-hábitat canal exibiu, em todos os pontos, valores de riqueza mediana e riqueza de sensíveis e diversidade baixos, exceção feita ao ponto 8 que apresentou os mais altos valores de riqueza total e de sensíveis e diversidade, apesar deste ser considerado, comparativamente aos demais pontos, como o mais impactado, e foi classificado pelo ICB_{RIO} como de qualidade boa. A medida individual que detectou esta condição foi T/DT, pois ocorreu dominância de táxons tolerantes. O ponto 7 foi o que exibiu a estrutura mais degradada, com baixa riqueza total e de EPT (S_{EPT}) e de diversidade, além de dominância de formas tolerantes. E o ponto 3 e 6 apresentaram-se similares recebendo ambos, classificação boa pelo ICB_{RIO} .

Como o ponto 3 (referência) não apresentou-se como o melhor, a porcentagem de similaridade entre o referência e os demais, resultaram em baixos valores de PS.

4.2.2.3. Meso-hábitat margem deposicional

A estrutura da comunidade bentônica exhibe nítida diferença na comparação entre o ponto 3, adotado como referência no ambiente de baixo gradiente, e os demais pontos. Neste ponto, a comunidade apresenta uma alta riqueza e diversidade, sem dominância, presença de táxons sensíveis, sendo classificado pelo ICB_{RIO} como de qualidade ótima. Também pelos

resultados das análises químicas da água, observa-se que apenas cádmio, e coliformes termotolerantes ultrapassaram os limites estabelecidos para corpos d'água de classe 2 segundo CONAMA 357/2005, porém pela estrutura da comunidade presente neste ponto, este metal parece não estar biodisponível. Também nos pontos 6, 7 e 8, os valores de cádmio e coliformes termotolerantes também ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução citada.

O ponto 7 encontra-se em condição intermediária exibindo alta riqueza e diversidade, porém com dominância de táxons tolerantes.

O ponto 6 e 8 com baixos valores de similaridade em relação ao ponto referência também corrobora com o ICB_{RIO}, através do qual são classificados como de qualidade ruim, com estrutura da comunidade dominada por Chironomini no ponto 6 e Tubificidae sem queta capilar no ponto 8, ambos considerados tolerantes a impactos por enriquecimento orgânico, bem como a ausência de organismos sensíveis (S_{EPT}).

O Índice de Estado Trófico (IET) da água, segundo critério do Índice de Carlson modificado aplicando à variável fósforo total indicou estado mesotrófico para os pontos 1, 2, 3 (rio Atibainha), 4, 5 (rio Cachoeira) e 7(rio Atibaia) e eutrófico para os pontos 6 e 8 (rio Cachoeira e Atibaia, respectivamente) (SHIMIZU *et al.*, 2002), o que corrobora o resultado do ICB_{RIO} no meso-hábitat margem deposicional nos trechos de baixo gradiente, onde os pontos 3 e 7 encontram-se em melhores condições quando comparados aos pontos 6 e 8.

Segundo LENAT & BARBOUR, (1994), em ocasiões de fluxo anormal (períodos de alta precipitação) áreas de remansos como, por exemplo, margens deposicional, podem apresentar maior diversidade em relação a outros meso-hábitats, porém cabe ressaltar que estas observações referem-se a riachos com características bastante diferentes dos rios aqui avaliados.

Este meso-hábitat, devido às suas características granulométricas, possibilita um maior potencial de contaminação dos sedimentos, sendo adequado para a sua detecção. Isto torna este

meso-hábitat interessante o uso em biomonitoramento que possibilitaria, simultaneamente, o diagnóstico da qualidade da água e do sedimento, integrando análises biológicas (comunidade bentônica), químicas e toxicológicas, minimizando custos e esforços na obtenção das informações necessárias ao monitoramento.

4.2.2.4. Meso-hábitat margem erosional

O meso-hábitat margem erosional exibiu uma estrutura da comunidade bentônica bastante semelhante em todos os pontos. A riqueza total e de sensíveis (S_{EPT}) bem como a diversidade apresentaram-se, em geral, altas e apenas no ponto 8 ocorreu dominância de táxons tolerantes. Através do ICB_{RIO} , todos os pontos foram classificados como de qualidade boa, portanto, por meio deste índice não é possível estabelecer um gradiente de qualidade ao longo destas sub-bacias. Assim como o meso-hábitat macrófitas, este também não foi sensível às diferenças de qualidade entre os pontos.

A porcentagem de similaridade entre o referência e os demais pontos foram baixas para todas as três combinações.

4.3. Variabilidade nos meso-hábitats

A hipótese inicial da menor variabilidade na composição do meso-hábitat margem deposicional, não foi confirmada, tendo o canal exibido a maior similaridade (entre réplicas) de Bray-Curtis sugerindo, portanto, menor variabilidade em sua composição. Assim, para o critério de menor variabilidade para o meso-hábitat ideal, seria atendido pelo canal. Contudo a margem deposicional, apesar de exibir uma similaridade menor do que no canal, pelo teste de Friedman pareado, não apresentou diferença significativa em relação ao canal o que não o descarta como um bom meso-hábitat.

O meso-hábitat margem erosional foi o que exibiu a menor similaridade entre suas réplicas e o maior desvio-padrão e, pelo teste de Friedman pareado, uma diferença significativa em relação ao canal, o que o descartaria como um meso-hábitat ideal a ser utilizado em um monitoramento.

Portanto, pela sensibilidade ao gradiente de qualidade do ambiente, por não apresentar diferença significativa com o meso-hábitat com menor variabilidade em sua composição (canal) e possibilidade de integração das análises químicas, toxicológica e biológica, o meso-hábitat margem deposicional seria o mais adequado para o uso em monitoramento.

5. CONCLUSÕES

- O período chuvoso não é o mais adequado, pois houve inúmeras dificuldades tanto em relação ao acesso aos locais de coleta quanto à realização da coleta propriamente dita.
- O período de amostragem (chuvoso) pode ter influenciado na resposta da comunidade.
- Para uma avaliação consistente e definição do meso-hábitat mais adequado a ser utilizado em monitoramento para regiões de alto gradiente, são necessários mais estudos, pois, com exceção do meso-hábitat margem deposicional, não foi possível avaliar a adequação dos demais hábitats;
- São necessários estudos específicos sobre o grau de impacto produzido por criadouros de peixes em rios de alto gradiente (que em geral, apresentam pequeno porte), com atenção especial ao uso de fungicidas nestes empreendimentos, já que estes produtos podem ser fonte de contaminação de corpos d'água por metais;
- Apesar de moderado, quando comparado aos trechos mais a jusante, o principal impacto no trecho estudado da sub-bacia do rio Atibaia decorre do lançamento de esgotos domésticos.
- Tanto através do Índice de Jaccard quanto da Porcentagem de Similaridade os meso-hábitats canal, margem deposicional e margem erosional poderiam ser estabelecidos como meso-hábitat adequado para o uso em monitoramento. Contudo, os resultados da similaridade de Bray-Curtis e pelo teste de Friedman, utilizados para avaliar a

variabilidade na composição, mostram que a margem erosional não atende ao critério de menor variabilidade.

- Os resultados do ICB_{RIO} mostram que a comunidade bentônica do meso-habitat macrófitas e margem erosional não foram sensíveis às diferenças de qualidade do ambiente. Por outro lado, tanto o meso-habitat canal quanto deposicional foram sensíveis às diferenças na qualidade dos ambientes.
- Através do ICB_{RIO} utilizando a margem deposicional o gradiente de qualidade dos ambientes foi diagnosticado de forma mais coerente. Sendo assim, a escolha do meso-habitat margem deposicional seria o mais adequado, pois, devido à sua composição granulométrica mais fina, que possibilita a detecção de contaminantes presentes no sedimento permitiria, simultaneamente, o diagnóstico da qualidade da água e do sedimento com a integração das análises biológicas (comunidade bentônica), químicas e toxicológicas minimizando custos e esforços na obtenção das informações necessárias ao monitoramento destes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA **Standart Methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed. Washington: American Public Health Association/AWWA/WEF, 1995.

ASTM **Proposed standard guide for conducting solid-phase sediment toxicity tests whit freshwater invertebrates**. Philadelphia: American Society for testing and Materials, 1988. 51p. + anexos. (Draft n°2, 09/01/1988).

AYRES, M; AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat - Aplicações Estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Belém: 2005.

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

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER; B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd. ed. Washington: U.S. Enviromental Protection Agency (U.S.EPA 841-B-99-002), 1999.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357/05. “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.” Data da legislação: 18/03/2005 - Publicação: Diário Oficial da União em 07/05/2004.

CAIRNS, Jr., J.; DICKSON, K.L. A simple method for biological assessment on the effects of the waste discharge on aquatic bottom – dwelling organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 43, p. 755-762, 1971.

CCME-Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. CCME, 2001. Disponível em:

<http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/sediment_summary_table.htm>. Acesso em 05/01/2002.

CETESB. L5.309: **Determinação de bentos de água doce: macroinvertebrados – métodos qualitativos e quantitativos**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental 2003. 14p. (Norma Técnica).

CETESB. L.5306: **Determinação de pigmentos fotossintetizantes: Clorofila-a, b e c e feofitina- a** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990. 19p. (Norma Técnica).

CETESB. L5.022: **Água. Avaliação de toxicidade crônica utilizando *Ceriodaphnia dubia* (Cladocera – Crustacea)**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1991. 25p. (Norma Técnica).

CETESB. L5.406: **Coliformes fecais: determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 – método de ensaio**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1992. 20p. (Norma Técnica).

CETESB. L6.160: **Sedimentos – determinação da distribuição granulométrica**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1995, 15p. (Norma Técnica).

CETESB **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo –1996**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1998. 268p.

CETESB **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo –2005** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2006. v. 1. 488p.

COHEN, P.; ANDRIAMAHEFA, H.; WASSON J-G. Towards a regionalization of aquatic habitat: Distribution of mesohabitats at the scale of a large basin. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 14, p. 391 – 404, 1998.

DECRETO ESTADUAL, São Paulo Decreto Estadual nº 10.755 de 22 de novembro de 1977.

DECRETO ESTADUAL, São Paulo Decreto Estadual nº 8.468 de 8 de setembro de 1976.

GERTH, W. J.; HERLIHY, A. T. Effects of sampling different habitat types in regional macroinvertebrate bioassessment surveys. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 25, n. 2, p. 501 – 512, 2006.

LAMOUREUX, N.; DOLÉDEC, S.; GAYRAUND, S. Biological traits of stream macroinvertebrates communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 23, n.3, p.449-466, 2004.

LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrates community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In **Biological monitoring of aquatic systems**. Boca Raton: CRC Press Inc., 1994. p. 187-215.

LOCH, D. D.; WEST, J. L.; PERLMUTTER, D.G. The effect of trout farm effluent on the *taxa* richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, v. 147, p. 37-55, 1996.

LOPRETTO, E. C.; TELL, Q. **Ecosistemas de aguas continentales – metodologías para su estudio**. Tomo II. La Plata: Ediciones SUR, 1995. 895p.

LOPRETTO, E. C.; TELL, Q. **Ecosistemas de aguas continentales – metodologías para su estudio**. Tomo III. La Plata: Ediciones SUR, 1995. 1401p.

LUCEY, J. Biological monitoring of rivers and stream using macroinvertebrates. In: RICHARDSON, D.H.S. (Ed.) **Biological indicators of pollution**. Dublin: The Royal Irish Academy Press, 1987. p.63-75.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of Ecological Communities**. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software Design, 1999.

- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (eds.) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publ., 1996. 862p.
- PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 3rd ed. New York: John Wiley, 1989. 628p.
- PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Editorial Presencia, 1988. 217p.
- RESH, V. H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedure for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVES, W. S.; SIMON, T. P. (Eds) **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making**. Boca Raton: CRC Press Inc., 1995. p.167- 177.
- RESH, V. H.; NORRIS, R. H.; BARBOUR, M. T. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, v. 20, p. 108-121, 1995.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V. H. (Eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993, 488p.,.
- ROY, A. H.; ROSEMOND, A. D.; LEIGH, D. S.; PAUL, M. J.; WALLACE, J. B. Habitat-specific response of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications. *Journal North American Benthological Society*, v.22, n. 2, p.449-466, 2003.
- SILVEIRA, M. P.; BUSS, D.F.; NESSEMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 2B, p. 623-632, 2006.

SHIMIZU, G. Y. *et al.* **Estudos Preliminares para o uso de Índices Biológicos no Biomonitoramento de Ambientes Aquáticos Continentais – Riachos e Corredeiras na Bacia Hidrográfica do Rio Atibaia.** Relatório Final . São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2002. 85p + anexos.

SMA **Entre Serras e Águas – Plano de desenvolvimento sustentável para a área de influência da duplicação da rodovia Fernão Dias.** Caderno de Subsídios nº 4. Relatório de Qualidade Ambiental. São Paulo: Takano Gráfica e Editora, 1998.127p.

SRIVASTAVA, S.; SINHA, R.; ROY, D. Toxicological effects of malachite green. *Aquatic Toxicology*. Disponível em: <http://www.chemistry.uoguelph.ca/preuss/Malachite%20green%20toxicology.pdf>. Acesso em: 01/02/2007.

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

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 37, p.130-137, 1980.

WIGGINS, G. B. **Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera).** 2nd ed., Toronto: University of Toronto Press Incorp., 1998. 457p.

III – AVALIAÇÃO DOS ÍNDICES BIOLÓGICOS UTILIZADOS PARA A COMUNIDADE BENTÔNICA

ABSTRACT

The biomonitoring of aquatic environmental quality by mean of benthic community has been widely accepted and adopted in many places of the world. Frequently index and measures of different attribute of structure and function of the community are used to evaluate effects of anthropogenic disturbance that result in biological impairment as a tool for the diagnosis of environmental quality. Currently, the multimetric approach has been the preferred choice for biomonitoring and recommended for developing countries. To be successful it is necessary that indexes and measures are able to discriminate different degrees of impact on the biota. The metrics are generally created for regional purposes and for a broader use it is recommended an evaluation of their sensitivity to environmental degradation. In this paper, a collection of data on benthic macroinvertebrates and water and sediment physicochemical analysis from nineteen rivers and from different projects of the São Paulo State environmental agency was used to evaluated the variability, redundancy and sensitivity of eighteen indexes and measures. Some procedures such as coefficient of variation, principal components analysis and correlation coefficient were applied. From an initial collection of eighteen metrics, five were considered appropriate for discriminating different degrees of impact and hence suitable for use in biomonitoring.

RESUMO

O biomonitoramento da qualidade de ambientes aquáticos, utilizando a comunidade bentônica, tem sido amplamente aceitos e adotados em muitas partes do mundo. Frequentemente são utilizados índices e medidas de diferentes atributos de estrutura e função da comunidade para avaliar efeitos de distúrbios antrópicos que resultam em prejuízos biológicos como uma ferramenta para o diagnóstico da qualidade ambiental. Atualmente, a abordagem multimétrica tem sido preferencialmente escolhida para o uso em biomonitoramento, e sugerida para países em desenvolvimento. Para que seja bem sucedido é necessário que os índices e medidas utilizadas sejam sensíveis em discriminar diferentes graus de impacto sobre a biota. As métricas são geralmente criadas para utilização regional e para sua utilização mais ampla é recomendada a avaliação da sua sensibilidade à degradação ambiental. Neste trabalho, um conjunto de dados de macroinvertebrados bentônicos e físico-químicos da água e sedimento obtidos em dezessete rios oriundos de diferentes projetos da agência ambiental do Estado de São Paulo foi utilizado para avaliar a variabilidade, redundância e sensibilidade de dezoito índices e medidas. Alguns procedimentos foram utilizados como coeficiente de variação, análise de componente principal e coeficiente de correlação. De um conjunto inicial de dezoito métricas, cinco foram consideradas adequadas em discriminar diferentes graus de impactos e, portanto úteis para o uso em biomonitoramento.

1. INTRODUÇÃO

O biomonitoramento de ecossistemas aquáticos é, atualmente, amplamente utilizado em diferentes partes do mundo onde levantamentos e avaliações biológicas são as principais abordagens. Métricas descrevendo a estrutura e função de comunidades aquáticas são utilizadas para avaliar a condição biológica destas comunidades em resposta às perturbações (BARBOUR *et al.*, 1996).

Os índices são, em geral, formas simplificadas da interpretação de dados biológicos por profissionais especializados que os utilizam para propiciar um melhor entendimento por profissionais de outras áreas e para serem utilizados em gerenciamento da qualidade da água (LUCEY, 1987). Uma ampla variedade de índices e medidas está disponível na literatura para aplicação em biomonitoramento (por exemplo, BARBOUR *et al.* 1992, 1996, 1999), e diversos trabalhos têm sido realizados com o intuito de avaliar a eficácia de diferentes índices na discriminação de gradientes de poluição (BARBOUR *et al.* 1996; THORNE *et al.*,1997; CARLISE e CLEMENTS, 1999; LYDY *et al.*, 2000; YUAN e NORTON, 2003), bem como a sua variabilidade em locais referência (BARBOUR *et al.*, 1992).

No momento da escolha de um índice, algumas propriedades devem ser levadas em consideração como:

- Relevância ecológica - espera-se que um bom índice (ou métrica) contribua com informações ecológicas relevantes e necessárias sobre a integridade da comunidade em estudo (BARBOUR *et al.*, 1992).
- O coeficiente de variação no conjunto de dados referência deve ser baixo, de modo a aumentar a certeza estatística na detecção da alteração (RESH, 1995, CARLISTE e CLEMENTS, 1999).

- Sensibilidade ao gradiente de qualidade, ou seja, sensibilidade a estressores com diferentes respostas a diferentes estressores (LENAT e BARBOUR, 1994).
- Fácil compreensão e cálculo.
- Sensibilidade à variabilidade sazonal - em geral, as métricas tendem a variar com a estação do ano, sendo um problema em rotinas de monitoramento (LENAT e BARBOUR, 1994); a padronização do período de coleta pode minimizar este problema.
- Adaptabilidade geográfica - as métricas tendem a variar devido a diferenças regionais, sendo necessário, muitas vezes, adaptações para diferentes áreas geográficas (LENAT e BARBOUR, 1994), principalmente no uso de espécies ou grupos indicadores (COELHO-BOTELHO *et al.*, 2006).
- Redundância (BARBOUR *et al.* 1992) - evitar a supervalorização de um atributo da comunidade, selecionando métricas representantes de atributos distintos (COELHO-BOTELHO *et al.*, 2006).

As abordagens multimétricas, concebidas nos EUA, utilizando um conjunto de métricas simples para avaliação da degradação ambiental, primeiro desenvolvida por Karr em 1981 para aplicação em comunidade de peixes em Illinois e, mais tarde, refinada para aplicação mais ampla utilizando outros grupos de organismos (BARBOUR *et al.*, 1992), estão sendo adotadas em métodos de bioavaliação rápida (“rapid bioassessment”) nos Estados Unidos da América-EPA (BARBOUR *et al.*, 1999), no Canadá (GRIFFITHS, 1993), no País de Gales (RUTT *et al.*, 1993 *apud* THORNE e WILLIAMS, 1997) e na Austrália (CHESSMAN, 1995), sendo sugeridos para países em desenvolvimento (THORNE e WILLIAMS, 1997; RESH, 1995).

Nesta abordagem são utilizadas pontuações que são atribuídas a uma faixa de valores para cada métrica correspondendo a diferentes níveis de degradação. Os critérios de pontuações

são aplicáveis para regiões geográficas para as quais foram criados, mas as extrapolações necessitam de recalibrações destas medidas (ROSENBERG e RESH, 1996). As abordagens multimétricas foram concebidas inicialmente para a aplicação em riachos, sendo necessária sua adequação para rios de grande porte, como os monitorados pela Agência Ambiental do Estado de São Paulo.

A vantagem da abordagem multimétrica é a sua capacidade de integrar informações dos vários atributos da comunidade, por exemplo, aspectos da estrutura, função e outras características mensuráveis, resultando em um diagnóstico da qualidade do ambiente aquático sem perder a informação proporcionada pela métrica individual. Outra vantagem é que para a classificação de locais com o intuito de enquadrar em categorias de qualidade da água, não dependem de medidas empíricas ou limites, mas de comparações com locais referência não danificados ou minimamente danificados dentro da mesma ecoregião (THORNE e WILLIAMS, 1997).

A utilização de um banco de dados extensivo, incluindo áreas referência e ambientes impactados, para a avaliação da abordagem multimétrica sob diferentes conjuntos de condições, proporciona resultados mais consistentes e o refinamento dos índices utilizados, possibilitando uma melhor distinção dos gradientes de qualidade ambiental.

Segundo THORNE e WILLIAMS (1997), um ponto de partida fundamental para o desenvolvimento de um sistema multimétrico a ser utilizado em países em desenvolvimento é a avaliação das métricas disponíveis.

Na Agência Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), os índices multimétrico já se encontram em uso. Foram gerados por grupos técnicos reunidos em atendimento à Resolução SMA-65 de 1998 e, atualmente, já são instituídos oficialmente, como os índices de comunidade biológica, contemplando as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, fitoplâncton,

zooplâncton e peixes. Os índices individuais utilizados na composição do Índice da Comunidade Bentônica (ICB) vêm sendo constantemente reavaliados com o intuito de melhorar a sensibilidade do índice multimétrico ao gradiente de qualidade ambiental. Para a comunidade bentônica, há atualmente três diferentes índices multimétricos em uso, de acordo com o ambiente avaliado: Índice da Comunidade Bentônica para zona sublitoral de reservatórios (ICB_{RES-SL}); Índice da Comunidade Bentônica para zona profunda de reservatórios (ICB_{RES-P}) e Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}).

Este estudo tem como objetivo: (1) avaliar individualmente alguns dos diferentes índices e medidas utilizados em biomonitoramento utilizando a comunidade bentônica; (2) avaliar a sensibilidade destes índices em refletir o gradiente de qualidade ambiental quando aplicados no Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Dados ambientais e biológicos

Foram utilizados dados existentes na Agência Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, oriundos de diferentes projetos e da Rede de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo de 2002 a 2005 que contempla o ambiente lótico em sua maioria em região de baixo gradiente. Estes dados são compostos de 39 conjuntos de dados coletados em diferentes anos, em 28 pontos de amostragens distribuídos em 17 rios (Anexo 11).

Baseado em experiência anterior onde foi observado que períodos de chuvas intensas podem ocasionar a lavagem do fundo do leito e empobrecimento da fauna bentônica pelo carregamento dos organismos rio abaixo, e até mesmo a morte destes pelo atrito com superfícies duras, e segundo KUHLMANN *et al* (2005), que também recomendam o período seco como sendo o melhor período para amostragens da comunidade bentônica também para reservatórios, na CETESB foi estabelecido o período seco (inverno) como o melhor período de amostragem,

utilizando a comunidade bentônica no biomonitoramento da qualidade de ambientes aquáticos.

As amostras de sedimento, deste conjunto de dados, foram coletadas em triplicata, na margem deposicional, no período seco, compreendido entre junho a setembro, em diferentes anos. Foram utilizados amostradores do tipo van Veen e Petit Ponar com área conhecida.

Foram adotados como pontos referência, os considerados menos impactados, em rios de três diferentes bacias hidrográficas: (1) Rio Tietê, no município de Biritiba Mirim, referência da Bacia do Tietê Alto-Cabeceiras (dados dos anos de 1997, 2003 e 2005); (2) Rio Juquiá, no município de Juquitiba, referência da Bacia do Rio Ribeira de Iguape (dados de 1998); e (3) Rio Cachoeira, no município de Joanópolis, referência da Bacia do Rio Piracicaba-Cabeceiras (dados de 2002).

Dados físicos e químicos de amostras da água superficial e de amostras compostas (triplicata) de sedimento foram também coletados nos mesmos projetos. As análises foram realizadas sob responsabilidade dos laboratórios da CETESB. Os resultados da análise da água foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05, e os do grau de contaminação dos sedimentos, com vistas a proteção da vida aquática, foi classificado segundo os valores-guia estabelecidos pelo “Canadian Council of Ministers of the Environment” (CCME, 2001). Esses valores-guia são baseados em concentrações totais e na probabilidade de ocorrência de efeito deletério sobre a biota, sendo denominado TEL (Threshold Effect Level) a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos e PEL (Probable Effect Level) a concentração acima da qual é freqüentemente esperado efeito adverso para os organismos. Entre estes dois limites ocorre uma faixa de concentrações nas quais ocasionalmente pode-se esperar tais efeitos. A adoção desses critérios é de caráter norteador com o intuito de buscar evidências da presença de contaminantes em concentrações que possam causar efeitos deletérios para a biota (CETESB, 2006).

Em relação ao enquadramento de corpos d’água do Estado de São Paulo (Tab. I)

(Decreto Estadual nº 10.755, de 22 de novembro de 1977; Decreto Estadual nº 8.468, de 8 de setembro de 1976), a CETESB adota uma correlação entre a classificação segundo as legislações estadual e federal, como se segue (CETESB, 2006).

Tabela I. Correlação entre a classificação do enquadramento do corpo de água segundo legislações estadual e federal.

Decreto nº 8.468/76	Resolução CONAMA 357/05
1	Especial* e 1
2	2
3	3
4	4

* São considerados os mesmos limites estabelecidos para a classe 1 da CONAMA 357/05, já que a classe especial desta Resolução só estabelece a condição de ausência de coliformes totais.

Os dados sobre a comunidade bentônica onde os organismos encontravam-se identificados no nível taxonômico de ordem, passaram por um refinamento taxonômico através do resgate do material e da identificação dos organismos aos níveis taxonômicos de família, sub-família e tribo, para os principais taxa (por ex. Ephemeraeidae, Hydropsychidae, Perlidae, Gomphidae, Tubificidae, Naididae, Orthocladinae, Tanyptodinae, Chironominae, Tanytarsini). Foram empregadas as chaves de identificação de LOPRETTO (1995), MERRIT e CUMMINS (1996), PENAK (1989), PÉREZ (1988), THORP e COVICH (1991) e WIGGINS (1998).

2.2. Análise dos dados

Os dados quantitativos da macrofauna bentônica foram transformados em ind/m². Para a análise da estrutura da comunidade foram calculados para as réplicas e para as médias de cada amostra/ponto, índices e medidas sensíveis à degradação ambiental como se segue.

- 1) **Densidade Total (DT)**: somatória de todos os indivíduos encontrados na amostra.
- 2) **Densidade de EPT (D_{EPT})**: somatória de todos os indivíduos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, geralmente sensíveis à poluição e com diferentes níveis de sensibilidades.
- 3) **Riqueza total de táxon (S)**: somatória das diferentes categorias taxonômicas encontradas na amostra.
- 4) **Riqueza de EPT (S_{EPT})**: somatória dos táxons pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, geralmente sensíveis à poluição e com diferentes níveis de sensibilidades.
- 5) **Riqueza do táxon Ephemeroptera (S_E)** (CLEMENTS e KIFFNEY, 1995): somatória dos táxons pertencentes à ordem Ephemeroptera, geralmente considerada sensível.
- 6) **Diversidade de Margalef (d)**, calculada pela fórmula: $d = (S-1)/\log DT$, onde: **S** = somatória das diferentes categorias taxonômicas; **DT** = densidade total da amostra.
- 7) **Dominância (DOM)** (ROSENBERG e RESH, 1993): representado pelo maior valor de abundância relativa da amostra, calculada pela fórmula: $DOM = n_i/DT$, onde: **n_i** = densidade do táxon **i**; **DT** = densidade total.
- 8) **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H')**: integra as medidas de riqueza e dominância ou equitatividade e é calculada pela fórmula: $H' = - \sum p_i \log_2 p_i$,
onde: **p_i** = abundância relativa do táxon **i**.

- 9) **Índice de Comparação Seqüencial (ICS)** (CAIRNS e DICKSON, 1971): avalia a diversidade da comunidade. Para o cálculo deste índice foi empregado o “software” desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (HENRIQUE-MARCELINO *et al.*, 1992). Foi padronizado o uso do dado bruto e de três sorteios. Como o programa aceita apenas números inteiros, um arredondamento da média eliminaria táxons raros (ocorrência de apenas um indivíduo em uma das réplicas), assim a média foi multiplicada por dois. Essa operação não compromete o resultado, uma vez que o índice é mais sensível à riqueza do que à densidade. Por limitação do programa, amostras com densidades totais superiores a 4.000 ind. não puderam ter seus valores de ICS determinados.
- 10) **Razão Tanytarsini/Chironomidae**: razão entre a densidade da tribo Tanytarsini e a densidade total da família Chironomidae.
- 11) **Razão Tubificidae sem quetas capilar/Densidade Total (Tsqc/DT)**: razão entre a densidade da família Tubificidae sem queta capilar, considerada tolerante, e a densidade total na amostra.
- 12) **Razão Tubificidae sem quetas capilar/Oligochaeta (Tsqc/O)**: razão entre a densidade da família Tubificidae sem queta capilar, considerada tolerante, e a densidade total da ordem Oligochaeta.
- 13) **Razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C)** (WIEDERHOLM, 1980): razão entre a densidade da ordem Oligochaeta e a densidade da família Chironomidae + densidade de Oligochaeta. Esta métrica considera a diferença de tolerância entre esses dois grupos taxonômicos.
- 14) **Razão Oligochaeta/Densidade Total (O/DT)**: razão entre a densidade da ordem Oligochaeta, considerada tolerante, e a densidade total da amostra.

- 15) **Razão Tolerantes/Densidade Total (T/DT)**: razão entre a densidade dos grupos considerados tolerantes (Tubificidae sem queta capilar, Naididae e Chironomini) e a densidade total da amostra.
- 16) **Equitatividade de Pielou (J')**: calculada pela fórmula, $J' = H'/H'_{\text{máx}}$, onde: H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener observado; $H'_{\text{máx}} = \text{Log}_2 S$.
- 17) **Razão Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera/Chironomidae (EPT/Chi)**: (PLAFKIN *et al.*, 1989): razão entre a somatória das densidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, consideradas sensíveis e a densidade da família Chironomidae, mais tolerante ao estresse ambiental.
- 18) **Porcentagem de insetos Diptera (% Diptera)** (BARBOUR *et al.*, 1996): relação entre a densidade de insetos Diptera e a densidade total da amostra.

Foi empregada também a análise multimétrica utilizando-se o **Índice da Comunidade Bentônica para Rio (ICB_{RIO})** tendo como base o ICB_{RIO} utilizado na Rede de Monitoramento da CETESB no ano de 2004 (CETESB, 2005), para verificar se a combinação de outros diferentes índices altera o diagnóstico final da qualidade do ambiente. O ICB_{RIO}, utilizados neste estudo (Tab. II), teve apenas uma modificação em relação ao ICB_{RIO} de 2004, a utilização da riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}) em substituição a riqueza de sensíveis (S_{sen}). Essa modificação foi necessária em função do maior refinamento taxonômico exigido para o cálculo da riqueza de sensíveis, ou seja, em função da necessidade de identificação do gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini. A tabela III apresenta as faixas de classe do Índice Multimétrico para os índices avaliados não contemplados na Tabela II. Para o cálculo do ICB_{RIO} os valores obtidos para cada métrica foram enquadrados em uma

classe de um a cinco sendo o valor do ICB_{RIO} dado pela média aritmética destes valores de classe.

Tabela II. Índice Multimétrico (ICB_{RIO}) para o diagnóstico ambiental utilizando a comunidade bentônica. S= riqueza total; ICS=Índice de Comparação Seqüencial; H'= Índice de Shannon-Wiener; T/DT= Tolerantes/Densidade Total; e S_{EPT} = riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Para o atributo diversidade apenas um único valor deve ser utilizado, ou seja, ICS ou H'.

Valor	Classificação	S	ICS	H'	T/DT	S_{EPT}/S_E
5	Péssima	AZÓICO				
4	Ruim	≤ 5	$\leq 3,00$	$\leq 1,00$	$> 0,75$	0
3	Regular	6 – 13	$> 3,00 - \leq 9,50$	$> 1,00 - \leq 1,75$	$\geq 0,50 - \leq 0,75$	1
2	Boa	14 – 20	$> 9,50 - \leq 20,00$	$> 1,75 - \leq 2,50$	$> 0,25 - < 0,50$	2
1	Ótima	≥ 21	$> 20,00$	$> 2,50$	$\leq 0,25$	≥ 3

Tabela III. Faixas de classe do índice multimétrico para os índices não contemplados no tabela II. Na análise multimétrica para o diagnóstico ambiental utilizando a comunidade bentônica, para cada atributo escolhido apenas um único valor de índice é utilizado. Por exemplo, S ou d; ICS ou H'; DOM ou J'.

Classe	Valor	d	DOM; O/C; O/DT Tsqc/O; Tsqc/DT	J'	EPT/Chi	Tt/Chi
Péssima	5					
Ruim	4	< 2	$> 0,75$	$< 0,25$	$< 0,03$	$< 0,05$
Regular	3	$< 3,50 - 2,00$	$\geq 0,50 - \leq 0,75$	$0,25 - < 0,50$	$0,03 - \leq 0,06$	$\geq 0,05 - < 0,15$
Boa	2	$< 5,00 - 3,50$	$> 0,25 - < 0,50$	$0,50 - < 0,75$	$> 0,06 - < 0,10$	$\geq 0,15 - < 0,25$
Ótima	1	$\geq 5,00$	$0 - \leq 0,25$	$\geq 0,75$	$\geq 0,10$	$\geq 0,25$

Para a avaliação da redundância entre índices e medidas de significado ecológico similar foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman entre eles.

Para todos os índices e medidas foram calculados os coeficientes de variação (relação porcentual entre o desvio padrão e a média), utilizado como um critério para a seleção das métricas capazes de detectar locais impactados e não impactados. Foram considerados como índices aceitáveis aqueles cujo coeficiente de variação foi $\leq 50\%$ no local referência pelo menos em duas bacias hidrográficas diferentes.

A matriz contendo os dados de 12 variáveis ambientais da água e sedimento e 37 amostras (objetos) foi submetida a uma Análise de Componentes Principais (ACP) de correlação para a obtenção da ordenação dos locais de amostragem segundo as variáveis ambientais, ou seja, para a extração de um gradiente de qualidade ambiental. Como gradientes consistentes de qualidade ambiental, foram considerados aqueles representados por componentes principais com uma quantidade de variância explicada superior ao esperado de acordo com o modelo da vara-quebrada (Shepherd, 2006). Nesta análise foram considerados os pontos que apresentavam todas as variáveis necessárias (Anexo 16). Foi utilizado o círculo de contribuição de equilíbrio no gráfico da ACP como forma de selecionar as variáveis com contribuições expressivas para definição dos componentes principais, ou seja, vetores com comprimentos que não ultrapassaram o círculo não foram considerados.

Para avaliar a contribuição das variáveis na ordenação dos locais, foram calculados os coeficientes de correlação de Pearson entre os componentes principais e as variáveis selecionadas.

Para testar a H_0 de que os índices não respondem ao gradiente de qualidade ambiental, quando obtido exclusivamente a partir dos dados abióticos, o gradiente resultante da ACP foi correlacionado com os índices e medidas com coeficiente de variação $\leq 50\%$ no local referência

pelo menos em duas bacias hidrográficas diferentes. Para isso calculou-se o coeficiente de correlação de Spearman entre o valor assumido pelo índice em um dado local de amostragem e o valor do escore desse local nos componentes principais representando gradientes consistentes de qualidade ambiental. Para reduzir problemas associados à múltiplas-correlações (erro do Tipo I), optou-se neste trabalho pela utilização da correção seqüencial de Bonferroni (RICE, 1989).

Os índices e medidas com correlações significativas com os componentes principais, independente da correção seqüencial de Bonferroni, foram integrados na matriz de variáveis ambientais da água e sedimento, originando uma nova matriz. Esta matriz foi submetida a uma Análise de Componentes Principais de correlação e os autovetores normalizadas pela raiz de lambda plotados nos componentes principais obtendo assim um diagrama de vetores. Este diagrama foi elaborado para a avaliação da correlação entre as variáveis ambientais responsáveis pelos gradientes de qualidade do ambiente e os índices e medidas. Neste diagrama a correlação entre variáveis ambientais e métricas é indicada pelo co-seno do ângulo formado entre os respectivos autovetores.

Para verificar as respostas das métricas selecionadas em relação aos grupos com diferentes graus de degradação, os locais foram divididos em grupo de locais referência, locais com degradação moderada e locais com degradação severa. Para a formação dos grupos foi considerada a ordenação resultante da ACP, ou seja, a separação dos grupos seguindo a ordenação dos locais menos degradados até o mais degradado, com algumas exceções. Na ordenação, a variável coliformes termotolerantes não teve contribuição expressiva de acordo com o critério de contribuição de equilíbrio, porém, como é uma medida indireta de impactos por lançamento de efluentes doméstico foi utilizada para auxiliar na definição dos grupos. Assim, locais mesmo que incluídos entre os moderadamente poluídos, mas com coliformes termotolerantes acima de 10.000 NMP/100mL, foram considerados severamente poluídos, portanto, agrupados com estes locais. Posteriormente foram calculadas e apresentadas

graficamente a média e desvio padrão das métricas selecionadas. Nesta análise foi excluído o ponto Pinh02 por ser azóico e não permitir o cálculo das métricas.

As correlações, acima citadas, foram feitas utilizando-se o “software” BioEstat 4 (AYRES *et al.*, 2005), e as Análises de Componentes Principais foram realizadas por meio do “software” FITOPAC versão 1.6 de autoria de G. J. SHEPHERD (2006).

3. RESULTADOS

3.1. Índices e medidas da comunidade

3.1.1. Redundância e variabilidade

Foram calculados os coeficientes de correlação de Spearman para avaliar a redundância das métricas na contribuição de informações. Todas as combinações par a par com índices e medidas de riqueza, diversidade, dominância, equitatividade e organismos sensíveis obtiveram coeficientes de correlação de Spearman significativos ao nível de 0,05. Já para as combinações de medidas com organismos tolerantes ou sensíveis, de dezesseis combinações, doze foram significativas (Tab. IV).

Tabela IV. Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre índices com significado ecológico similar.

	r_s	p_s	n
S x d	0,9182	< 0,0001	45
S x S_{EPT}	0,7903	< 0,0001	45
S x S_E	0,6859	< 0,0001	45
d x S_{EPT}	0,8551	< 0,0001	45
d x S_E	0,7368	< 0,0001	45
S_{EPT} x S_E	0,8167	< 0,0001	45
H' x ICS	0,7928	< 0,0001	36
DOM x J'	-0,8436	< 0,0001	45
Tsqc/O x Tsqc/DT	0,5946	< 0,0001	45
Tsqc/O x T/DT	0,2423	0,1087	45
Tsqc/O x O/DT	0,0751	0,6239	45
Tsqc/O x O/C	0,006	0,9690	45
Tsqc/O x % Dipte	0,0362	0,8136	45
Tsqc/DT x T/DT	0,7138	< 0,0001	45
Tsqc/DT x O/DT	0,7737	< 0,0001	45
Tsqc/DT x O/C	0,6661	< 0,0001	45
Tsqc/DT x % Dipte	-0,5747	< 0,0001	45
T/DT x O/DT	0,7292	< 0,0001	45
T/DT x O/C	0,4355	0,0028	45
T/DT x % Dipte	-0,3459	0,0199	45
O/DT x O/C	0,8959	< 0,0001	45
O/DT x % Dipte	-0,8381	< 0,0001	45
O/C x % Dipte	-0,9347	< 0,0001	45
EPT/Chi x Tt/Chi	0,4732	0,0012	44

correlação significativa ao nível de 0,05

S = riqueza total; d = Diversidade de Margalef; S_{EPT} = riqueza dos táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; S_E = riqueza de Ephemeroptera; H' = Diversidade de Shannon-Wiener; ICS = Índice de Comparação Sequencial; DOM = dominância; J' = Equitatividade de Pielou; Tsqc/O = razão Tubificidae sem queta capilar/Oligochaeta; Tsqc/DT = razão Oligochaeta sem queta capilar/ Densidade Total; T/DT = razão Tolerantes/ Densidade Total; O/DT = razão Oligochaeta/ Densidade Total; O/C = razão Oligochaeta/Chironomidae; %Diptera = porcentagem de insetos díptera; Tt/Chi = razão Tanytarsini/Chironomidae e EPT/Chi = Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera/Chironomidae.

Foram calculados os coeficientes de variação (CV) (Tab.V) para os dezoito índices e medidas nos pontos referência das três diferentes bacias hidrográfica. Dos dezoito índices calculados (Tab. IV), catorze apresentaram baixos coeficientes de variação para o Rio Tietê, dez para Rio Juquiá e onze para o Rio Cachoeira (Tab. V).

As métricas DT, D_{EPT}, SE, Tsqc/O, O/C e EPT/Ch foram altamente variáveis, portanto, não seriam medidas consideradas eficientes na detecção de capazes em detectar diferenças entre locais impactados daqueles não impactados.

Riqueza total (S), Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}), Dominância (DOM), Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Índice de Comparação Seqüencial (ICS), Riqueza de Margalef (d) e Equitatividade de Pielou (J') exibiram coeficientes de variação aceitáveis ($\leq 50\%$) no local referência das três diferentes bacias.

Onze índices e medidas apresentaram coeficientes de variação $\leq 50\%$ no local referência de pelo menos duas bacias diferentes.

Tabela V. Coeficiente de variação (CV) nos pontos referência rio Tietê – Biritiba Mirim (TBM), em 3 diferentes períodos de amostragem (1997, 2003 e 2005, valor médio), no rio Juquiá (JJuq98 – entre réplicas), em 1998 e no rio Cachoeira (Cach5 – entre réplicas), em 2002.

	TBM	JJuq98	Cach5
DT	75,4	63,4	29,6
DEPT	82,9	0,0	77,0
S	16,8	29,4	17,6
SEPT	49,5	0,0	50,0
SE	50,0	86,6	100,0
DOM	9,7	5,6	14,5
H'	2,7	7,1	5,2
ICS	18,2	27,4	21,1
Tt/Chi	41,3	72,1	25,3
Tsqc/O	64,0	NC	89,6
Tsqc/DT	43,2	NC	98,0
T/DT	19,9	5,0	97,5
O/DT	20,6	98,6	47,4
O/C	32,0	87,4	71,5
d	9,9	24,4	16,5
J'	3,5	6,5	2,3
EPT/Chi	81,8	94,9	76,6
% Diptera	45,8	3,9	25,0

TBM= 1997, 2003 e 2005; Jjuq= 1998; Cach5=2002

CV $\leq 50\%$

NC = Não Calculável

DT = Densidade Total; **D_{EPT}** = Densidade de sensíveis; **S** = riqueza total; **S_{EPT}** = riqueza dos táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **S_E** = riqueza de Ephemeroptera; **DOM** = dominância; **H'** = Diversidade de Shannon-Wiener; **ICS** = Índice de Comparação Seqüencial; **Tt/Chi** = razão Tanytarsini/Chironomidae; **Tsqc/O** = razão Tubificidae sem queta capilar/Oligochaeta; **Tsqc/DT** = razão Oligochaeta sem queta capilar/Densidade Total; **T/DT** = razão Tolerantes/Densidade Total; **O/DT** = razão Oligochaeta/Densidade Total; **O/C** = razão Oligochaeta/Chironomidae; **d** = Diversidade de Margalef; **J'** = Equitatividade de Pielou; **EPT/Chi** = Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera/Chironomidae; e **% Diptera** = porcentagem de insetos díptera.

3.2. Gradientes de qualidade ambiental definidos por variáveis ambientais

O critério para a seleção de componentes principais representando gradientes consistentes de qualidade ambiental foi a porcentagem de variância observada superior à esperada pelo modelo da vara quebrada. Apenas os eixos 1 e 2 atenderam a esse critério e foram, portanto, empregados nas análises subseqüentes (Tab.VI).

Tabela VI. Porcentagem de variância explicada pelos componentes principais.

Autov.	Valores	%Var.obs	Var.acum.	%Var.esp
AV01.	4,14	37,66	37,66	27,45
AV02.	2,41	21,93	59,59	18,36
AV03.	1,13	10,23	69,82	13,82
AV04.	1,05	9,56	79,38	10,79
AV05.	0,76	6,92	86,30	8,51

Autov. = autovalores, **% Var.obs** = porcentagem da variação observada, **Var.acum.** = variação acumulada, **% Var.esp** = % da variação esperada.

No gráfico “Biplot” (Fig.1), resultante da Análise de Componentes Principais de correlação aplicada à matriz dos dados abióticos, pode-se observar no plano formado pelos eixos 1 e 2 dois gradientes de qualidade ambiental. O eixo 1 explica 37,66% da variação total dos dados, com os pontos TMB05, TBM03; Cach05 e Sapu05 em um extremo, apresentando melhores condições de qualidade ambiental, e no extremo oposto AtibS04, AtibS03 e PTat03 com as piores condições de qualidade. O gradiente representado pelo eixo 1 está correlacionado principalmente às concentrações de metais no sedimento, com exceção do chumbo, e condutividade elétrica na água de superfície (Tab. VII). Do lado negativo deste eixo posicionam-se os locais com os menores valores destas variáveis (Fig.1). Já o eixo 2, explica 21,93% da variação total dos dados e está positivamente correlacionado com as variáveis oxigênio dissolvido na água de fundo e chumbo e negativamente correlacionado com nitrogênio

amoniacoal na água de fundo (Tab. VII). Este eixo separa locais que apresentaram, em geral, as mais baixas concentrações de oxigênio dissolvido e altas concentrações de nitrogênio amoniacoal no lado negativo deste eixo (Fig. 1 e Anexo 16).

Tabela VII. Coeficiente de correlação de Pearson (r) entre as variáveis e os escores do eixo 1 e eixo 2 da Análise de Componentes Principais aplicada à matriz de dados abióticos.

	r com Eixo 1	r com Eixo 2	n
OD	-0,2078	0,7728	37
Namon	0,4435	-0,6617	37
Cond	0,6919	-0,5206	37
Cu	0,9383	0,0353	37
Ni	0,8319	0,3838	37
Pb	0,3173	0,6648	37
Zn	0,9104	-0,0516	37

negrito = coeficiente de correlação considerado para o eixo
OD = oxigênio dissolvido na água de fundo, **Namon** = nitrogênio amoniacoal da água de fundo, **Cond** = condutividade da água de superfície, **Cu** = cobre, **Ni** = níquel, **Pb** = chumbo, **Zn** = zinco; **n** = número de amostras.

3.3. Sensibilidade dos índices e medidas da comunidade ao gradiente de qualidade ambiental

Utilizando-se os escores do eixo 1 e eixo 2 e os onze índices e medidas com coeficiente de variação $\leq 50\%$ no local referência de pelo menos duas bacias diferentes, foi calculado o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar a sensibilidade dos índices e medidas aos gradientes de poluição representados pelos eixos (Tab. VIII e IX). Dos onze índices e medidas, a Diversidade de Shannon-Wiener (H'), apresentou correlação significativa com o eixo 1 e eixo 2 após correção seqüencial de Bonferroni, dominância (DOM) apresentou correlação significativa com o eixo 1 e eixo 2 sem considerar a correção seqüencial de Bonferroni,. As métricas d, S e ICS apresentaram correlação significativa apenas com o eixo 1 após correção seqüencial de Bonferroni, e S_{EPT} e O/DT, sem considerar a correção seqüencial. J' e % Dipte apresentaram correlação significativa apenas com o eixo 2 após correção seqüencial de Bonferroni (Tab.IX).

Tabela VIII. Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as diferentes métricas e os escores do eixo 1 da Análise de Componentes Principais aplicada à matriz de dados abióticos.

n = número de amostras.

	r_s	p_s	n
Eixo 1 x d	-0,4761	0,0033	36
Eixo 1 x ICS	-0,5212	0,0037	29
Eixo 1 x H'	-0,4647	0,0043	36
Eixo 1 x S	-0,4569	0,0051	36
Eixo 1 x DOM	0,4207	0,0106*	36
Eixo 1 x S_{EPT}	-0,3857	0,0201*	36
Eixo1 x O/DT	0,3549	0,0336*	36
Eixo 1 x % Diptera	-0,2995	0,0758	36
Eixo 1 x T/DT	0,2653	0,1177	36
Eixo 1 x J'	-0,2645	0,1189	36
Eixo 1 x Tt/Chi	-0,1782	0,3056	35

negrito = significativo ao nível de 0,05 após correção de Bonferroni

negrito* = significativo ao nível de 0,05

Legenda dos índices e medidas, vide Tab.IV

Tabela IX. Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre as diferentes métricas e os escores do Eixo 2 da Análise de Componentes Principais aplicada à matriz de dados abióticos,

n = número de amostras.

	r_s	p	n
Eixo 2 x J'	0,5258	0,0010	36
Eixo 2 x % Dipte	0,4998	0,0019	36
Eixo 2 x H'	0,4531	0,0055	36
Eixo 2 x O/DT	-0,4461	0,0064*	36
Eixo 2 x DOM	-0,4072	0,0137*	36
Eixo 2 x S_{EPT}	0,3243	0,0536	36
Eixo 2 x d	0,3086	0,067	36
Eixo 2 x Tt/Chi	0,3114	0,069	35
Eixo 2 x T/DT	-0,2321	0,173	36
Eixo 2 x ICS	0,2571	0,178	29
Eixo 2 x S	0,1924	0,261	36

negrito = significativo ao nível de 0,05 após correção de Bonferroni

negrito* = significativo ao nível de 0,05

Legenda dos índices e medidas, vide Tab.IV

A figura 2 exibe um diagrama de vetores dos dois primeiros eixos resultante da ACP aplicada à matriz de dados abióticos mais os índice e medidas que apresentaram correlação significativa com os gradientes de qualidade ambiental. Conforme evidenciado pelos ângulos formados entre os autovetores, as métricas ICS, S, d, S_{EPT} e H' apresentaram alta correlação positiva entre si, correlação positiva com a variável abiótica oxigênio dissolvido na água de fundo e alta correlação negativa com os metais no sedimento (Ni, Cu e Zn), condutividade elétrica na água de superfície e nitrogênio amoniacal na água de fundo. Aquelas métricas apresentaram também, correlação negativa com as métricas DOM e O/DT.

Já as métricas DOM e O/DT apresentaram correlação positiva elevada entre si, com o nitrogênio amoniacal na água de fundo e a condutividade elétrica na água de superfície, zinco e cobre no sedimento; e correlação negativa elevada com oxigênio dissolvido na água de fundo e com as métricas Equitatividade de Pielou (J') e porcentagem de Diptera (%Dipte).

As métricas J' e %Dipte apresentaram alta correlação positiva entre si, com o oxigênio dissolvido e chumbo, e correlação negativa com a condutividade e o nitrogênio amoniacal na água de fundo. Este diagrama de autovetores evidencia a complexidade dos diferentes estressores e a possível interação destes na contribuição da degradação ambiental e, conseqüentemente, nos prejuízos sobre a biota aquática.

Se considerada a correção seqüencial de Bonferroni, a correlação entre DOM e O/DT e os eixos 1 e 2 e entre S_{EPT} e o eixo 1 não são significativas. Porém, através do diagrama de autovetores (Fig. 2), é possível observar que houve correlação entre as variáveis relacionadas a ambos os eixos. Como o diagrama de autovetores foi construído considerando-se os dois eixos simultaneamente, sendo mais representativo do gradiente, as avaliações dos índices serão baseadas neste diagrama.

Cabe ressaltar que os eixos 1 e 2 utilizados na geração do diagrama de autovetores (Fig. 2) não são os mesmos eixos da ACP aplicada a matriz de variáveis abióticas, pois este diagrama se destina a avaliação da correlação entre as variáveis ambientais responsáveis pelos gradientes de qualidade do ambiente e os índices e medidas.

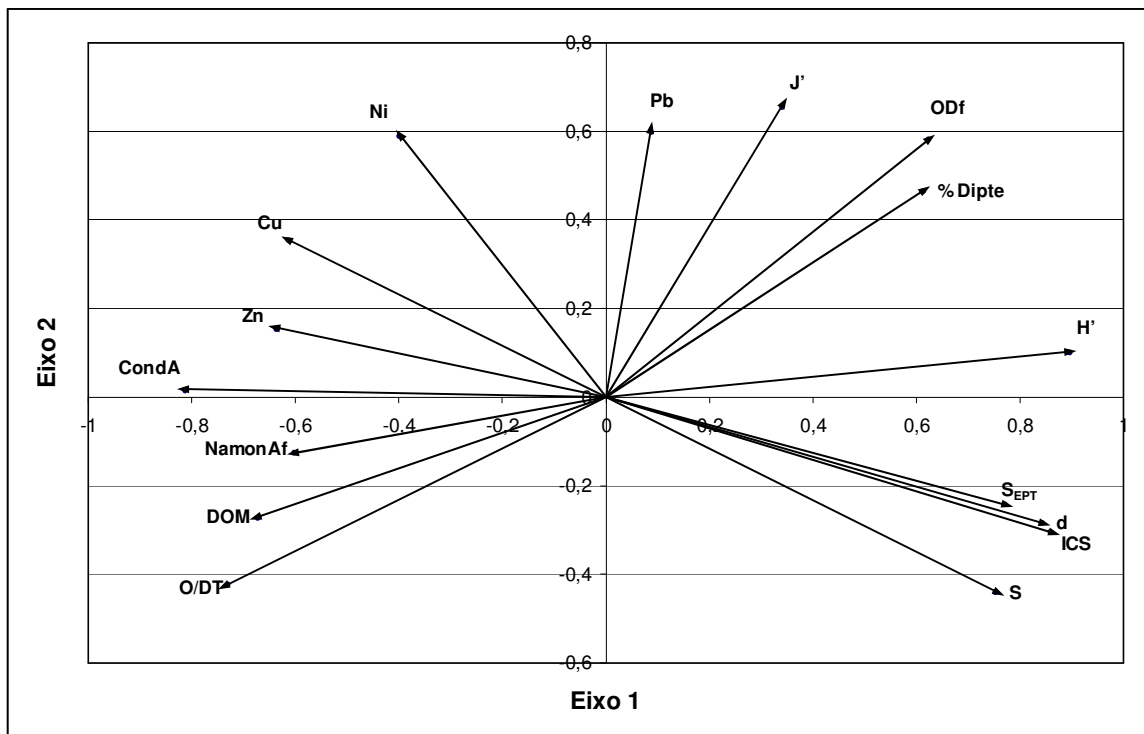


Figura 2. Diagrama de autovetores formado pelos Eixos 1 e 2 da Análise de Componentes Principais aplicada à matriz de dados abióticos mais as métricas que apresentaram correlação significativa com o gradiente de qualidade ambiental. Autovetores normalizados pela raiz de lambda. S = riqueza total de taxa; ICS = Índice de Comparação Seqüencial; **d** = riqueza de Margalef; **S_{EPT}** = riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **H'** = Diversidade de Shannon-Wiener; % Dipte = porcentagem de Diptera; **DOM** = dominância; **O/DT** = Oligochaeta/Densidade Total; **ODf** = oxigênio dissolvido na água de fundo; **Pb** = chumbo; **Ni** = níquel; **Cu** = cobre; **Zn** = zinco; **CondA** = condutividade na água de superfície; **NamonAf** = nitrogênio amoniacal na água de fundo.

Na figura 3, onde se exibem as médias e os desvios padrão das métricas entre os grupos referência, moderadamente degradados e severamente degradados, observa-se que as métricas S, **d**, **S_{EPT}**, ICS, **H'** e **DOM** discriminaram o grupo referência dos dois outros grupos, no entanto apenas ICS e **d** discriminaram os grupos moderadamente degradados dos severamente degradados. As métricas **J'**, **O/DT**, **T/DT** e %Dipte não foram capazes de discriminar os três grupos diferentes.

Ambas as métricas (S e d) não discerniram locais severamente degradados por múltiplos poluentes daqueles degradados por estresse físico (Anexo 19) (rio Corumbataí – Cor02 e rio do Peixe – Pxe04, informações obtidas durante as coletas).

Quando incorporado ao ICB_{RIO} em substituição a S, o Índice de Diversidade de Margalef não proporcionou diferenças significativas no diagnóstico final (Anexo 21).

Os valores de S_{EPT} mostraram que estes táxons não apresentaram alta diversidade nos locais avaliados (Anexo 17). Pelos resultados das médias e desvios padrão (Fig. 3c) entre os grupos referência, moderadamente degradados e severamente degradados é possível observar que esta métrica discerniu apenas a referência dos outros dois grupos. De uma forma geral, esta métrica respondeu ao gradiente (Anexo 18c).

Em geral, tanto ICS quanto H' responderam ao gradiente de maneira semelhante (Anexo 18d, 18e), principalmente nos locais menos impactados (referência) e nos mais impactados (Anexo 19). Analisando a resposta das métricas individualmente, levando-se em consideração a faixa de classificação do ICB_{RIO} , pode-se observar que o ICS foi mais restritivo quanto à classificação de qualidade para alguns locais quando comparado a H' (Anexo 17), mas para a maioria dos locais o uso do ICS ou H' praticamente não alterou o diagnóstico final (Anexo 20).

Apesar de apresentar tendências relativamente semelhantes, DOM foi ligeiramente mais sensível ao gradiente de qualidade do que J' (Anexo 18f e 18g) discernindo locais referência daqueles moderadamente poluídos (Fig. 3f e Anexo 19). A Equitatividade de Pielou não foi uma medida sensível não discernindo nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação (Fig.3g).

De uma maneira geral, O/DT apresentou tendência de aumento no seu valor com a degradação ambiental, como era esperado (Anexo 18h), principalmente em locais severamente

perturbados, tanto por poluição orgânica quanto por metais, exibindo altas densidades ou dominância de Tubificidae sem queta capilar ou Naididae. No entanto, quando avaliada a sua sensibilidade considerando os grupos referência, moderadamente degradados e severamente degradados, esta métrica não discriminou nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação (Fig. 3h).

A métrica T/DT não discriminou nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação (Fig. 3i). Esta métrica com o nível de identificação utilizado neste trabalho não foi sensível na discriminação e locais levemente degradados, subestimando a qualidade destes locais (Anexo 19).

A % Dipte apresentou alta correlação positiva com J', oxigênio dissolvido e chumbo (Fig. 2), mas não discriminou nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação (Fig. 3j), com valores variando muito em locais em condições de degradação semelhantes. Este índice

exibiu uma resposta oposta à esperada, ou seja, diminuindo em locais mais impactados.

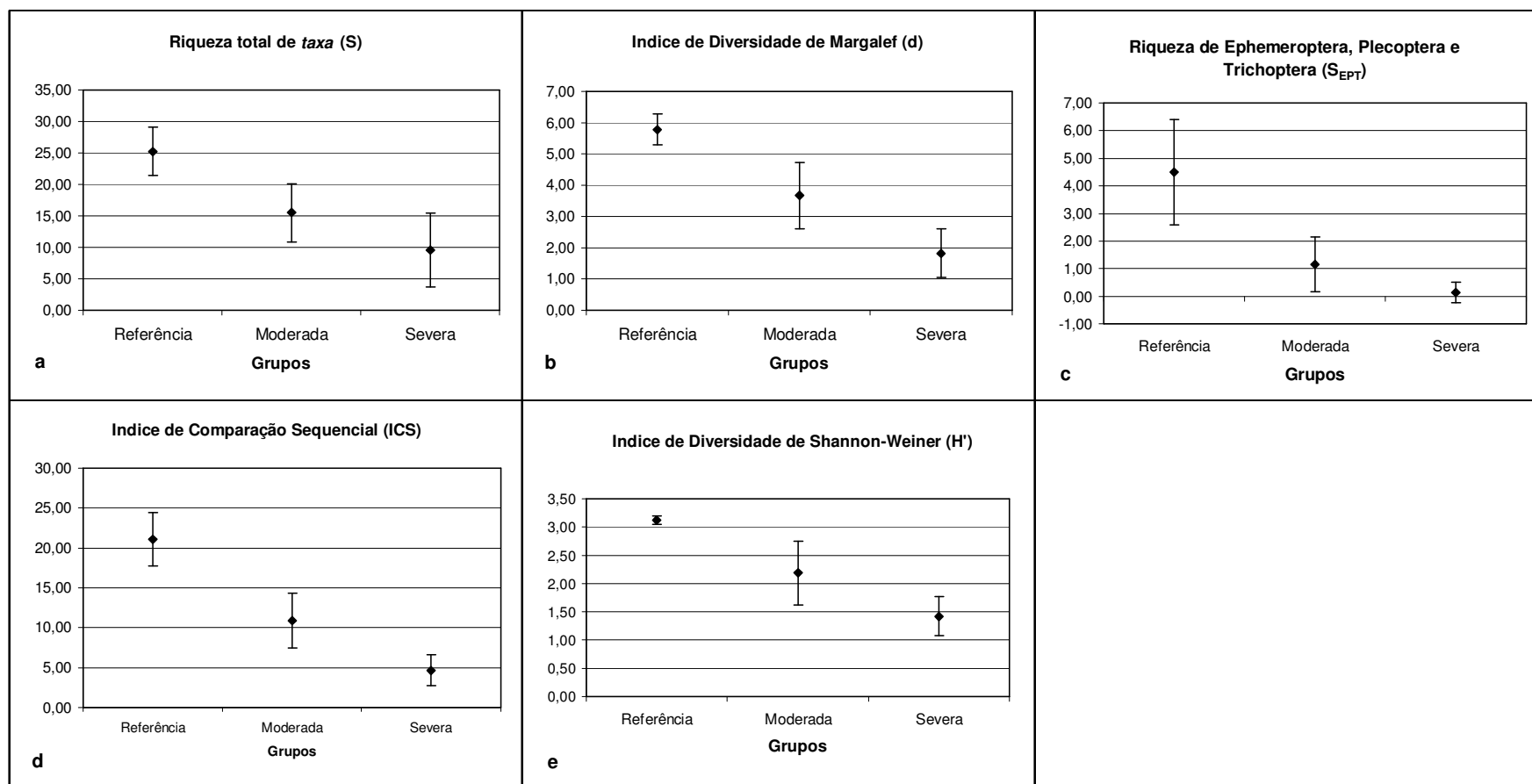


Figura 3. Distribuições das médias e desvios padrão dos índices e medidas entre os grupos referência, moderadamente degradados e severamente degradados.

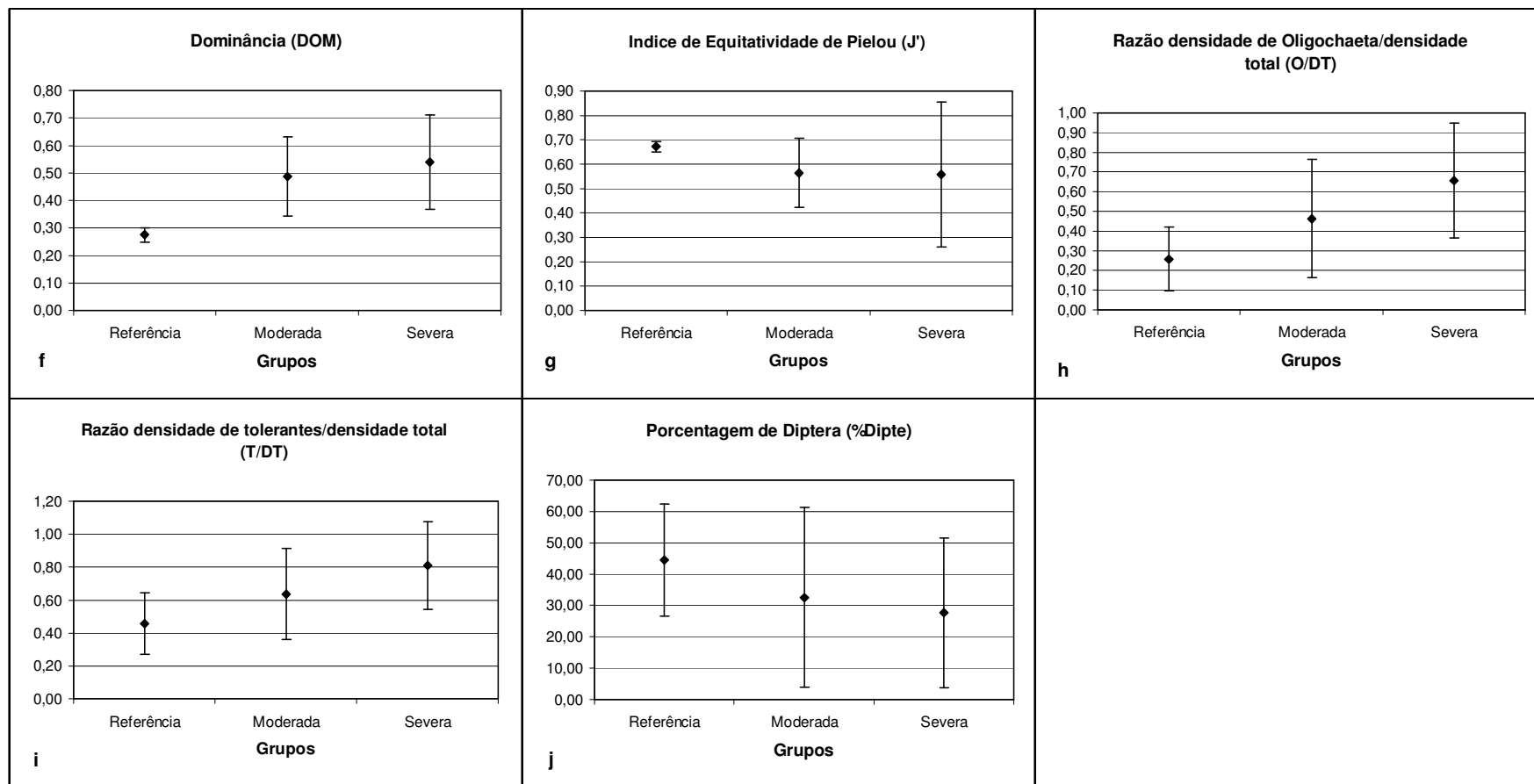


Figura 3. Continuação

4. DISCUSSÃO

4.1. Índices e medidas da comunidade

4.1.1. Redundância e variabilidade das métricas

Na escolha de métricas com o objetivo de compor um único índice multimétrico para o uso em biomonitoramento, é importante ponderar a redundância de informação, para se evitar a supervalorização de um atributo da comunidade. Assim, pode-se avaliar a redundância da contribuição das métricas sobre a estrutura da comunidade por meio do cálculo do coeficiente de correlação entre os índices de significado ecológico similar. Uma alta correlação entre métricas sugere um alto nível de interdependência ou redundância entre elas.

A baixa variabilidade é um critério em geral utilizado para determinar o potencial de uma métrica na detecção de impactos antropogênicos. Os coeficientes de variação são utilizados como uma medida da variabilidade dentro do local referência para a escolha de métricas candidatas. Estas métricas devem apresentar baixo coeficiente de variação, o que as classificam como capazes de detectar diferenças entre locais impactados e não impactados (BARBOUR *et al.*, 1992). O baixo coeficiente de variação no conjunto de dados referência aumenta a certeza estatística da detecção das alterações (RESH, 1995). Neste trabalho, alguns índices e medidas comportaram-se diferentemente entre os três locais referência, e isto pode estar relacionado ao fato destes rios pertencerem a diferentes bacias, ou à diferença na forma do cálculo, entre anos para o rio Tietê e entre réplicas para os rios Juquiá e Cachoeira. Neste trabalho optou-se como critério aceitável de variabilidade o baixo coeficiente de variação em, pelo menos, dois locais referência de duas bacias diferentes.

Portanto os dois primeiros critérios utilizados na avaliação dos índices e medidas, no presente trabalho são a redundância e a variabilidade.

A riqueza ou número de táxons distintos é uma medida da diversidade dentro de uma amostra e o aumento da diversidade relaciona-se com o aumento da saúde da comunidade,

sugerindo que o espaço do nicho, hábitat, disponibilidade de recursos são adequados para sustentar a sobrevivência e propagação de muitas espécies. A resposta esperada para um aumento na perturbação é a diminuição da diversidade ou riqueza (BARBOUR *et al.*, 1999), porém em perturbações brandas pode também ocorrer um aumento da riqueza (LENAT & BARBOUR, 1994).

Em relação à riqueza, o coeficiente de correlação entre riqueza total de taxa (S), diversidade de Margalef (d), riqueza de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}) e riqueza de Ephemeroptera (S_E) foi alto e significativo. Estes dois últimos são, geralmente, utilizados como medida da contribuição de organismos sensíveis. No entanto, a riqueza de Ephemeroptera não atendeu ao critério de baixo coeficiente de variação. Portanto, uma vez que a medida de riqueza total da amostra S e d são adequadas como métricas potenciais deve-se utilizar apenas uma delas, evitando assim, redundância de informação e supervalorização deste atributo, e mantendo-se S_{EPT} como uma métrica aceitável para riqueza de sensíveis.

Os índices de diversidade são medidas sintéticas da estrutura da comunidade que incorporam dois aspectos, o número de táxons (riqueza) e a distribuição do número de indivíduos entre táxons (uniformidade). Muitos pesquisadores têm assumido que quando a qualidade do ecossistema torna-se melhor há um aumento correspondente da riqueza e diversidade (LYDY *et al.*, 2000). Porém, como estes índices não incorporam atributos relacionados à tolerância/sensibilidade dos componentes da comunidade, seu uso como índice único não é indicado (BOTELHO-COELHO *et al.*, 2006).

Os índices de diversidade avaliados, Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Comparação Seqüencial (ICS), apresentaram simultaneamente alto e significativo coeficiente de correlação e baixos coeficientes de variação, sendo portanto, ambos os índices adequados para compor um índice multimétrico, porém apenas um deles deve ser utilizado para evitar redundância de informação e uma supervalorização deste atributo.

Métricas de uniformidade utilizando a contribuição do táxon dominante (o mais abundante) são os cálculos mais simples (PLAFKIN *et al.*, 1989 *apud* LENAT & BARBOUR, 1994). A dominância (DOM), ou razão entre a densidade do táxon mais abundante e a densidade total é, na verdade, uma medida de balanço da comunidade e a resposta esperada é o aumento do seu valor em ambientes em processo de degradação. A métrica inversa é a medida de equitatividade que pode ser representada pela Equitatividade de Pielou (J'). Esta métrica tende a diminuir o valor em resposta ao aumento de perturbação. A correlação entre DOM e J' foi negativa, como esperado, alto e significativo. E quanto ao coeficiente de variação, ambas apresentaram valores baixos sendo, portanto, consideradas métricas potencialmente aceitáveis, sendo que apenas uma deve ser incorporada ao índice multimétrico.

Métricas de balanço da comunidade têm o objetivo de medir a uniformidade (redundância) da comunidade, assumindo que uma comunidade redundante é evidência de estresse e, portanto, resultado de desequilíbrio de sua estrutura (BARBOUR *et al.*, 1992). Muitas fórmulas matemáticas podem ser utilizadas para calcular a uniformidade, mas a preferência em programas de monitoramento é para aquelas de cálculos mais simples (LENAT & BARBOUR, 1994).

Das medidas de balanço foram avaliadas seis métricas que utilizam organismos tolerantes: T_{sqc}/O , T_{sqc}/DT , T/DT , O/DT , O/C , e %Dipte. Nestas métricas, os Tubificidae sem queta capilar são geralmente utilizados por estar praticamente restritos ao gênero *Limnodrilus* (BOTELHO-COELHO *et al.*, 2006), considerado um dos grupos mais tolerantes dentro desta família, sendo a resposta esperada em ambientes em processo de degradação, principalmente por enriquecimento orgânico, o aumento de sua abundância.

A métrica razão entre a densidade de Tubificidade sem queta capilar e a densidade total de Oligochaeta (T_{sqc}/O) apresentou coeficiente de correlação significativo apenas no caso da razão entre a densidade de Tubificidae sem queta capilar e a densidade total (T_{sqc}/DT), porém o coeficiente foi relativamente baixo. Apesar das métricas T_{sqc}/O e T_{sqc}/DT responderem ao

aumento da degradação do ambiente, em algumas situações, na qual ocorre uma alta densidade de organismos de outras famílias de Oligochaeta, como por exemplo, Naididae, o valor da razão $Tsqc/O$ tende a diminuir. Este fato foi observado em alguns locais avaliados neste trabalho, sendo esta resposta oposta ao esperado, explicando o baixo valor do coeficiente de correlação.

Apesar de em geral responder à poluição orgânica, a razão $Tsqc/O$ pode subestimar a qualidade ambiental de locais não impactados ou levemente impactados, pois estes Tubificidae sem queta capilar podem ocorrer nesses locais em densidade baixa, porém serem os únicos ou mais abundantes dentro desta ordem. Neste caso a métrica assume o valor máximo ou muito alto e o local é erroneamente classificado como impactado, como observado em alguns locais neste trabalho. $Tsqc/O$ também não atendeu ao critério de baixa variabilidade o que a torna inadequada como métrica potencial.

A métrica $Tsqc/DT$ apresentou coeficientes de correlação altos e significativos nas combinações com T/DT , O/DT e O/C . Já para $\%Dipte$, o coeficiente de correlação foi negativo e significativo, Isto se deve ao fato desses organismos terem apresentado, na maioria dos locais avaliados, tendências opostas de variação de densidade.

O valor da razão $Tsqc/DT$ aumenta, em geral, em locais impactados por poluição orgânica. No entanto, em algumas situações onde os impactos favorecem o aumento da densidade ou dominância de outros organismos também considerados tolerantes, como por exemplo, Chironomini ou Naididae, este índice pode subestimar a degradação ambiental. Quanto ao critério de baixa variabilidade, $Tsqc/DT$ apresentou alto coeficiente de variação, portanto, é considerada uma métrica inadequada.

A métrica razão entre densidade de tolerantes e densidade total (T/DT) apresentou coeficiente de correlação alto e significativo com a razão entre densidade de Oligochaeta e densidade total (O/DT). No entanto, com a razão entre densidade de Oligochaeta e densidade de Chironomidae (O/C), apesar de significativo o coeficiente de correlação foi baixo. Este baixo valor do coeficiente é explicado pela resposta oposta à esperada para métrica O/C em condições

de degradação do ambiente, ou seja, a diminuição do seu valor. Isto ocorre devido à contribuição de organismos da tribo Chironomini, e Tanytarsini, e das subfamílias Tanypodinae e Orthocladiinae, todas pertencentes à família Chironomidae que, quando presente em altas densidades, resultou em um baixo valor desta métrica. Na avaliação de redundância com %Dipte, o coeficiente de correlação foi negativo e significativo, no entanto, seu valor foi baixo. Este fato é explicado pela presença, em alguns locais, de alta densidade de organismos da tribo Chironomini que participa como um componente dos organismos tolerantes (T) desta métrica T/DT. Assim, na ocorrência de altas densidades de Chironomini, T/DT e %Dipte tendem a aumentar. Em relação à variabilidade, T/DT também foi considerada uma métrica potencialmente aceitável.

Neste trabalho foram considerados como tolerantes os Tubificidae sem queta capilar e Naididae e a tribo Chironomini, devido ao nível de identificação em que se encontravam os dados. Segundo LENAT e BARBOUR (1994), a identificação de larvas de Chironomidae e vermes Oligochaeta no nível de espécies podem melhorar muito os resultados em monitoramento, porém sua identificação é difícil e demorada devido à necessidade de preparação de lâminas. No entanto, a utilização do nível de gênero para *Chironomus* e de família para Tubificidae sem queta capilar e Naididae no cálculo da métrica T/DT é uma alternativa viável, pela possibilidade de identificação destes organismos em estereomicroscópio, sem a necessidade de preparação de lâminas.

A métrica T/DT, com a substituição da tribo Chironomini pelo gênero *Chironomus*, já é utilizada na rede de monitoramento da agência ambiental do estado (CETESB) desde 2005.

A razão entre densidade de Oligochaeta e densidade total (O/DT) apresentou valor coeficiente de correlação alto e significativo tanto com a razão entre densidade de Oligochaeta e densidade de Chironomidae (O/C) quanto com %Diptera, porém, com este último exibiu coeficiente de correlação negativo. A métrica O/DT em geral aumenta com o aumento da degradação do ambiente, principalmente por esgoto doméstico com baixas concentrações de

oxigênio dissolvido, mas pode subestimar quando a degradação é devido a outro tipo impacto, ou na ocorrência de alta densidade ou dominância de organismos pertencentes às outras ordens, por exemplo, o gênero *Chironomus*, também tolerantes a baixas concentrações de oxigênio (HELIÖVARA & VÄISÄNEN, 1993 *apud* KUHLMANN, 2000). Pelo critério de baixa variabilidade O/DT é uma métrica potencialmente aceitável.

A métrica razão entre densidade de Oligochaeta e densidade de Chironomidae (O/C) apresentou alto e significativo coeficiente de correlação negativo com %Dipte, além dos já discutidos acima, porém exibiu alto coeficiente de variação, o que a torna uma métrica inadequada.

Segundo BARBOUR *et al.* (1996), a porcentagem de Diptera (% Dipte) aumenta com o aumento da perturbação, porém neste trabalho esta métrica apresentou uma tendência oposta atingindo, em geral, valores mais altos em locais menos impactados. Esta métrica apresentou baixo coeficiente de variação, o que a torna adequada como uma métrica potencial em relação ao critério de variabilidade.

Das seis métricas de balanço utilizando organismos tolerantes, três mostraram-se adequadas como métricas potenciais (T/DT, O/DT e %Dipte), porém apenas uma deve ser utilizada em um índice multimétrico.

A razão entre densidade de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera e densidade de Chironomidae (EPT/Chi) é também uma métrica que indica o balanço da comunidade, porém utilizando as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, considerados mais sensíveis, e Chironomidae, considerados os menos sensíveis ao estresse ambiental. Já a razão entre densidade de Tanytarsini e densidade de Chironomidae (Tt/Chi) utiliza a tribo Tanytarsini, considerada a mais sensível dentro da família Chironomidae. Uma vez que ambas as métricas expressam a ocorrência e abundância de organismos sensíveis, espera-se que respondam ao processo de degradação do ambiente com a diminuição dos seus valores. A correlação entre Tt/Chi e EPT/Chi foi significativa, porém baixa, devido a situações em que houve aumento na

densidade de Tanytarsini que resultou simultaneamente em um aumento de Tt/Chi, e na densidade de Chironomidae na razão EPT/Chi. O incremento na densidade de Tanytarsini não foi acompanhado na mesma proporção por um aumento de EPT que são mais exigentes em relação às condições ambientais do que os Tanytarsini, o que levou a uma resposta oposta entre estas duas métricas. Destas duas métricas de balanço da comunidade utilizando organismos sensíveis, apenas Tt/Chi atende ao critério de baixa variabilidade, portanto esta é a métrica potencialmente adequada.

Um problema na avaliação de métricas tem sido a escassez, se não ausência, de locais referência, essenciais para a avaliação da variabilidade das métricas disponíveis.

Avaliada a redundância entre índices e métricas com mesmo significado ecológico e o atendimento ao critério de baixa variabilidade, a etapa seguinte é a de avaliar a sensibilidade destes índices e métrica, ou seja, a sua capacidade de discriminar locais não impactados ou levemente impactados daqueles impactados quando aplicados em um conjunto de dados.

4.2. Gradientes de qualidade ambiental definidos por variáveis abióticas

Em países em desenvolvimento, um dos principais problemas que afetam a qualidade dos ambientes aquáticos é o lançamento de esgoto doméstico *in natura*, em consequência do tratamento deficiente ou muitas vezes ausente destes efluentes. Somando-se a isto, uma série de poluentes provenientes de despejos de atividades industriais e escoamento superficial em áreas agrícolas tende a aumentar a complexidade deste impacto que pode alterar a composição da comunidade de macroinvertebrados de diferentes maneiras (THORNE e WILLIAMS, 1997). Assim, torna-se difícil a determinação do tipo de poluição, seja pela presença de múltiplos estressores, seja pela ausência de medida do estressor verdadeiro.

No presente trabalho, o conjunto de dados abióticos da água e sedimento confirmou a complexidade referida pelos autores acima citados. Há locais onde foram detectados

simultaneamente múltiplos estressores como coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal, metais e organoclorados (por exemplo, Lindane), este último não utilizado na Análise de Componentes Principais por seus resultados apresentarem problemas analíticos (Anexo 13 e 15).

A ordenação se baseia em valores numéricos das variáveis utilizadas e o posicionamento dos locais é o resultado da combinação linear de todas as variáveis em eixos ortogonais, em um espaço multidimensional representando o total da variância dos dados. Neste trabalho foram utilizados onze critérios (variáveis). Desta forma, a escolha dos dois primeiros eixos na ordenação exibiu o posicionamento dos pontos em um plano, ou seja, apenas duas dimensões, sintetizando o efeito preponderante das variáveis que mais contribuíram para a formação deste plano.

Apesar da complexidade dos poluentes presentes em alguns locais amostrados, a Análise de Componentes Principais (ACP) foi relativamente eficiente na ordenação dos locais, exibindo dois gradientes de qualidade ambiental. A ordenação dos locais ao longo destes gradientes foram determinada principalmente pelas concentrações de metais no sedimento (Cu, Ni e Zn) e condutividade elétrica na água de superfície e pela concentração de oxigênio dissolvido e nitrogênio amoniacal na água de fundo e chumbo no sedimento .

O fato dos contaminantes terem apresentado baixos valores em alguns locais não significa necessariamente que não seja um local impactado. Por exemplo, variáveis que indicam enriquecimento orgânico apresentaram baixos valores em locais reconhecidamente impactados pelo lançamento de esgoto *in natura* (ribeirão dos Cristais – Cris03, Anexo 17), fato confirmado pelos dados ao longo do ano na rede de monitoramento da CETESB (CETESB, 2003). Este fenômeno é consequência do fato das análises físicas e químicas da água representam condição no momento da coleta. Portanto, a estrutura da comunidade (Anexo 20), representada por índices escolhidos, apesar de sensíveis, pode comportar-se, nestes locais, de modo diferente do esperado a partir de dados abióticos. Isto mostra a capacidade da biota em detectar alterações no ambiente muitas vezes não detectado pelas análises físicas e químicas ou então por algum outro

tipo de estressor não avaliado, como por exemplo, degradação relacionada aos impactos físicos.

4.3. Sensibilidade dos índices e medidas da comunidade ao gradiente de qualidade ambiental

Segundo THORNE e WILLIAMS (1997), uma métrica a ser incorporada em um sistema multimétrico deve refletir a degradação ambiental de forma acurada e segura. Os nove índices e métricas consideradas (S, d, S_{EPT} , H' , %Dipte, J', DOM e O/DT) que apresentaram correlação com o gradiente de qualidade ambiental são discutidos abaixo.

4.3.1. Riqueza

A diversidade de Margalef (d) e a riqueza total de táxons (S) apresentaram forte correlação negativa com metais no sedimento, assim, a resposta esperada destas métricas é que diminuam os seus valores com a presença ou ao aumento nas concentrações de metais no sedimento, o que de fato foi a tendência exibida em geral por ambas as métricas (Anexo18a e 18b). CARLISLE e CLEMENTS (1999), avaliando a sensibilidade de métricas a metais, observaram que a riqueza total de táxons (S) foi altamente sensível a eles. Em um trabalho realizado na bacia do rio Arkansas, foi observado que concentrações elevadas de Cd, Cu e Zn tiveram efeito dramático sobre a comunidade bentônica (CLEMENTS, 1994 *apud* CARLISTE e CLEMENTS, 1999).

Além da resposta aos metais, os valores de S e d também diminuíram em locais severamente impactados por enriquecimento orgânico, o que corrobora o diagrama de autovetores, no qual se observa também uma correlação negativa destas duas métricas com nitrogênio amoniacal e positiva com oxigênio dissolvido. Ambas discriminaram os locais menos impactados ou referência daqueles fortemente impactados, sendo a diversidade de Margalef, um

pouco mais sensível, discernindo locais considerados moderadamente impactados daqueles severamente impactados.

Considerando as faixas de classes do Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}), a diversidade de Margalef foi mais restritiva que S, em locais que apresentaram dominância ou maior densidade de organismos considerados tolerantes (Anexo 17), sendo um pouco mais sensível em situações em que ocorre um aumento de riqueza quando o elevado aporte de esgoto doméstico resulta em um maior enriquecimento orgânico (Anexo 19), no entanto, em um diagnóstico final através do ICB_{RIO} não houve diferenças significativas.

A diversidade de Margalef está baseada na relação linear presumida entre o número de espécies e o logaritmo do número total de indivíduos, portanto influenciada pelo tamanho da amostra, continuando vaga a razão da sugestão deste índice, sendo raramente utilizado (WASHINGTON, 1984).

Segundo RESH e JACKSON (1993), S é uma métrica útil em discernir locais impactados de não impactados, e a facilidade de obtenção e compreensão a torna a métrica indicada para uso em biomonitoramento, podendo ser incorporado no índice multimétrico.

A riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}) apresentou alta correlação com S e d, corroborando vários trabalhos de avaliação de métricas. Para CARLISLE e CLEMENTS (1999) é preciso cuidado ao utilizar simultaneamente S e S_{EPT} em índices multimétricos, devido à redundância de informação. No entanto, para BARBOUR *et al.* (1996) esta recomendação é válida para locais onde a diversidade dos táxons de EPT são bastante altas e, portanto poderiam contribuir substancialmente para a riqueza total. Assim, a redundância provavelmente não ocorre em todas as situações e S e S_{EPT} poderiam fornecer informações complementares.

Os dados da comunidade bentônica no presente trabalho mostraram que estes táxons não apresentaram alta diversidade nos locais avaliados (Anexo 17). Em comparação à riqueza total

(S), S_{EPT} também foi altamente sensível à baixa concentração de oxigênio dissolvido na água e à presença de metais no sedimento, porém mais sensível às alterações sutis que demonstram início de degradação. Este resultado corrobora THORNE e WILLIAMS (1997), que em um estudo sobre a resposta de macroinvertebrados à poluição, inclusive contemplando cinco pontos de amostragem no Rio Tietê-São Paulo, verificaram que a S_{EPT} foi capaz de discernir locais não poluídos daqueles ligeiramente poluídos que foram problemáticos para outras métricas.

Segundo THORNE e WILLIAMS (1997), S_{EPT} não foi eficaz em discernir locais moderadamente poluídos daqueles totalmente poluídos, devido ao rápido declínio no número de família destes táxons. Resultado semelhante foi observado no presente trabalho em locais onde os dados abióticos sugerem tanto poluição moderada quanto severa por material orgânico e/ou por metais, não foi observada a presença de nenhum destes três táxons. Por outro lado, outras métricas podem ser utilizadas para discernir estes locais.

Outros autores também consideram S_{EPT} útil para discriminar locais impactados de não impactados (RESH & JACKSON, 1993; RESH, 1995) e a recomendam para uso, em nível de família, em países em desenvolvimento, devido à possibilidade de sua identificação sem a necessidade de preparação de lâminas e com certo grau de treinamento (RESH, 1995).

A presença de organismos sensíveis à poluição é um importante atributo a ser considerado na maioria das avaliações e S_{EPT} , de uma forma geral, respondeu ao gradiente (Anexo 18c), mostrando-se adequada como medida deste atributo, portanto podendo ser incorporada ao índice multimétrico.

Em 2002 foi inserida no índice multimétrico para rios (ICB_{RIO}) utilizado na rede de monitoramento da CETESB, a métrica riqueza de sensíveis (S_{sen}), que equivaleria ao S_{EPT} com a adição do gênero de Chironomidae-Tanytarsini *Stempellina*. Foi observado pelos dados disponíveis para vinte e um locais, onde os membros da família Chironomidae foram identificados em nível de gênero, que a presença de *Stempellina* ocorreu em quatro locais (Anexo 17), dos quais três levemente impactados por poluição orgânica, porém com altas

concentrações de metais. Apesar da baixa densidade de larvas deste gênero, isto sugere uma possível tolerância deste gênero aos metais. Contudo esta hipótese é ainda prematura, devido ao pequeno número de dados, sendo necessários estudos mais específicos sobre a tolerância deste aos metais. Assim, analisada individualmente, esta métrica subestimou alguns locais impactados por metais quando comparada com a S_{EPT} . No entanto, no diagnóstico final utilizando o ICB_{RIO} não houve alteração (Anexo 22)

4.3.2. Diversidade

Os índices de diversidade são as medidas de estrutura mais amplamente utilizadas e está baseada na premissa de que comunidade sob estresse sofrerá uma redução na diversidade de modo que, com o aumento da poluição, haverá um aumento desproporcional de um conjunto reduzido de espécies tolerantes com a diminuição ou eliminação das espécies mais sensíveis (LUCEY, 1987). Como estes incorporam tanto a riqueza quanto a uniformidade, o desequilíbrio será indicado pela diminuição de seu valor. No entanto, a utilidade dos índices de diversidade tem sido questionada freqüentemente, pois a poluição branda pode ser associada ao aumento na diversidade, comparado ao característico declínio com a poluição severa (THORNE e WILLIAMS, 1997),

O Índice de Comparação Seqüencial e o Índice de Shannon-Wiener consideram tanto a riqueza quanto a uniformidade, descrevendo melhor o aspecto geral da estrutura, e também podem discernir comunidades com riquezas semelhantes, porém apresentando diferenças na proporção entre os táxons (BOTELHO-COELHO *et al.*, 2006).

O Índice de Comparação Seqüencial (ICS) e o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H') foram significativamente correlacionados apresentando forte correlação positiva com oxigênio e com as métricas S_{EPT} , d e S e negativa com metais, condutividade, nitrogênio amoniacal, DOM e O/DT.

Em geral, as duas métricas responderam ao gradiente de maneira semelhante (Anexo 18d, 18e), principalmente nos locais menos impactados (referência) e nos mais impactados (Anexo 19). Analisando a resposta das métricas individualmente, levando-se em consideração a faixa de classificação do ICB_{RIO}, pode-se observar que o ICS foi mais restritivo quanto à classificação de qualidade para alguns locais quando comparado a H' (Anexo 17). No entanto, o ICS apenas subestimou a qualidade em alguns pontos localizados em região de cabeceira levemente impactados.

Através do ICB_{RIO} (Anexo 20) estas diferenças, em alguns locais, resultaram em diagnóstico de pior qualidade quando utilizado o ICS, porém mais coerentes, uma vez que estes locais apresentaram fortes indícios de degradação por impactos químicos e/ou físicos, bem como observados em outros atributos da comunidade como, por exemplo, S e S_{EPT} (Anexo 19). Para a maioria dos locais, o uso do ICS ou H' praticamente não alterou o diagnóstico final (Anexo 20), porém pela maior sensibilidade, a escolha mais adequada seria o ICS.

No entanto, o programa desenvolvido para o cálculo do ICS apresenta uma limitação relacionada ao tamanho da amostra, não sendo possível o cálculo deste em amostras onde as densidades são superiores a 4.000 indivíduos ficando, portanto, como alternativa o uso do H' quando não for possível o cálculo do ICS.

4.3.3. Dominância e Equitatividade

Tanto a dominância quanto o seu inverso, a equitatividade, são métricas que tem por objetivo medir a uniformidade da comunidade. Pressupõe-se que uma comunidade saudável e equilibrada a representação proporcional das espécies será relativamente estável, embora a abundância individual possa variar em magnitude (BARBOUR *et al.*, 1999). Portanto, a dominância de um único táxon, ou de alguns poucos táxons, indicaria uma comunidade sob influência de estresse ambiental.

A dominância (DOM) e Equitatividade de Pielou (J') foram as duas métricas avaliadas neste trabalho. Como esperado, apresentaram correlação negativa entre si. Apesar de apresentar tendências relativamente semelhantes, DOM foi ligeiramente mais sensível ao gradiente de qualidade (Anexo 18f e 18g), discernindo locais referência daqueles moderadamente poluídos (Fig. 3f, Anexo 19). A Equitatividade de Pielou não foi uma medida tão sensível, não discernindo locais exibindo comunidade extremamente alterada, por exemplo, Cor02 e Pxe04, com apenas três e quatro táxons diferentes, respectivamente, e densidade extremamente baixa (Anexo 17), o que resultou na equitatividade máxima, classificando-os como locais não impactados. Esta métrica também não discerniu nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação.

Uma desvantagem da dominância é que ela não diferencia locais com ocorrência de organismos tolerantes daqueles com organismos sensíveis, portanto, assim como os índices de diversidade, não é aconselhada a sua utilização como métrica única em um diagnóstico. Na utilização desta métrica em um índice multimétrico, é necessário cuidado, pois por não considerar a sensibilidade dos organismos dominantes pode, em algumas situações, subestimar a qualidade de um local. Por outro lado, pode superestimar a qualidade de locais severamente poluídos, onde há altas densidades de diferentes táxons, mas tolerantes sem, contudo, apresentar dominância.

Pela facilidade de obtenção, a DOM é a métrica mais adequada para uso em biomonitoramento, quando comparada a J' , mas com restrições quanto à sua incorporação a um índice multimétrico, sendo mais útil como uma medida complementar para a interpretação do diagnóstico final dada por um índice multimétrico.

4.3.4. Tolerância / Sensibilidade

As medidas da presença e contribuição dos organismos tolerantes são atributos considerados fundamentais ao diagnóstico ambiental (BOTELHO-COELHO *et al.*, 2006). Estas métricas podem incluir número de táxons tolerantes, porcentagem na composição, tanto em relação ao total da comunidade quanto em relação a um grupo específico, ou entre grupos de diferentes graus de tolerância poluição.

A razão entre a densidade de Oligochaeta e a densidade total (O/DT) apresentou forte correlação positiva com a dominância e com as variáveis ambientais nitrogênio amoniacal, condutividade e metais, e negativamente com o oxigênio dissolvido na água de fundo e a porcentagem de Diptera. De uma maneira geral, esta métrica apresentou tendência de aumento no seu valor com a degradação ambiental, como era esperado (Anexo 18h), principalmente em locais severamente perturbados, tanto por poluição orgânica quanto por metais, exibindo altas densidades ou dominância de Tubificidae sem queta capilar ou Naididae. No entanto, esta métrica não discerniu, por exemplo, o local referência (TBM03 e TBM05), com uma comunidade diversificada daqueles onde foram observados algum tipo de impacto ambiental moderado e exibindo altas densidades ou dominância de larvas de dípteros Chironomidae-Chironomini, inclusive do gênero *Chironomus*, considerado o mais tolerantes, resultando em baixo valor desta métrica nestes locais moderadamente impactados. Como Chironomidae também são considerados bastante tolerantes à poluição, e pelo fato de, frequentemente, as altas abundâncias nesta família serem utilizados como indicador de degradação (BARBOUR *et al.*, 1995 *apud* KASHIAN e BURTON, 2000), a métrica O/DT, ao considerar apenas Oligochaeta, pode levar a um diagnóstico de qualidade errôneo, por não discernir locais com diferentes graus de perturbação. De fato, esta métrica não discriminou nenhum dos três grupos com diferentes graus de degradação. Como o gênero *Chironomus* tem sido encontrado com frequência nos rios monitorados, que se encontram severamente impactados, esta métrica não parece adequada para uso em biomonitoramento.

A métrica T/DT não apresentou correlação significativa com o gradiente, porém, no cálculo desta métrica no presente trabalho, como mencionado anteriormente, foram considerados como grupos tolerantes Tubificidae sem queta capilar, Naididae e Chironomidae-Chironomini podendo ter sido esta a razão da baixa correlação como gradiente.

No caso de T/DT, a diferença nas tolerâncias dos membros da tribo Chironomini leva ao problema oposto ao da métrica O/DT, ou seja, pode elevar o valor de T/DT e subestimar a qualidade de locais levemente impactados, devido às diferenças de tolerância entre gêneros dentro desta tribo. Por exemplo, locais em processo de degradação podem favorecer a ocorrência de uma alta densidade de membros desta tribo, que mesmo sendo composta de organismos mais sensíveis, resultaria em um aumento no valor desta métrica. Como o gênero *Chironomus* é reconhecidamente mais tolerante, supõe-se que ao substituir o grupo Chironomini pelo gênero *Chironomus* ocorra uma melhora na sensibilidade desta métrica.

Esta métrica, com a substituição de Chironomini por *Chironomus*, foi avaliada em poucos pontos, porém, mostrou-se mais sensível na discriminação de locais menos impactados daqueles mais impactados por esgotos domésticos (Anexo 16 e 17), resultando em um diagnóstico final do ICB_{RIO} mais coerente em locais levemente impactados (Anexo 21). Sendo assim, sugere-se esta métrica como potencial, por considerar os táxons tolerantes, sem impedimentos para sua utilização em biomonitoramento.

Na rede de monitoramento das águas interiores da CETESB, desde 2005 tem sido utilizada esta métrica com a substituição da tribo Chironomini pelo gênero *Chironomus*. Com o aumento no volume de dados com identificações em nível de gênero disponíveis, novas avaliações desta métrica poderão ser realizadas.

A métrica porcentagem de Diptera (%Dipte) é outra métrica de composição ou abundância relativa utilizando organismos tolerantes sugerida pelo protocolo de avaliação da EPA (BARBOUR *et al.*, 1999), sendo a resposta esperada para esta métrica o aumento de seu valor com o aumento da poluição, pois a família Chironomidae domina e aumenta em

abundância, enquanto organismos mais sensíveis retraem (KERANS *et al.*, 1992). Esta métrica apresentou forte correlação positiva com oxigênio na água de fundo e chumbo e negativa com condutividade e nitrogênio amoniacal.

No presente trabalho, em geral, a resposta observada foi oposta à esperada (Anexo 19), com a redução de %Dipte com o aumento da poluição, redução esta devido à dominância de Oligochaetas tolerantes, em geral os Tubificidae sem queta capilar. Por outro lado, subestimou a qualidade de locais onde ocorreram altas densidades de não insetos, por exemplo, Bivalvia-Sphaeriidae, classificando-os igualmente aos locais altamente impactados dominados por Tubificidae sem queta capilar.

Alguns locais com altas concentrações de oxigênio, mesmo quando observadas altas concentrações de metais, favoreceu a ocorrência de elevadas densidades de larvas de Chironomini (em locais com dados disponíveis em nível de gênero, foi observado, em geral, a ocorrência do gênero *Polypedillum*), sendo esta métrica sensível aos impactos por metais nestes casos. Em situações de poluição orgânica moderada, que favoreceu a ocorrência de altas densidades de larvas de Chironomini, esta métrica também foi sensível ao enriquecimento orgânico. Portanto devido a estas incertezas quanto sua sensibilidade aos diferentes graus de degradação ambiental, o uso desta métrica não parece adequada até que sejam esclarecidos os níveis de sensibilidade de seus componentes.

Das 18 métricas avaliadas, quatro podem ser consideradas sensíveis ao gradiente de qualidade ambiental, a saber, S, S_{EPT}, ICS (H' como métrica alternativa apenas quando não for possível o cálculo de ICS) e DOM, sendo adequadas para uso em biomonitoramento. Apenas DOM não é adequada a ser incorporada ao índice multimétrico.

A métrica T/DT, com a substituição da tribo Chironomini pelo gênero *Chironomus*, pode ser considerada potencial, pois atende como medida de tolerância, sendo que, até que mais informações possibilitem uma melhor avaliação desta métrica, não há impedimento quanto ao seu uso em biomonitoramento e até mesmo sua incorporação ao índice multimétrico.

O fato de alguns índices e medidas não ter apresentado correlação com o gradiente de qualidade neste trabalho não os descartam definitivamente como métricas potenciais, pois a resposta de um índice não é necessariamente linear às perturbações no ambiente, sendo resultante de múltiplos estressores e, provavelmente, alguns outros estressores agindo sobre a biota podem não ter sido avaliados no conjunto de dados ambientais aqui utilizados.

5. CONCLUSÕES

- A complexidade resultante dos múltiplos poluentes presentes nos ambientes lóticos não permite a avaliação de todos os tipos de estressores agindo sobre a biota e o estabelecimento de um gradiente de qualidade claro e linear é praticamente inexistente, o que dificulta a avaliação da sensibilidade das métricas a um gradiente baseado apenas em resultados de concentrações.
- Todas as métricas, em geral, não foram sensíveis em discernir impactos físicos dos químicos atuando sobre a biota, portanto, informações obtidas no momento da coleta sobre possíveis alterações físicas ocorridas são extremamente importantes para a compreensão do diagnóstico final de qualidade do ambiente.
- A riqueza total de táxons (S), riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}), Índice de Comparação Seqüencial (ICS) e dominância (DOM) foram as métricas adequadas, contemplando os principais atributos da estrutura da comunidade, importantes de ser observados em um diagnóstico ambiental e, portanto, adequadas para serem utilizadas em biomonitoramento, podendo ser, com exceção da DOM, também incorporadas ao índice múltimétrico.

- A métrica T/DT pode ser considerada potencial e ser utilizada com a substituição da tribo Chironomini pelo gênero *Chironomus*, pois atende como medida de tolerância, até que mais informações possibilitem uma melhor avaliação desta métrica.
- A presença do gênero *Stempellina* de Tanytarsini em locais com altas concentrações de metais sugere tolerância deste gênero à presença destes, contudo, é necessário estudos específicos sobre o assunto antes de assumir esta hipótese.
- A métrica Porcentagem de díptera respondeu de forma oposta ao esperado, e de maneira pouco consistente, devido às incertezas quanto à sua sensibilidade aos diferentes graus de degradação do ambiente, portanto, o uso desta métrica não é adequado no momento.
- O Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}), utilizada pela agência ambiental do estado de São Paulo (CETESB), mostrou-se sensível ao gradiente de qualidade sendo, portanto uma ferramenta útil e adequada a ser utilizada no diagnóstico da qualidade do ambiente aquático em biomonitoramento.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AYRES, M; AYRES JR., M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat - Aplicações Estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Belém: 2005.

BARBOUR, M. T.; PLAFKIN, J. L.; BRADLEY, B. P.; GRAVES, C. G.; WISSEMAN, R. W. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 11: 437-449, 1992.

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 benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 15, n. 2, p. 185-211, 1996.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER; B.D.; STRIBLING, J.B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2nd. ed. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. (U.S.EPA 841-B-99-002), 1999. Disponível em: <http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/>. Acesso em: 09/01/2004.

CAIRNS, Jr., J.; DICKSON, K.L. A simple method for biological assessment on the effects of the waste discharge on aquatic bottom – dwelling organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 43, p. 755-76, 1971.

CARLISE, D. M.; CLEMENTS, W. H. Sensitivity and variability of metrics used in biological assessments of running waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 18: 285 – 291, 1999.

CCME-Canadian Council of Ministers of the Environment. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: summary tables. CCME, 2001. Disponível em: <http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/sediment_summary_table.htm>. Acesso em 05/01/2002.

CETESB Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo –2003. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2004. v. 1. 273p.

CETESB Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo –2004. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2005. v. 1. 307p.

CETESB Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo –2005. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2006. v.1. 488p.

CHESSMAN, B. C. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific, sampling, family level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, v. 20, p. 122-129, 1995.

COELHO-BOTELHO, M. J.; CARVALHO, M. C.; KUHLMANN, M. L.; SALVADOR, M. E. P.; SOUZA, R. C. R.; WATANABE, H. M.; ARAÚJO, T. P. A.; BRESSAN JUNIOR, H.; BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R. M. **Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo.** São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), 2006. 146p.+ anexo.

GRIFFITHS, R.W. **BIOMAP: Concepts, protocols and sampling procedures for the Southwestern region of Ontario. Report SWR-1.** Ontário: Ministry of Environment and Energy, 1993, 25p.

KUHLMANN, M. L. **Invertebrados bentônicos e qualidade ambiental.** 2000. 155p. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.

- KUHLMANN, M. L.; WATANABE, H. M.; BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R. M. Developing a Protocol for use of Benthic Invertebrates in São Paulo State's Reservoirs Biomonitoring. I. Habitat, Sampling Period, Mesh Size and taxonomic Level. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 17, n. 2, p. 143-153, 2005.
- KASHIAN, D. R.; BURTON, T.M. A comparison of macroinvertebrates of two Great Lakes Coastal Wetlands: Testing potential metrics for an Index of Ecological Integrity. *Journal of the Great Lakes Research*, v. 26, n. 4, p. 460-481, 2000.
- 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, n. 4, p. 377-390, 1992.
- LENAT D. R.; BARBOUR M. T. Using Benthic Macroinvertebrate Community Structure for Rapid, Cost-Effective, Water Quality Monitoring: Rapid Bioassessment, In: STANFORD, L. L.; SPACIE, A. (Eds.) **Biological monitoring of aquatic systems**. Boca Raton: CRC Press, 1994. cap. 11, p. 187-215.
- LOPRETTO, E. C.; TELL, Q. **Ecosistemas de aguas continentales – metodologías para su estudio**. Tomo II. La Plata: Ediciones SUR, 1995, 895p.
- LOPRETTO, E. C.; TELL, Q. **Ecosistemas de aguas continentales – metodologías para su estudio**. Tomo III. La Plata: Ediciones SUR, 1995, 1401p.
- LUCEY, J. Biological monitoring of rivers and stream using macroinvertebrates. In: RICHARDSON, D.H.S. (Ed.) **Biological indicators of pollution**. Dublin: The Royal Irish Academy Press, 1987. p.63-75.
- LYDY, M. J.; CRAWFORD, C. G.; FREY, J. W. A comparison of selected diversity, similarity, and biotic indices for community structure and stream quality. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v.39, p. 469 – 479, 2000.

- MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (eds.) **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque: Kendall/Hunt Publ., 1996. 862p
- PENNAK, R.W. **Fresh-water invertebrates of the United States**. 3rd ed. New York: John Wiley, 1989. 628p.
- PÉREZ, G.R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá: Editorial Presencia, 1988. 217p.
- RESH, V. H.; JACHSON, J. K. Rapid Assessment Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Ed.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p.195-233.
- RESH, V. H. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedure for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. In: DAVES, W. S.; SIMON, T. P. (Ed) **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision-making**. Boca Raton: CRC Press In., 1995. p.167- 177.
- RICE, W. R. Analysing tables of statistical tests. *Evolution*, v. 43, p. 223-225, 1989.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V. H. (Eds.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 488p.
- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Use of aquatic insects in biomonitoring. In: MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. (Eds) **An Introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque: Kendall/Hunt, 1996. p. 87-97.
- SHEPHERD, G. J. FITOPAC 1.6, Campinas: Departamento de Botânica, 2006.
- 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. 671-86, 1997.

- THORP, J.H.; COVICH, A.P. (eds.) **Ecology and classification of North America freshwater invertebrates**. San Diego: Academic Press, 1991. 911p.
- YUAN, L. L.; NORTON, S. B. Comparing response of macroinvertebrate metrics to increasing stress. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 22, n. 2, p. 308 – 322, 2003.
- WASHINGTON, H. G. Diversity, Biotic and Similarity Indices – A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Resources*, v. 18, n. 6, p.653-694, 1984.
- WIEDERHOLM, T. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v.52, p. 537-547, 1980.
- WIGGINS, G. B. **Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)**. 2nd ed., Toronto: University of Toronto Press Incorp., 1998. 457p.

IV. DISCUSSÃO GERAL

Diferentes fatores podem influenciar os resultados de biomonitoramento em ambientes lóticos utilizando a comunidade bentônica. Para minimizar estas influências é necessário que sejam realizadas algumas padronizações como, por exemplo, escolha do hábitat a ser amostrado, período, método e equipamento amostragem, nível taxonômico utilizado na identificação dos animais.

O período chuvoso não é o mais adequado para a amostragem da comunidade bentônica, pois além das inúmeras dificuldades, tanto em relação ao acesso aos locais de coleta, quanto à realização da coleta propriamente dita, os resultados do presente trabalho mostraram a influência do período de coleta sobre a estrutura da comunidade.

Foi observada tanto através das variáveis ambientais quanto da composição da comunidade bentônica, uma separação distinta entre ambientes lóticos de alto e baixo gradiente. Devido à alta heterogeneidade ambiental e às dificuldades de coleta de amostras nos pontos situados em regiões de alto gradiente, não foi possível avaliar e definir qual a o melhor meso-hábitat a ser utilizado em um biomonitoramento nestas regiões sendo, portanto, necessários outros estudos.

Os resultados obtidos pelo presente trabalho mostram que a comunidade bentônica dos meso-hábitat macrófitas e margem erosional não foram sensíveis às diferenças de qualidade entre os locais avaliados. Por outro lado, tanto o meso-hábitat canal quanto margem deposicional diagnosticou diferenças de qualidade. Sendo assim, em regiões de baixo gradiente, a escolha do meso-hábitat margem deposicional é o mais adequado, pois devido às características de composição granulométrica, em geral adequadas a detecção de contaminantes presentes no sedimento, permite simultaneamente avaliações biológicas (comunidade bentônica), químicas, e toxicológicas, minimizando custos e esforços na obtenção das informações necessárias para o diagnóstico da qualidade, importantes no monitoramento de ambientes lóticos.

A complexidade resultante dos múltiplos poluentes presentes nos ambientes lóticos não permite a avaliação de todos os tipos de estressores agindo sobre a biota e o estabelecimento claro e linear de um gradiente de qualidade, baseado apenas em resultados de concentrações, é praticamente impossível. Como a biota pode responder a estes estressores de diferentes maneiras, os índices e medidas em geral não se comportam de maneira linear ao aumento da degradação.

As métricas utilizadas no trabalho em geral não foram sensíveis em discernir impactos físicos dos químicos atuando sobre a biota, portanto, informações obtidas no momento da coleta sobre possíveis alterações físicas ocorridas são extremamente importantes para a compreensão do diagnóstico final de qualidade do ambiente.

A riqueza total de táxons (S), riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}), Índice de Comparação Seqüencial (ICS), dominância (DOM) e a razão entre a densidade de tolerantes e a densidade total (T/DT) foram as métricas adequadas, contemplando os principais atributos da comunidade de observação relevante na estrutura em um diagnóstico ambiental e, portanto, adequadas para serem utilizadas em biomonitoramento, podendo, com exceção a DOM, ser também incorporadas ao índice múltimétrico.

Porcentagem de díptera na comunidade, considerada uma métrica que contempla organismos tolerantes, respondeu de modo oposto ao esperado e de forma inconsistente. Devido à incerteza quanto a sua eficácia, o uso desta métrica não parece adequada no momento.

Apesar de alguns trabalhos relacionando a sensibilidade de certos índices a determinados tipos de estressores, baseados em testes específicos em laboratório, estes mesmos índices podem responder de diferentes maneiras quando aplicados em uma comunidade coletada em campo, devido à poluição que pode causar efeitos sinérgicos ou antagônicos de contaminantes. Neste contexto, a abordagem multimétrica provavelmente é a melhor opção na avaliação da degradação ambiental utilizando a comunidade bentônica como indicadora por possibilitar a incorporação de diferentes medidas da estrutura, função ou outros atributos mensuráveis. O

Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}), utilizado pela agência ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), apresentou-se sensível ao gradiente de qualidade sendo, portanto uma ferramenta útil e adequada a ser utilizada no diagnóstico da qualidade dos ambientes aquáticos em biomonitoramento.

O fato de alguns índices e medidas não ter apresentado correlação com gradiente de qualidade neste trabalho não os descartam como métricas potenciais. Provavelmente, alguns outros estressores agindo sobre a biota podem não ter sido avaliados no conjunto de dados ambientais aqui utilizados.

A avaliação da variabilidade das métricas é em geral realizada utilizando um extenso conjunto de dados de locais referência, e este parece ser o principal problema, devido à escassa, se não inexistência de local referência.

ANEXOS

Anexo 1. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Atibainha - Ponto 1 – Alto Gradiente. **1D** = detritos encahados, **1C** = canal, **1DE** = margem deposicional e **1ER** = margem erosional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto

MESO-HÁBITATS	1D	1C	1DE	1ER
EQUIPAMENTO	Rede	Hess	Hess	Hess
NEMERTINEA	4,0	39,2	63,7	78,4
TURBELLARIA	3,0	235,2	568,4	19,6
Sphaeriidae	0,0	0,0	0,0	9,8
Ancylidae	6,0	0,0	4,9	4,9
Enchytraeidae	51,0	0,0	0,0	0,0
Naididae	54,0	44,1	176,4	34,3
Tubificidae sqc	534,0	64317,4	23765,0	40248,6
Glossiphoniidae	161,0	181,3	142,1	93,1
HYDRACARINA	25,0	9,8	53,9	58,8
Baetidae	214,0	14,7	29,4	24,5
Leptohyphidae	4,0	4,9	0,0	4,9
Calopterygidae	16,0	0,0	0,0	0,0
Libellulidae	17,0	14,7	39,2	14,7
Gripopterygidae	19,0	0,0	0,0	0,0
Perlidae	5,0	0,0	0,0	0,0
Naucoridae	0,0	0,0	19,6	9,8
Calamoceratidae	1,0	0,0	0,0	0,0
Glossosomatidae	1,0	0,0	0,0	0,0
Hydropsychidae	832,0	88,2	455,7	1200,5
Hydroptilidae	2,0	9,8	4,9	14,7
Leptoceridae	26,0	4,9	9,8	14,7
Odontoceridae	2,0	0,0	0,0	0,0
Elmidae	11,0	63,7	24,5	39,2
Heteroceridae	1,0	0,0	0,0	0,0
Psephenidae	0,0	4,9	0,0	0,0
Elmidae (a)	7,0	19,6	14,7	19,6
Staphylinidae (a)	2,0	0,0	0,0	0,0
Ceratopogonidae	17,0	9,8	93,1	88,2
Chironomini	252,0	1327,9	891,8	921,2
Tanytarsini	142,0	220,5	499,8	921,2
Orthoclaadiinae	690,0	539,0	171,5	553,7
Tanypodinae	72,0	0,0	88,2	4,9
Empididae	106,0	29,4	53,9	298,9
Ephydriidae	1,0	0,0	0,0	0,0
Muscidae	2,0	0,0	0,0	4,9
Psychodidae	13,0	0,0	0,0	0,0
Simuliidae	1509,0	9,8	34,3	29,4
Tipulidae	1,0	19,6	0,0	14,7
DT	4803	67208	27205	44727
S	35	22	22	26
S_{EPT}	10	5	4	5

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 2. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Atibainha - Ponto 2 - Alto Gradiente. **2CO** = corredeira, **2C** = canal e **2DE** = margem deposicional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto.

MESO-HÁBITATS	2CO	2C	2DE
EQUIPAMENTO	Rede	Hess	Hess
NEMERTINEA	0,0	4,9	0,0
TURBELLARIA	1,0	0,0	0,0
Sphaeriidae	2,0	0,0	0,0
Ancylidae	0,0	4,9	0,0
Tubificidae sqc	2,0	4,9	14,7
Glossiphoniidae	12,0	0,0	9,8
HYDRACARINA	9,0	29,4	9,8
Baetidae	110,0	122,5	4,9
Leptophlebiidae	11,0	4,9	0,0
Leptohyphidae	105,0	367,5	9,8
Gripopterygidae	1,0	4,9	0,0
Naucoridae	0,0	9,8	14,7
Notonectidae	0,0	0,0	9,8
Glossosomatidae	0,0	24,5	0,0
Hydrobiosidae	2,0	0,0	0,0
Hydropsychidae	388,0	558,6	9,8
Hydroptilidae	42,0	171,5	24,5
Leptoceridae	11,0	14,7	0,0
Pyralidae	2,0	9,8	0,0
Corydalidae	1,0	0,0	0,0
Dytiscidae	0,0	0,0	4,9
Elmidae	31,0	68,6	9,8
Psephenidae	0,0	4,9	0,0
Elmidae (a)	29,0	29,4	9,8
Staphylinidae (a)	0,0	4,9	0,0
Ceratopogonidae	23,0	19,6	4,9
Chironomini	35,0	161,7	39,2
Tanytarsini	66,0	259,7	4,9
Orthoclaadiinae	56,0	186,2	19,6
Tanypodinae	0,0	19,6	4,9
Empididae	10,0	9,8	0,0
Simuliidae	339,0	931,0	0,0
Tipulidae	0,0	0,0	4,9
DT	1288	3028	211
S	23	25	18
S_{EPT}	8	8	4

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 3. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Cachoeira - Ponto 4 - Alto Gradiente. **4CO** = corredeira e **4DE** = margem deposicional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto

MESO-HÁBITATS EQUIPAMENTO	4CO Rede	4DE Petersen
NEMERTINEA	0,0	156,8
TURBELLARIA	0,0	5,6
Sphaeriidae	0,0	235,2
Ancylidae	0,3	5,6
Planorbiidae	0,3	0,0
Naididae	0,0	5,6
Tubificidae sqc	0,3	582,4
Glossiphoniidae	0,0	28,0
HYDRACARINA	7,3	392,0
Baetidae	24,0	5,6
Ephemeridae	0,0	28,0
Leptophlebiidae	2,0	0,0
Leptohyphidae	35,3	50,4
Calopterygidae	0,0	5,6
Coenagrionidae	0,3	0,0
Corduliidae	0,3	0,0
Gomphidae	0,0	28,0
Libellulidae	7,0	0,0
Gripopterygidae	5,0	0,0
Perlidae	0,3	0,0
Gerridae	0,7	0,0
Naucoridae	22,0	5,6
Veliidae	2,3	5,6
Glossosomatidae	2,7	0,0
Helicopsychidae	0,3	5,6
Hydrobiosidae	0,3	0,0
Hydropsychidae	6,0	5,6
Hydroptilidae	8,3	39,2
Leptoceridae	18,3	459,2
Odontoceridae	0,3	0,0
Cossidae	1,0	0,0
Pyralidae	0,3	0,0
Elmidae	8,0	201,6
Psephenidae	1,3	0,0
Curculionidae (a)	0,3	0,0
Elmidae (a)	5,0	5,6
Ceratopogonidae	0,7	420,0
Chironomini	18,7	1215,2
Tanytarsini	32,7	694,4
Orthoclaadiinae	15,0	319,2
Tanypodinae	1,3	408,8
Dolichopodidae	0,0	11,2
Empididae	1,3	11,2
Ephydriidae	0,3	0,0
Muscidae	0,3	0,0
Psychodidae	0,3	0,0
Simuliidae	86,0	0,0
Thaumaleidae	0,3	0,0
Tipulidae	2,0	5,6
DT	319	5342
S	40	29
S_{EPT}	12	7

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 4. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Cachoeira - Ponto 5 - Alto Gradiente. **5M** = macrófitas e **5DE** = margem deposicional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto.

MESO-HÁBITATS EQUIPAMENTO	5M Rede	5DE Petersen
NEMERTINEA	0,7	0,0
Sphaeriidae	8,0	638,4
Ancylidae	1,3	0,0
Naididae	0,0	33,6
Tubificidae sqc	1,7	190,4
HYDRACARINA	8,3	184,8
Baetidae	10,3	0,0
Leptohyphidae	23,3	0,0
Calopterygidae	4,0	0,0
Gomphidae	1,7	0,0
Gerridae	0,3	0,0
Naucoridae	0,0	5,6
Nepidae	0,7	0,0
Notonectidae	0,3	0,0
Veliidae	7,7	0,0
Helicopsychidae	6,0	0,0
Hydroptilidae	1,7	0,0
Leptoceridae	171,7	0,0
Limnephilidae	0,3	0,0
Elmidae	11,0	33,6
Psephenidae	0,3	0,0
Scirtidae	0,3	0,0
Dytiscidae (a)	2,0	0,0
Elmidae (a)	0,3	0,0
Staphylinidae (a)	2,0	0,0
Ceratopogonidae	0,7	39,2
Chironomini	6,3	1736,0
Tanytarsini	1,0	0,0
Orthoclaadiinae	1,7	61,6
Tanypodinae	9,7	201,6
Dixidae	0,3	0,0
Dolichopodidae	0,7	5,6
Simuliidae	0,7	0,0
Tabanidae	0,3	0,0
DT	285	3130
S	32	11
S_{EPT}	6	0

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 5. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Atibainha - Ponto 3 – Baixo Gradiente. **3M** = macrófitas, **3C** = canal, **3DE** = margem deposicional e **3ER**= margem erosional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto.

MESO-HÁBITATS	3M	3C	3DE	3ER
EQUIPAMENTO	Rede	Petersen	Petersen	Petersen
NEMERTINEA	2,3	30,8	30,8	0,0
Hyriidae	0,0	10,3	0,0	10,3
Sphaeriidae	0,3	1211,5	513,3	739,2
Ancylidae	4,7	10,3	112,9	0,0
Planorbiidae	0,0	0,0	10,3	0,0
Physidae	5,0	0,0	0,0	0,0
Naididae	0,0	0,0	10,3	0,0
Tubificidae sqc	0,0	174,5	390,1	379,9
Glossiphoniidae	0,0	0,0	0,0	20,5
HYDRACARINA	8,0	41,1	30,8	61,6
Baetidae	38,7	0,0	0,0	0,0
Calopterygidae	5,7	0,0	0,0	0,0
Corduliidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Gomphidae	0,0	0,0	10,3	0,0
Belostomatidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Corixidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Gerridae	7,3	0,0	0,0	0,0
Mesoveliidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Notonectidae	12,0	0,0	0,0	0,0
Veliidae	12,0	0,0	10,3	0,0
Hydropsychidae	9,7	0,0	0,0	0,0
Hydroptilidae	73,7	0,0	10,3	0,0
Leptoceridae	1,7	0,0	0,0	10,3
Polycentropodidae	0,7	0,0	10,3	0,0
Cossidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Pyralidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Crysmelidae (a)	0,3	0,0	0,0	0,0
Dytiscidae (a)	5,0	0,0	0,0	0,0
Elmidae (a)	0,3	0,0	0,0	0,0
Gyrinidae (a)	0,3	0,0	0,0	0,0
Staphylinidae (a)	1,7	0,0	0,0	0,0
Athericidae	0,0	82,1	10,3	123,2
Ceratopogonidae	0,0	51,3	71,9	308,0
Chironomini	12,3	441,5	256,7	503,1
Tanytarsini	24,7	174,5	277,2	184,8
Orthoclaadiinae	4,0	349,1	10,3	133,5
Tanypodinae	24,0	20,5	143,7	71,9
Empididae	1,0	0,0	0,0	10,3
Simuliidae	0,7	0,0	0,0	0,0
Fredericellidae	0,3	0,0	164,3	195,1
Palludicelidae	0,0	0,0	0,0	10,3
DT	258	2597	2074	2762
S	32	12	18	15
S_{EPT}	5	0	2	1

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 6. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Cachoeira - Ponto 6 - Baixo Gradiente. **6M** = macrófitas, **6C** = canal, **6DE** = margem deposicional e **6ER** = margem erosional; **sqc** = sem queta capilar; **(a)** = adulto e **(i)** = imaturo

MESO-HÁBITATS EQUIPAMENTO	6M Rede	6C van Veen	6DE van Veen	6ER van Veen
NEMERTINEA	0,0	0,0	10,3	0,0
Sphaeriidae	0,0	133,5	41,1	20,5
Ancylidae	2,0	0,0	0,0	0,0
Naididae	0,0	266,9	287,5	82,1
Opistocystidae	0,0	0,0	20,5	0,0
Tubificidae sqc	4,0	102,7	102,7	164,3
Glossiphoniidae	0,0	41,1	0,0	0,0
HYDRACARINA	5,0	61,6	0,0	10,3
Baetidae	87,0	0,0	0,0	0,0
Ephemeridae	0,0	0,0	0,0	102,7
Leptophlebiidae	2,0	0,0	0,0	0,0
Leptohyphidae	10,0	0,0	0,0	0,0
Calopterygidae	7,0	0,0	0,0	0,0
Coenagrionidae	0,0	0,0	0,0	10,3
Gomphidae	0,0	10,3	0,0	0,0
Veliidae	6,0	0,0	0,0	0,0
Hydropsychidae	3,0	10,3	0,0	0,0
Hydroptilidae	80,0	0,0	0,0	0,0
Leptoceridae	4,0	0,0	0,0	0,0
Polycentropodidae	4,0	0,0	0,0	20,5
Pyralidae	1,0	0,0	0,0	0,0
Elmidae(i)	1,0	10,3	0,0	0,0
Staphylinidae (a)	1,0	0,0	0,0	0,0
Ceratopogonidae	0,0	10,3	10,3	20,5
Chironomini	8,0	1663,2	841,9	246,4
Tanytarsini	37,0	51,3	0,0	82,1
Orthoclaadiinae	2,0	0,0	0,0	10,3
Tanypodinae	7,0	20,5	30,8	195,1
Empididae	1,0	0,0	0,0	0,0
Psychodidae	1,0	0,0	0,0	0,0
Palludicelidae	0,0	0,0	30,8	349,1
DT	273	2382	1376	1314
S	21	12	9	13
S_{EPT}	7	1	0	2

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 7. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Atibaia - Ponto 7 - Baixo Gradiente. **7M** = macrófitas, **7C** = canal, **7DE** = margem deposicional e **7ER** = margem erosional; sqc = sem queta capilar; **(a)** = adulto e **(i)** = imaturo.

MESO-HÁBITATS EQUIPAMENTO	7M Rede	7C Petersen	7DE Petersen	7ER Petersen
NEMERTINEA	0,7	0,0	0,0	10,3
TURBELLARIA	0,7	0,0	15,4	0,0
Hyriidae	0,0	0,0	0,0	30,8
Sphaeriidae	1,3	41,1	77,0	41,1
Ancylidae	3,0	0,0	0,0	0,0
Planorbiidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Naididae	0,0	0,0	1093,4	20,5
Tubificidae sqc	16,3	164,3	1432,2	154,0
Glossiphoniidae	6,7	0,0	15,4	143,7
HYDRACARINA	1,3	0,0	30,8	20,5
Baetidae	250,3	0,0	0,0	0,0
Ephemeridae	0,3	0,0	0,0	123,2
Leptohyphidae	1,0	0,0	0,0	10,3
Calopterygidae	2,0	0,0	0,0	0,0
Gomphidae	0,0	0,0	0,0	10,3
Protoneuridae	1,0	0,0	0,0	0,0
Gerridae	3,7	0,0	0,0	0,0
Naucoridae	0,3	0,0	0,0	0,0
Notonectidae	4,7	0,0	0,0	0,0
Veliidae	14,0	0,0	0,0	0,0
Hydropsychidae	9,7	0,0	0,0	0,0
Hydroptilidae	58,0	0,0	61,6	61,6
Leptoceridae	0,3	10,3	15,4	133,5
Polycentropodidae	0,0	0,0	61,6	554,4
Pyralidae	0,7	0,0	0,0	0,0
Elmidae(i)	0,3	0,0	0,0	30,8
Hydrophilidae(i)	0,3	0,0	0,0	0,0
Staphylinidae (a)	0,3	10,3	0,0	0,0
Ceratopogonidae	0,7	10,3	61,6	71,9
Chironomini	13,7	975,3	539,0	2043,1
Tanytarsini	9,3	71,9	308,0	841,9
Orthoclaadiinae	12,7	30,8	30,8	41,1
Tanypodinae	11,7	20,5	354,2	790,5
Empididae	0,7	0,0	0,0	0,0
Simuliidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Palludicelidae	0,0	0,0	123,2	0,0
DT	426	1335	4220	5133
S	31	9	15	19
S_{EPT}	6	1	3	5

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 8. Composição da comunidade de macroinvertebrados nos meso-habitats amostrados no rio Atibaia - Ponto 8 - Baixo Gradiente. **8M** = macrófitas, **8C** = canal, **8DE** = margem deposicional e **8ER** = margem erosional; sqc = sem queta capilar; (a) = adulto e (i) = imaturo.

MESO-HÁBITATS	8M	8C	8DE	8ER
EQUIPAMENTO	Rede	Petersen	Petersen	Petersen
NEMERTINEA	0,7	0,0	0,0	0,0
TURBELLARIA	0,3	10,3	0,0	0,0
Hyriidae	0,0	0,0	0,0	20,5
Sphaeriidae	0,0	164,3	41,1	112,9
Ancylidae	0,7	0,0	0,0	0,0
Planorbiidae	4,7	0,0	0,0	0,0
Naididae	0,0	10,3	410,7	533,9
Tubificidae sqc	0,0	954,8	1601,6	1242,3
Glossiphoniidae	3,7	41,1	61,6	41,1
HYDRACARINA	5,7	41,1	0,0	10,3
Baetidae	239,0	0,0	0,0	0,0
Leptohyphidae	18,3	82,1	0,0	41,1
Calopterygidae	2,3	0,0	0,0	0,0
Coenagrionidae	3,7	0,0	0,0	0,0
Gomphidae	0,3	30,8	20,5	51,3
Protoneuridae	0,7	0,0	0,0	0,0
Belostomatidae	2,3	0,0	0,0	0,0
Gerridae	4,3	0,0	0,0	0,0
Mesoveliidae	2,0	0,0	0,0	0,0
Naucoridae	0,3	10,3	0,0	0,0
Notonectidae	8,0	0,0	0,0	0,0
Pleidae	0,7	0,0	0,0	0,0
Veliidae	1,3	0,0	0,0	0,0
Helicopsychidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Hydropsychidae	0,0	10,3	0,0	0,0
Hydroptilidae	5,3	10,3	0,0	10,3
Leptoceridae	0,7	41,1	0,0	0,0
Polycentropodidae	2,3	10,3	0,0	297,7
Elmidae(i)	0,3	20,5	0,0	0,0
Hydrophilidae(i)	0,3	0,0	0,0	0,0
Amphizoidae (a)	0,3	0,0	0,0	0,0
Ceratopogonidae	0,0	20,5	10,3	10,3
Chironomini	83,7	944,5	184,8	1694,0
Tanytarsini	0,3	0,0	0,0	0,0
Orthoclaadiinae	9,7	82,1	0,0	10,3
Tanypodinae	11,7	0,0	41,1	82,1
Empididae	0,3	10,3	10,3	0,0
Muscidae	0,7	0,0	0,0	0,0
Tabanidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Tipulidae	0,3	0,0	0,0	0,0
Palludicelidae	2,0	0,0	0,0	0,0
DT	418	2495	2382	4158
S	35	18	9	14
S_{EPT}	6	5	0	3

DT = Densidade Total

S = Riqueza Total

S_{EPT} = Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Anexo 9. Resultados das variáveis físicas e químicas do sedimento ao longo dos rios Atibainha, Cachoeira e Atibaia.

PONTOS			ALTO GRADIENTE				BAIXO GRADIENTE			
			1	2	4	5	3	6	7	8
	LIMITES CCME*									
CRITÉRIOS	TEL	PEL								
Profundidade sed. (m) Média	-	-	0,30	0,47	0,83	0,37	1,07	1,40	2,00	2,07
Cádmio (mg/Kg) Média	0,6(µg/g)	3,5(µg/Kg)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Cromo (mg/Kg) Média	37,3(µg/g)	90(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	14,63	26,10	40,37	30,53
Cobre (mg/Kg) Média	35,7(µg/g)	197(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	4,93	9,80	22,83	13,93
Níquel (mg/Kg) Média	16**(µg/g)	33**(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Chumbo (mg/Kg) Média	35(µg/g)	91,3(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	10,77	15,23	19,90	18,97
Zinco (mg/Kg) Média	123(µg/g)	315(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	27,00	55,20	79,87	59,37
Mercúrio (µg/Kg) Média	0,17(µg/g)	0,486(µg/g)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	45,57	61,50	62,23	52,97
PCBs (µg/Kg) Média	34,1 (µg/Kg)	277 (µg/Kg)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	N.D.	N.D.	ND/<15/ND	ND/ND/<15
Lindane (µg/Kg)	0,94 (µg/Kg)	1,38 (µg/Kg)	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	<2,07	<3,5	<3,1	<2,3
Toxicidade aguda	-	-	N.R.	N.R.	N.R.	N.R.	ag.	NT/AG/AG	NT/AG/AG	AG/NT/AG
Resíduos voláteis média (%) média	-	-	6,70	3,20	8,7	3,40	8,90	9,20	12,50	9,90
Umidade média (%)	-	-	44,80	29,80	43,10	32,50	53,50	53,30	60,40	51,40
Diâmetro médio (f)	-	-	3,50	1,92	3,90	3,00	4,40	5,40	6,50	6,00
Classificação*	-	-	a-s	a	a-s	a	a-ag	a-s-ag	ag-s	ag-s

*Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001) TEL(Threshold Effect Level); PEL(Probable Effect Level)

NR = Não Realizado

**Limites mais restritivos para efeitos limiar e severo sobre a biota aquática compilados de Smith *et al.* 1996.

ND = Não Detectado

AG = agudo

* a-s=areia siltica; a=arenoso; a-ag=areia argilosa; a-s-ag=areia siltico argilosa; ag-s=argila siltica;

	acima do TEL
	Limite de detecção acima do critério

Anexo 10. Resultados das variáveis físicas, químicas, microbiológica, toxicológica e hidrobiológica da água ao longo dos rios Atibainha, Cachoeira e Atibaia.

PONTOS	CONAMA*	ALTO GRADIENTE				BAIXO GRADIENTE			
		1	2	4	5	3	6	7	8
Temperatura do ar (°C)	-	22.5	23.0	22.0	23.0	23.0	21.5	22.0	23.0
Temperatura da água sup. (°C)	-	18.9	19.5	19.0	20.8	22.2	22.5	22.2	22.8
Temperatura da água fundo. (°C)	-	18.8	21.0	19.0	20.8	22.1	22.5	22.2	22.8
Velocidade da água (m/s)	-	0.489	0.861	1.37	N.M.	0.299	0.229	0.388	0.411
Profundidade total (m)	-	1.00	0.60	1.00	1.00	1.50	1.30	2.50	2.00
Transparência (m)	-	1.00	0.60	0.40	0.40	0.40	0.80	0.20	0.20
Oxigênio dissolvido sup. (mg/L)	5,0 (mg/L)	7.0	7.2	8.4	8.1	5.3	7.1	5.7	7.0
Oxigênio dissolvido fundo (mg/L)	-	7.0	7.1	8.4	8.1	5.3	7.1	5.6	7.0
pH superfície	6,0 a 9,0	6.1	6	6.7	6.6	6.6	6.6	6.6	6.7
Condutividade sup. (µS/cm)	-	11.7	13	12.1	15.6	43.1	41	47.9	50.8
turbidez (U.N.T.)	100 (U.N.T.)	2.5	4.3	9.8	7.8	23.0	19.2	34.0	60.0
dureza (mg/L CaCO3)	-	<2	<2	<2	5.97	8.70	9.96	9.17	6.55
ortofosfato	-	<0,007	<0,007	0.010	0.020	0.010	0.020	0.020	0.020
Fósforo total (mg/L)	0,050 mg/L	0.05	<0,03	0.05	<0,03	<0,03	0.07	<0,03	0.06
Nitrogênio amoniacal	3,7 mg/L	0.08	<0,02	<0,02	0.02	0.09	0.14	0.04	0.07
N-Kjeldhal (mg/L)	-	0.41	0.43	0.06	0.19	0.17	0.37	0.11	0.45
N-orgânico (mg/L)	-	0.33	0.43	0.06	0.17	0.08	0.23	0.07	0.38
N-nitrato (mg/L)	10,0 mg/L	<0,20	<0,20	0.23	<0,20	<0,20	0.33	0.3	0.4
N-nitrito (mg/L)	1,0 mg/L	0.008	0.009	<0,004	<0,004	0.01	0.03	0.01	0.02
Cádmio (mg/L)	0,001 mg/L	<0,005	<0,005	0.005	<0,005	0.002	0.003	0.003	0.006
Cromo (mg/L)	0,05 mg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,04	<0,05	<0,05	<0,05
Cobre (mg/L)	0,009 mg/L	<0,01	0.03	<0,01	0.11	<0,004	<0,004	<0,004	0.01
Níquel (mg/L)	0,025 mg/L	<0,02	0.07	0.2	<0,02	0.02	<0,01	0.01	0.02
Chumbo (mg/L)	0,01 mg/L	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Zinco (mg/L)	0,18 mg/L	0.31	0.28	0.13	0.57	<0,01	<0,01	<0,01	0.02
Mercúrio (mg/L)	0,0002 mg/L	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Surfactantes (mg/L)	-	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08
Pentaclorofenol (ng/L)	0,009mg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Lindane (mg/L)	0,02µg/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
DBO (mg/L)	-	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Carbono Orgânico Dissolvido (mg/L)	-	6.48	5.46	3.74	3.6	5.77	5.17	8.71	8.26
Sólidos totais (mg/L)	-	21.0	32.0	30.0	42.0	62.0	62.0	112.0	116.0
Sólidos fixos (mg/L)	-	13.0	9.0	22.0	38.0	52.0	28.0	62.0	94.0
Sólidos voláteis (mg/L)	-	8	23	8	4	10	34	50	22
Fenol (mg/L)	-	<0,003	0.0	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003
Coliformes totais (NMP/100mL)	-	11000	8000	3000	13000	130000	30000	23000	23000
Coliformes fecais (NMP/100mL)	1000 (NMP/100mL)	1700	3000	500	800	30000	8000	8000	3000
Clorofila a (µg/L) Média	30µg/L	0.19	0	0.8	0.8	1.6	0.4	1.78	2.86
Feofitina a (µg/L) Média	-	0.80	1.25	0.7	1.07	1.6	0.96	1.13	0.91
Toxicidade crônica	-	crônico	crônico	crônico	crônico	N.T.	N.T.	N.T.	N.T.

*Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005

N.M. = Não Medido

superior ao limite CONAMA para classe 2

N.T. = Não Tóxico

Limite de detecção acima do critério

Anexo 11. Identificação dos pontos de coleta.

SIGLA DO LOCAL	DESCRIÇÃO	Classe	COORDENADAS	COTA	BACIA	COLETA
PROJETO SABESP-BL/BB - 1997						
TBM97	Rio Tietê, em frente à captação de Biritiba Mirim.	2	-	705m	Tietê Alto-Cabeceiras	ago-97
PROJETO - JUQUIÁ - 1998						
JJuq98	Rio Juquiá, a montante da SP-57 (estrada de Pedra Lisa), em Juquitiba.	Especial	-	-	Ribeira de Iguape	jul-98
PROJETO ENTRE SERRAS -2002						
Atin3	Rio Atibainha, jus. reservatório, mun. de Nazaré Paulista, no Hotel Estância Atibainha.	2	23° 09' 93" S 46° 25' 15" O	750m	Piracicaba	set-02
Cach4	Rio Cachoeira, mun. de Joanópolis, a mont. da Cachoeira dos Pretos, próx. à Faz. Pedra do Carmo.	2	22° 58' 52" S 46° 08' 87" O	1100m	Piracicaba	set-02
Cach5	Rio Cachoeira, mun. de Joanópolis, ponte sobre o rio na estrada Joanópolis - Cachoeira dos Pretos.	2	22° 58' 24" S 46° 12' 55" O	880m	Piracicaba	set-02
Cach6	Rio Cachoeira, mun. de Piracaia, porto de areia próximo à olaria no Bairro dos Caneados, na estrada Batatuba – Caneados.	2	23° 06' 00" S 46° 25' 70" O	750m	Piracicaba	set-02
Atib7	Rio Atibaia, mun. Atibaia, junto à captação do município de Atibaia.	2	23° 06' 20" S 46° 32' 72" O	740m	Piracicaba	set-02
Atib8	Rio Atibaia, junto à captação do município de Itatiba.	2	22° 59' 00" S 46° 49' 34" O	710m	Piracicaba	set-02
REDE DE MONITORAMENTO - 2002						
Pinh02	Rio Pinheiros, junto a UEPedreira.	4	23° 42' 18"S 46° 40' 32"O	774m	Tietê Alto Zona Metropolitana	jun-02
Cor02	Rio Corumbataí, a jus. do rib. Claro, na faz. São José, no bairro Assistência, em Rio Claro	2	22° 29' 42"S 47° 00' 17"O	503m	Piracicaba	jun-02
AtiS02	Rio Atibaia a jusante do lançamento da Societal S/A (antiga Shell).	2	22° 45' 09"S 47° 09' 17"O	545m	Piracicaba	jun-02
PTat02	Rio Piracicaba, 300m a jus. do rib. Tatu.	2	22° 41' 28"S 45° 43' 08"O	521m	Piracicaba	jun-02
REDE DE MONITORAMENTO - 2003						
Cor03	Rio Corumbataí, a jus. do rib. Claro, na faz. São José, no bairro Assistência, em Rio Claro	2	22°29' 42"S 47° 00' 17"O	503m	Piracicaba	ago-03
AtibS03	Rio Atibaia a jusante do lançamento da Societal S/A (antiga Shell).	2	22° 45' 09"S 47° 09' 17"O	545m	Piracicaba	ago-03
PTat03	Rio Piracicaba, 300m a jus. do rib. Tatu.	2	22° 41' 28"S 45° 43' 08"O	521m	Piracicaba	ago-03
TBM03	Rio Tietê, na captação da SABESP, em Biritiba Mirim.	2	23° 33' 55"S 46° 01' 28"O	705m	Tietê Alto-Cabeceiras	ago-03
Cris03	Rib. Cristais, na captação da SABESP de Cajamar.	3	23° 19' 53"S 46° 49' 28"O	726m	Tietê Alto Zona Metropolitana	ago-03
MGP03	Rio Mogi-Guaçu, a jus. do lançamento da International Paper (antiga Champion).	2	22° 21' 18"S 47° 00' 17"O	-	Mogi-Guaçu	ago-03
SCq03	Rio Sorocaba, na captação de Cerquilha.	2	23° 09' 90"S 47° 47'79"O	-	Sorocaba	ago-03

Anexo 11. Continuação

SIGLA DO LOCAL	DESCRIÇÃO	Classe	COORDENADAS	COTA	BACIA	COLETA
PROJETO TRIÁDE-SOROCABA - 2002						
SVt02	Rio Sorocaba, a jusante da barragem da Votorantim, em Votorantim.	2	23°34' 34"S 47° 26'17"O	-	Sorocaba	ago-02
SPGa02	Rio Sorocaba, a montante da ponte do Pinga-pinga, na av. Marginal, em Sorocaba.	2	23° 23' 46"S 47° 26'20"O	-	Sorocaba	ago-02
SVR02	Rio Sorocaba, no bairro Vitória Régia no, em Sorocaba.	2	23° 25' 28"S 47° 26'46"O	-	Sorocaba	ago-02
SSar02	Rio Sorocaba, a montante da entrada do rio Sarapuí, em Iperó.	2	23° 19' 49"S 47° 44'11"O	-	Sorocaba	ago-02
SCq02	Rio Sorocaba, na captação do mun. de Cerquilha;	2	23° 09' 90"S 47° 47'79"O	-	Sorocaba	ago-02
REDE DE MONITORAMENTO - 2004						
AtibS04	Rio Atibaia a jusante do lançamento da Societal S/A (antiga Shell);	2	22° 45' 09"S 47° 09' 17"O	545m	Piracicaba	jun-04
Cris04	Rib. Cristais, na captação da SABESP de Cajamar.	3	23° 19' 53"S 46° 49' 28"O	726m	Tietê Alto Zona Metropolitana	jun-04
MGE04	Rio Mogi-Guaçu, 2 km a mont. da barragem da Cachoeira das Emas;	2	21° 55'26"S 47°21'32"O	480m	Mogi-Guaçu	jun-04
ParbS04	Rio Paraíba do Sul, município de Caçapava.	2	23° 04' 59"S 45° 43'08"O	540m	Paraíba do Sul	jun-04
Pxe04	Rio do Peixe, a jus. da captação do mun. de Marília, na ponte da rod. Marília-Assis.	2	22°04' 16"S 50°03'00"O	-	Peixe	jun-04
PmT04	Rio Piracicaba, 300m a mont. do rib. Tatu.	2	22° 42' 31"S 47°20'25"O	493m	Piracicaba	jun-04
RibI04	Rio Ribeira de Iguape, a jusante da desembocadura do rio Iporanga, em Iporanga.	2	24° 35'00"S 48° 35' 13"O	61m.	Ribeira de Iguape	jun-04
SCq04	Rio Sorocaba, na captação de Cerquilha.	2	23° 09'90"S 47° 47'79"O		Sorocaba	jun-04
TBM04	Rio Tietê, na captação da SABESP, em Biritiba Mirim.	2	23° 33' 55"S 46° 01' 28"O	705m	Tietê Alto-Cabeceiras	jun-04
REDE DE MONITORAMENTO - 2005						
ParbS05	Rio Paraíba do Sul, mun. Caçapava.	2	23° 04' 59"S 45° 43'08"O	540m	Paraíba do Sul	set-05
RibI05	Rio Ribeira de Iguape, a jusante da desembocadura do rio Iporanga, em Iporanga.	2	24° 35'00"S 48° 35' 13"O	61m.	Ribeira de Iguape	ago-05
TBM05	Rio Tietê, na captação da SABESP, em Biritiba Mirim.	2	23° 33' 55"S 46° 01' 28"O	705m	Tietê Alto Zona Metropolitana	ago-05
Pdo05	Rio Pardo, em frente ao rancho de pesca da fazenda Pindorama, em Barretos.	2	20° 28' 43"S 48° 26' 06"O	-	Pardo/Grande	ago-05
SD05	Rib. São Domingos, em sua foz, a 100m da desembocadura no Rio Turvo, em Tabapuã.	3	20° 48' 42"S 49° 04' 42"O	-	Turvo/Grande	ago-05
Sapu05	Rio Sapucaí, a 3,5km a jusante da ponte na SP425, que liga Guaiara a Miguelópolis, margem direita do rio, em Guaiara.	2	-	-	Sapucaí/Grande	ago-05

Anexo 12. Densidade média dos táxons nos pontos referência: rio Tietê – Biritiba Mirim (TBM) em diferentes anos (1997, 2003 e 2005), rio Juquiá (JJuq) em 1998 e rio Cachoeira (Cach5) em 2002. Densidade total (DT), riqueza total (S) e riqueza dos táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S_{EPT}) da comunidade de macroinvertebrados.

Local	TIETÊ - BITIBA MIRIM			Juquiá-Juquit	Cachoeira
	TBM97	TBM03	TBM05	JJuq98	Cach5
COLETA	ago-97	ago-03	ago-05	jul-98	set-02
Fredericellidae	117,3	84,0	465,2	0,0	215,4
Paludicellidae	0,0	1232,6	4750,4	0,0	0,0
Plumatellidae	0,0	112,1	0,0	0,0	0,0
TURBELLARIA	11,3	1316,6	110,2	0,0	51,3
NEMERTINEA	318,7	322,2	428,5	0,0	10,3
Hyriidae	5,7	0,0	12,2	0,0	10,3
Mycetopodidae	0,0	14,0	0,0	0,0	0,0
Sphaeriidae	22,3	196,1	61,2	5,7	1466,7
Ancyliidae	162,3	2045,0	293,8	0,0	0,0
Planorbiidae	0,0	574,3	36,7	0,0	0,0
Thiaridae	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Enchytraeidae	0,0	0,0	134,7	0,0	30,8
Tubificidae sqc	1932,0	5616,7	1285,6	0,0	153,9
Tubificidae cqc	0,0	98,0	12,2	123,0	0,0
Naididae	518,3	10224,9	4089,3	28,0	51,3
Narapidae	0,0	0,0	0,0	0,0	10,3
Opistocystidae	0,0	84,0	0,0	0,0	0,0
Glossiphoniidae	475,3	602,3	416,3	0,0	0,0
HYDRACARINA	251,7	98,0	257,1	5,7	410,3
Ceratopogonidae	0,0	182,1	12,2	425,0	71,8
Chironomini	2768,7	10252,9	1310,0	1225,3	1579,5
Tanytarsini	1264,0	2885,4	1212,1	363,7	123,1
Tanypodinae	95,3	1862,9	195,9	229,3	2143,6
Orthochadiinae	833,3	2101,0	379,5	84,0	1097,5
Dolichopodidae	0,0	28,0	0,0	0,0	0,0
Empididae	291,0	140,1	0,0	0,0	0,0
Baetidae	39,0	238,1	0,0	0,0	10,3
Caenidae	0,0	42,0	0,0	0,0	0,0
Ephemeridae	0,0	0,0	0,0	22,7	41,0
Leptohyphidae	251,7	168,1	12,2	0,0	51,3
Hydropsychidae	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Hydroptilidae	16,7	56,0	0,0	0,0	0,0
Leptoceridae	11,3	84,0	24,5	0,0	174,4
Polycentropodidae	0,0	0,0	0,0	11,3	0,0
Gryopterigidae	72,7	14,0	0,0	0,0	0,0
Elmidae	0,0	0,0	0,0	61,7	646,2
Gyrinidae	5,7	42,0	12,2	0,0	0,0
Limnichidae	0,0	0,0	0,0	0,0	10,3
Coenagrionidae	0,0	14,0	0,0	0,0	0,0
Gomphidae	0,0	28,0	0,0	5,7	41,0
Libellulidae	0,0	0,0	12,2	0,0	0,0
Corixidae	0,0	0,0	134,7	0,0	0,0
Notonectidade	0,0	0,0	0,0	0,0	20,5
DT	9475,7	40759,4	15659,2	2591,0	8420,7
D_{EPT}	397,0	602,3	36,7	34,0	276,9
S	23	31	24	13	23
S_{EPT}	6	6	2	2	4

Anexo 13. Resultados obtidos para as variáveis químicas do sedimento nos pontos de amostragem.

Dados em: **vermelho** = limite de detecção acima do critério; **violeta** = provável interferência; pintados em **amarelo** ultrapassam TEL; pintados em **laranja** ultrapassam PEL. **TEL** = "Threshold Effect Level"; **PEL** = "Probable Effect Level"; **CCME** = Canadian Council of Ministers of the Environment; * = limites mais restritivos para efeito limiar e severo sobre a biota aquática, compilados de Smith *et al.* (1996); **C** = amostra composta; **NR** = não realizado; **ND** = não detectado.

	Critério CCME		TBM97			JJuq98	Atin3	Cach4	Cach5	Cach6	Atib7
	TEL	PEL	R1	R2	R3	C	C	C	C	C	C
As(ug/g)	5,9µg/g	17µg/g	0,20	1,72	0,40	5,41	NR	NR	NR	NR	NR
Cd(ug/g)	0,6µg/g	3,5µg/g	0,90	1,10	0,80	<0,5	<0,35	<0,70	<0,35	<0,70	<0,35
Pb(ug/g)	35µg/g	91,3µg/g	<25	<25	<25	<25	<25,0	<50,0	<25,0	<50,0	25,2
Cu(ug/g)	35,7µg/g	197µg/g	6,00	2,00	4,00	26,00	10,80	11,5	8,09	8,00	19,30
Cr(ug/g)	37,3µg/g	90µg/g	24,90	<30	<30	25,90	30,5	<30,0	20,8	<30,00	51,20
Hg(ug/g)	0,17µg/g	0,486µg/g	<0,04	<0,04	<0,04	0,14	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Ni(ug/g)	16µg/g*	33µg/g*	<6	<6	<6	10,00	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00	12,30
Zn(ug/g)	123µg/g	315µg/g	28,00	17,00	35,00	52,90	36,7	34,0	22,3	36,6	79,9
PCB(ug/Kg)	34,1µg/Kg	277µg/Kg	0,84	0,12	0,28	0,00	NR	NR	NR	NR	NR
DDE(ug/Kg)	1,42µg/Kg	6,75µg/Kg	1,10	0,68	3,37	0,07	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DDT(ug/Kg)	1,19µg/Kg	4,77µg/Kg	0,00	0,00	0,26	0,00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Hexaclorobenzeno(ug/Kg)	20µg/Kg**	240µg/Kg	0,45	0,29	0,56	0,00	NR	NR	NR	NR	NR
Lindane(ug/Kg)	0,94µg/Kg	1,38µg/Kg	0,00	0,00	0,00	0,00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
TDE(ug/Kg)	3,54µg/Kg	8,51µg/Kg	0,00	0,00	0,00	0,00	N.D.	N.D.	N.D.	NR	N.D.

	Critério CCME		Atib8	Pinh02	Cor02	AtiS02	PTat02	Cor03	AtibS03	PTat03
	TEL	PEL	C	C	C	C	C	C	C	C
As(ug/g)	5,9µg/g	17µg/g	NR	NR	NR	NR	NR	0,30	0,42	0,70
Cd(ug/g)	0,6µg/g	3,5µg/g	<0,35	<0,35	<0,35	0,67	<0,35	<0,35	<0,35	0,42
Pb(ug/g)	35µg/g	91,3µg/g	33,6	<25,0	<25	50,00	<25,0	<25	27,50	<25
Cu(ug/g)	35,7µg/g	197µg/g	8,51	87,30	33,70	60,30	9,18	3,66	98,00	129,00
Cr(ug/g)	37,3µg/g	90µg/g	23,4	46,00	48,30	30,00	15,50	<15	78,70	45,60
Hg(ug/g)	0,17µg/g	0,486µg/g	<0,10	<0,10	<0,10	0,14	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Ni(ug/g)	16µg/g*	33µg/g*	<7,00	22,40	22,70	10,00	<7,00	<3,5	23,50	16,20
Zn(ug/g)	123µg/g	315µg/g	34,5	159,00	15,00	308,00	84,60	7,60	365,00	446,00
PCB(ug/Kg)	34,1µg/Kg	277µg/Kg	NR	50,40	<20	<20,0	<20	ND	<20	ND
DDE(ug/Kg)	1,42µg/Kg	6,75µg/Kg	N.D.	ND	ND	ND	ND	ND	<2,50	<2,5
DDT(ug/Kg)	1,19µg/Kg	4,77µg/Kg	N.D.	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Hexaclorobenzeno(ug/Kg)	20µg/Kg**	240µg/Kg	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Lindane(ug/Kg)	0,94µg/Kg	1,38µg/Kg	N.D.	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
TDE(ug/Kg)	3,54µg/Kg	8,51µg/Kg	N.D.	ND	ND	ND	ND	NR	ND	NR

Anexo 14. Resultados das análises granulométricas, umidade e resíduo volátil do sedimento nos pontos de amostragem.

	TBM97			JJUQ98			Atin3	Cach4	Cach5	Cach6	Atib7	Atib8	Pinh02			Cor02		
TIPO DE DADO	R1	R2	R3	R1	R2	R3	C	C	C	C	C	C	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Diâm. médio sed. (fi)	1,42	2,72	2,70	4,39	4,22	2,41	4,19	2,88	3,71	2,35	3,76	0,26	2,26	3,99	0,28	1,40	1,20	1,39
Umidade sed. (%)	23,80	38,30	33,80	61,00	49,00	43,00	67,80	55,10	44,60	54,50	65,70	26,00	47,10	58,40	35,70	28,00	29,20	31,50
Resíduo volátil sed. (%)	0,90	2,50	2,00	10,00	4,00	3,00	11,10	11,70	4,20	9,80	10,20	0,40	3,50	7,80	1,80	0,30	0,40	0,50

	AtiS02			PTat02			Cor03			AtibS03			PTat03			TBM03		
TIPO DE DADO	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Diâmetro médio sed. (fi)	1,37	6,57	6,68	4,26	4,05	4,79	1,89	1,33	1,06	6,06	7,25	7,53	5,03	5,65	6,50	2,51	3,15	3,08
Umidade sed. (%)	53,40	67,00	73,60	38,20	43,80	45,00	24,00	25,00	24,00	64,00	66,90	68,00	61,00	69,00	72,00	53,40	47,70	44,70
Resíduo volátil sed. (%)	5,00	10,50	14,00	2,80	3,70	3,20	<1	1,00	1,00	11,90	12,90	14,00	9,00	13,00	13,00	7,00	7,60	4,30

	Cris03			MGP03			SCq03			SVt02			SPga02			SVR02		
TIPO DE DADO	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Diâmetro médio sed. (fi)	7,41	7,05	5,47	1,73	-0,39	0,59	5,50	6,08	6,82	-0,04	7,80	2,75	2,44	2,22	4,01	1,86	5,21	2,78
Umidade sed. (%)	46,40	47,80	43,00	28,00	21,00	21,00	47,00	34,00	40,00	26,40	69,70	37,60	43,20	30,40	58,50	27,00	45,50	32,40
Resíduo volátil sed. (%)	7,30	5,50	5,90	1,00	1,00	1,00	6,00	3,00	4,00	1,00	10,90	3,50	5,20	2,10	12,50	1,40	6,60	1,60

	SSar02			SCq02			AtibS04			Cris04			MGE04			ParbS04		
TIPO DE DADO	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3
Diâmetro médio sed. (fi)	3,16	5,55	3,69	5,54	5,46	4,90	5,30	4,01	4,90	5,99	6,12	5,77	4,81	3,47	4,65	4,94	6,07	2,98
Umidade sed. (%)	28,40	53,20	36,20	37,50	38,00	31,80	44,94	-	-	NR	-	-	48,32	-	-	70,60	-	-
Resíduo volátil sed. (%)	1,20	7,50	3,10	3,70	3,20	2,50	2,38	-	-	2,94	-	-	3,36	-	-	3,52	-	-

	Pxe04			PmT04			Ribl04			SCq04			TBM04			ParbS05		
TIPO DE DADO	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3
Diâmetro médio sed. (fi)	2,40	2,39	2,41	5,27	2,39	2,41	2,96	0,67	3,05	7,41	5,64	5,62	1,91	1,11	1,16	6,85	6,86	8,09
Umidade sed. (%)	21,44	-	-	58,46	-	-	NR	-	-	NR	-	-	30,25	-	-	71,30	-	-
Resíduo volátil sed. (%)	0,22	-	-	3,73	-	-	0,75	-	-	NR	-	-	1,44	-	-	14,33	-	-

	Ribl05			TBM05			Pdo05			SD05			Sapu05		
TIPO DE DADO	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3	R1/C	R2	R3
Diâmetro médio sed. (fi)	3,91	0,41	3,37	4,84	1,47	2,13	7,18	5,43	6,29	3,11	2,82	2,69	5,23	3,05	3,34
Umidade sed. (%)	NR	-	-	NR	-	-	NR	-	-	NR	-	-	NR	-	-
Resíduo volátil sed. (%)	3,00	-	-	14,00	-	-	10,67	-	-	1,00	-	-	2,33	-	-

NR = Não Realizado

Anexo 15. Resultados obtidos para as variáveis químicas da água nos pontos de amostragem.

	CONAMA 357/05	TBM97	JJuq98	Atin3	Cach4	Cach5	Cach6	Atib7	Atib8	Pinh02	Cor02	AtiS02	PTat02	Cor03
Profundidade (m)	-	1,67	1,50	1,8	2,0	1,5	0,8	3,0	3,5	3,00	1,00	2,67	3,00	0,50
Velocidade média (m/s)	-	NR	NR	NR	0,36	NR	0,23	0,39	0,41	NR	NR	NR	NR	0,40
Transparência (m)	-	0,87	NR	1,8	1,6	1,5	0,5	0,7	0,7	0,30	0,40	1,10	0,60	0,30
ZONA FÓTICA (m)	-	2,41	NC	4,88	4,33	4,06	1,35	1,90	1,90	0,81	1,08	2,98	1,63	0,81
O.D. sup. (mg/l)	≥5,0* - ≥4,0** - >2,0*** (mg/L)	NR	8,3	6,2	9,8	9,3	6,5	5,9	7,1	2,2	7,9	2,4	5,2	6,9
O.D. fundo (mg/l)	-	1,2	8,3	6,2	9,7	NR	6,4	5,9	7,1	0,80	NR	2,40	NR	6,70
pH sup.	6,0 a 9,0	NR	6,9	6,6	6,7	6,6	6,7	6,9	7,1	7,2	7,3	7,2	7,20	7,1
pH fundo	-	NR	7,0	NR	6,8	6,7	NR	NR	NR	NR	7,30	6,9	7,1	NR
Temperatura sup. (oC)	-	NR	NR	18,2	12,6	15,5	18,9	18,8	20,3	30,5	20,3	21,7	20,8	17,4
Temperatura fundo (oC)	-	NR	NR	18,8	13,0	15,0	18,9	18,7	20,2	27,0	21,30	22,0	21,9	18,0
Condutividade sup. (µS/cm)	-	NR	NR	44,9	17,2	20,8	52,3	58,9	70,6	332,00	128,00	657	283,00	193,20
Condutividade fundo (µS/cm)	-	NR	NR	45,2	17,2	NR	52,4	58,9	70,2	388,0	127,00	653	283,0	197,2
Namoniacoal fundo (mg/L)	-	NR	0,02	0,20	0,22	<0,02	<0,10	0,11	0,15	9,79	2,85	4,92	1,55	4,13
Clorofila sup. (µg/L) - média	30* - 60**(µg/L)	NR	0,96	NR	NR	NR	NR	NR	NR	116,28	2,17	5,85	1,15	2,94
Coli. fecal sup. (NMP/100mL)	1000 (NMP/100mL)	NR	NR	380	1200	720	3100	1900	560	110000	19000	42000	68000	94000
Ptotal sup. (mg/L)	≤0,10*/ ≤0,15** mg/L	NR	NR	0,05	0,03	0,04	0,13	NR	0,08	NR	NR	NR	NR	NR

	CONAMA 357/05	AtibS03	PTat03	TBM03	Cris03	MGP03	SCq03	SVt02	SPga02	SVR02	SSar02	SCq02	AtibS04	Cris04
Profundidade (m)	-	2,27	1,50	2,00	1,03	1,00	1,67	4,00	2,00	2,67	2,00	2,00	2,33	0,80
Velocidade média (m/s)	-	0,20	0,25	0,61	0,19	0,68	0,42	NR	NR	NR	NR	NR	0,92	NR
Transparência (m)	-	1,00	0,40	1,90	0,60	0,70	0,50	1,8	0,5	0,5	0,7	0,7	NR	0,4
ZONA FÓTICA (m)	-	2,71	1,08	5,15	1,63	1,90	1,35	4,88	1,35	1,35	1,90	1,90	NC	1,08
O.D. sup. (mg/l)	≥5,0* - ≥4,0** - >2,0*** (mg/L)	4,1	2,2	7,1	6,6	5,8	3,6	8,9	4,7	0,9	1,7	3,5	7,6	6,95
O.D. fundo (mg/l)	-	4,00	2,20	7,10	6,50	5,80	3,60	8,6	4,6	0,9	1,5	3,5	7,61	6,88
pH sup.	6,0 a 9,0	7,2	7,2	6,6	6,7	6,9	6,9	7,7	7	6,7	6,8	6,9	7,13	6,93
pH fundo	-	NR	NR	NR	NR	NR	NR	7,6	7,1	6,8	6,9	6,9	7,21	7
Temperatura sup. (oC)	-	20	20,3	18,8	14,3	19,1	17,9	19	18,8	19,2	20,7	20,3	18,5	14,5
Temperatura fundo (oC)	-	18,8	20,1	18,8	13,80	19,1	17,5	20,5	18,7	19,1	20,6	20,3	18,5	14,5
Condutividade sup. (µS/cm)	-	492,00	586,00	30,80	99,50	177,40	170,60	84,5	135,4	129,3	170,7	159,6	160,1	91
Condutividade fundo (µS/cm)	-	NR	586	30,5	99,7	175,2	169,5	85,1	NR	NR	NR	NR	157,9	91,1
Namoniacoal fundo (mg/L)	-	2,89	2,61	0,09	0,88	0,50	2,76	<0,02	1,85	1,02	2,18	1,11	0,27	0,41
Clorofila sup. (µg/L) - média	30* - 60**(µg/L)	3,47	7,42	4,28	4,28	0,45	3,12	0,40	0,45	2,23	2,67	3,34	1,34	8,02
Coli. fecal sup. (NMP/100mL)	1000 (NMP/100mL)	6400	38000	6	36	2300	136	40	540000	90000	2700	112	23000	25000
Ptotal sup. (mg/L)	≤0,10*/ ≤0,15** mg/L	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	1,02	0,16

	CONAMA 357/05	MGE04	ParbS04	Pxe04	Pmt04	RibI04	SCq04	TBM04	ParbS05	RibI05	TBM05	Pdo05	SD05	Sapu05
Profundidade (m)	-	1,50	3,00	0,87	1,60	2,00	1,50	0,70	2,7	4,2	1,5	4	1,2	3,2
Velocidade média (m/s)	-	1,16	0,33	0,86	0,85	1,01	0,34	0,38	NR	1,73	NR	8	7,94	7,85
Transparência (m)	-	0,5	0,9	0,3	0,2	0,9	0,8	0,8	0,8	1,6	1	1	0,7	1,5
ZONA FÓTICA (m)	-	1,35	2,44	0,81	0,54	2,44	2,17	2,17	2,2	4,3	2,7	2,7	1,9	4,1
O.D. sup. (mg/l)	≥5,0* - ≥4,0** - >2,0*** (mg/L)	7,5	2,3	7,88	7,51	9,21	2,85	6,11	3,2	8,84	5,05	8,57	4,36	8,16
O.D. fundo (mg/l)	-	7,54	2,01	8,04	7,3	9,2	2,9	5,9	3,1	8,68	4,95	8,4	4,37	8,38
pH sup.	6,0 a 9,0	7,45	6,45	7,27	7,1	8,07	6,62	6,37	6,54	7,76	6,4	7,14	6,97	6,73
pH fundo	-	7,12	6,47	7,52	7,16	8,06	6,66	6,32	6,6	7,48	6,4	7,22	6,98	6,98
Temperatura sup. (oC)	-	18,8	18,3	19,7	19,2	18,3	19,1	15,4	19,7	20,6	18,7	21,7	17,6	21,1
Temperatura fundo (oC)	-	19	18,3	19,3	19,2	18,3	18,8	15,4	19,7	20,6	18,7	21,5	17,5	21,2
Condutividade sup. (µS/cm)	-	69,9	NR	219	176,8	104,3	201	58,4	78	115,2	28,3	83	164,2	61,6
Condutividade fundo (µS/cm)	-	72,4	129,1	215	185,6	NR	59,3	59,5	78	115,8	28,3	82,5	164	63,5
Namoniacoal fundo (mg/L)	-	<0,03	NR	<0,03	1,8	0,06	2,42	0,09	0,36	0,1	0,26	0,23	2,45	0,17
Clorofila sup. (µg/L) - média	30* - 60**(µg/L)	0,76	0,85	2	cancelado	0,75	2,03	4,58	1,27	0,57	1,87	0,67	0,45	0,40
Coli. fecal sup. (NMP/100mL)	1000 (NMP/100mL)	1400	1000	19000	180000	460	208	148	1700	112	108	90	204	28
Ptotal sup. (mg/L)	≤0,10*/ ≤0,15** mg/L	0,21	0,08	0,13	0,77	0,04	0,26	0,08	0,08	<0,03	<0,03	0,03	0,29	0,03

Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005

* = Classe Especial, 1 e 2; ** = Classe 3; *** = Classe 4

Superior ao limite CONAMA

NR = Não Realizado; NC = Não Calculável

Anexo 16. Gradiente de qualidade resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz de dados abióticos e os respectivos valores das variáveis utilizadas.

	TBM05	TBM03	Cach5	Sapu05	Cris03	MGP03	Atin3	Cach4	TBM04	Cach6	Atib8	SCq03	SCq02	Cor03	SCq04	SD05	Pxe04	SSar02	SVR02
Odfund	4,95	7,1	9,30	8,38	6,5	5,80	6,20	9,70	5,9	6,4	7,1	3,60	3,50	6,7	2,9	4,37	8,04	1,50	0,90
pH sup	6,4	6,6	6,60	6,73	6,7	6,9	6,60	6,70	6,37	6,7	7,1	6,9	6,9	7,1	6,62	6,97	7,27	6,8	6,7
Cond	28,3	30,8	20,80	61,6	99,5	177,40	44,90	17,20	58,4	52,3	70,6	170,60	159,60	193,2	201	164,2	219,00	170,70	129,30
Coli	108	6	720,00	28	36	2300	380,00	1200,00	148	3100	560	136	112	94000	208	204	19000	2700	90000
NamonF	0,26	0,09	0,02	0,17	0,88	0,50	0,20	0,22	0,09	0,1	0,15	2,76	1,11	4,13	2,42	2,45	0,03	2,18	1,02
PbS	15	25,00	25	15	25,00	25,00	25	50	65,6	50	33,6	25,00	25,00	25,00	23,2	15	25,8	25,00	25,00
CuS	3,83	3,90	8,09	21,6	11,70	4,30	10,80	11,5	18,2	8,00	8,51	9,46	13,5	3,66	14,5	2,82	46,4	12,5	17,1
CrS	7,71	15,00	20,8	24,5	17,60	15,00	30,5	30	23,5	30	23,4	15,00	16,6	15,00	20,3	48,3	14	21,9	16,6
HgS	0,01	0,10	0,10	0,01	0,10	0,10	0,10	0,10	0,04	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,01	0,01	0,01	0,10	0,10
NiS	4	3,50	7,00	4,54	3,50	3,50	7,00	7,00	8,25	7,00	7,00	3,50	7,00	3,50	9,34	4,36	5,39	7,00	8,2
ZnS	19,3	14,50	22,3	22,5	44,30	16,80	36,7	34,0	65,3	36,6	34,5	23,60	26,8	7,60	43,5	10,4	33,5	28,4	81,3

	SPga02	PTat02	Cris04	Atib7	MGE04	ParbS05	RibI05	SVt02	Cor02	ParbS04	Pdo05	PmT04	RibI04	AtiS02	Pinh02	AtibS04	AtibS03	PTat03
Odfund	4,60	5,2	6,88	5,9	7,54	3,1	8,68	8,60	7,9	2,01	8,4	7,3	9,2	2,4	0,8	7,61	4	2,2
pH sup	7	7,2	6,93	6,9	7,45	6,54	7,76	7,7	7,3	6,45	7,14	7,1	8,07	7,2	7,2	7,13	7,2	7,2
Cond	135,40	283,0	91,00	58,9	69,90	78	115,2	84,50	128,0	129,10	83	176,8	104,3	657,0	332,0	160,10	492,0	586,0
Coli	540000	68000	25000	1900	1400	1700	112	40	19000	1000	90	180000	460	42000	110000	23000	6400	38000
NamonF	1,85	1,55	0,41	0,11	0,03	0,36	0,1	0,02	2,85	0,17	0,23	1,8	0,06	4,92	9,79	0,27	2,89	2,61
PbS	25,00	25,00	35,3	25,2	49,6	37,6	84,6	25,00	25,00	72,9	22,5	43,9	133	50,00	25,00	56,5	27,50	25,00
CuS	17,7	9,18	24,9	19,30	27,9	31,7	22,4	57,3	33,70	35	56,3	62,1	64,9	60,30	87,30	103	98,00	129,00
CrS	16	15,50	31,5	51,20	36,1	49,9	33,6	38,5	48,30	51,9	71,3	61,2	45	30,00	46,00	78	78,70	45,60
HgS	0,10	0,10	0,06	0,10	0,01	0,10	0,01	0,10	0,10	0,06	0,20	0,13	0,01	0,14	0,10	0,08	0,10	0,10
NiS	7,46	7,00	14,6	12,30	13,9	10,5	13,6	16	22,70	18,9	15	24,5	27,7	10,00	22,40	35,4	23,50	16,20
ZnS	68,9	84,60	88,6	79,9	81,9	146	73,8	49,3	15,00	180	94,3	246	202	308,00	159,00	327	365,00	446,00

Acima limite Conama 357/05

Ultrapassam TEL (Threshold Effect Level) Ultrapassam PEL (Probable Effect Level), segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Limite de detecção acima do critério

Anexo 17. Índices e medidas com coeficiente de variação $\leq 50\%$, dispostas na primeira coluna, os locais conforme o gradiente de qualidade resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz de dados abióticos.

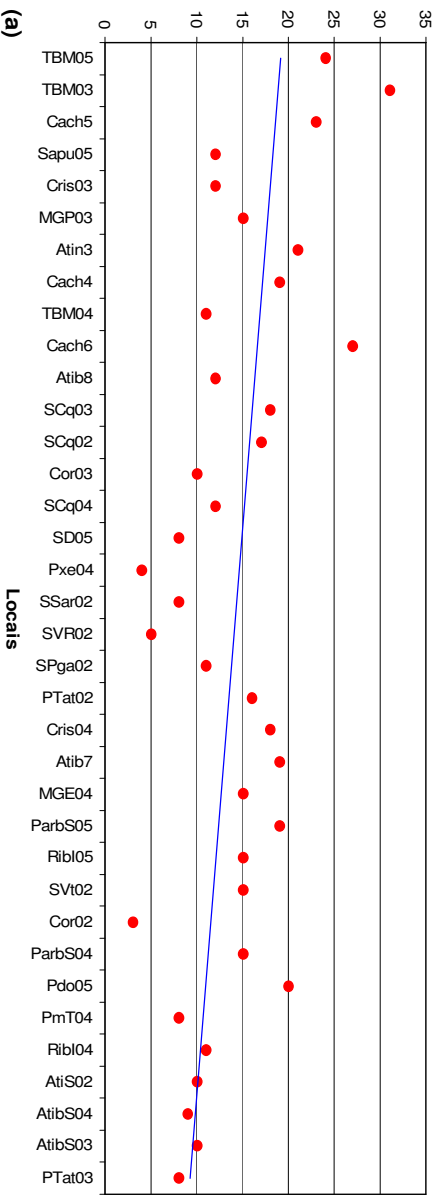
S = riqueza total de táxons; **d** = Diversidade de Margalef; **S_{EPT}** = riqueza de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **Ssen** = riqueza de sensíveis; **ICS** = Índice de Comparação Seqüencial; **H'** = Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; **DOM** = dominância; **J'** = Equitatividade de Pielou; **O/DT** = dens. Oligochaeta/dens. total; **T/DT** = dens. tolerantes (com Chironomini)/dens. total; **T/DT*** = dens. Tolerantes (com *Chironomus*)/dens. total; **%Dipte** = porcentagem de insetos Diptera; **Tt/Chi** = dens. Tanytarsini/dens. Chironomidae.

Cores = classes IBCRIO – azul = ótima; verde = boa; amarela = regular vermelho = ruim. Sigla do local vide Tab. 11.

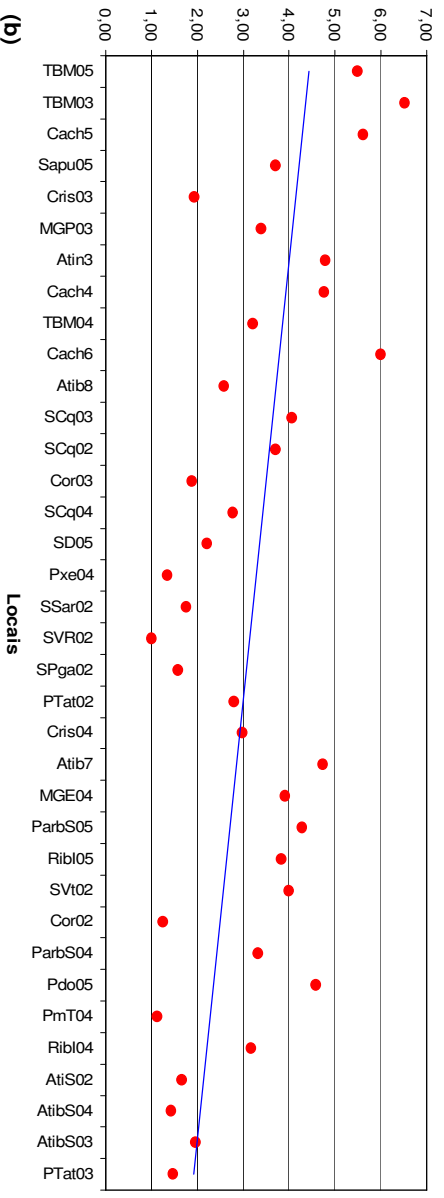
	S	S _{EPT}	Ssen	d	ICS	H'	DOM	J'	O/DT	T/DT	T/DT*	Tt/Chi	%Dipte
TBM05	24	2	3	5,48	19,35	3,04	0,30	0,66	0,35	0,43	0,35	0,39	19,9
TBM03	31	6	7	6,51	26,11	3,21	0,25	0,65	0,39	0,64	0,40	0,17	42,8
Cach5	23	4	NC	5,60	19,61	3,10	0,25	0,69	0,03	0,21	NC	0,02	59,6
Sapu05	12	1	NC	3,69	10,19	3,03	0,28	0,85	0,26	0,54	0,26	0,00	38,5
Cris03	12	0	NC	1,92	NC	0,76	0,85	0,21	0,96	0,95	0,95	0,00	0,0
MGP03	15	0	NC	3,37	10,79	2,16	0,48	0,55	0,62	0,85	NC	0,00	27,0
Atin3	21	2	NC	4,78	14,56	2,35	0,52	0,54	0,07	0,58	NC	0,25	79,8
Cach4	19	2	NC	4,75	15,42	3,04	0,31	0,72	0,06	0,36	NC	0,08	77,4
TBM04	11	0	NC	3,20	8,18	2,27	0,40	0,66	0,45	0,84	0,44	0,03	42,1
Cach6	27	3	NC	5,99	18,43	2,39	0,48	0,50	0,08	0,57	NC	0,33	79,8
Atib8	12	1	NC	2,57	8,39	1,84	0,40	0,51	0,68	0,95	NC	0,00	27,2
SCq03	18	1	NC	4,05	14,16	2,60	0,39	0,62	0,30	0,29	0,16	0,00	15,6
SCq02	17	1	NC	3,69	10,85	2,06	0,55	0,50	0,35	0,21	NC	0,01	6,4
Cor03	10	1	NC	1,87	6,24	1,69	0,45	0,51	0,42	0,87	NC	0,00	55,8
SCq04	12	1	NC	2,76	8,14	1,84	0,38	0,51	0,39	0,03	0,02	0,10	1,4
SD05	8	0	NC	2,20	5,90	2,14	0,45	0,71	0,36	0,81	0,36	0,08	49,6
Pxe04	4	0	NC	1,33	3,41	1,83	0,38	0,92	0,54	0,54	0,54	NC	38,5
SSar02	8	0	NC	1,74	3,67	1,22	0,71	0,41	0,94	0,97	NC	0,00	4,1
SVR02	5	0	NC	0,99	2,72	1,32	0,53	0,57	0,93	0,99	NC	0,00	6,5
SPga02	11	0	NC	1,57	NC	1,00	0,76	0,29	0,97	0,98	NC	0,00	3,1
PTat02	16	0	NC	2,79	NC	1,60	0,55	0,40	0,41	0,96	0,94	0,00	54,9
Cris04	18	0	NC	2,96	NC	0,93	0,77	0,22	0,98	0,99	0,99	0,00	1,4
Atib7	19	2	NC	4,73	13,26	2,52	0,51	0,59	0,72	0,73	NC	0,05	14,2
MGE04	15	2	NC	3,90	11,02	2,60	0,48	0,67	0,26	0,32	0,26	0,04	12,0
ParbS05	19	1	NC	4,27	8,75	1,56	0,73	0,37	0,86	0,89	0,86	0,38	7,4
Ribl05	15	2	3	3,82	11,82	2,80	0,35	0,72	0,35	0,68	0,33	0,05	47,5
SVt02	15	1	NC	3,97	10,22	2,31	0,51	0,59	0,05	0,55	NC	0,16	84,9
Cor02	3	0	NC	1,23	3,00	1,58	0,33	1,00	0,33	0,33	NC	0,00	33,3
ParbS04	15	0	NC	3,31	11,18	2,32	0,39	0,59	0,69	0,81	0,76	0,37	20,3
Pdo05	20	3	NC	4,57	12,12	2,01	0,58	0,47	0,79	0,81	0,66	0,02	16,3
PmT04	8	0	NC	1,11	NC	1,25	0,62	0,42	0,96	0,98	0,94	0,00	4,0
Ribl04	11	1	2	3,16	8,01	2,35	0,51	0,68	0,05	0,52	0,01	0,03	69,2
AtiS02	10	0	NC	1,65	NC	1,17	0,72	0,35	0,93	0,98	NC	0,01	4,8
AtibS04	9	0	NC	1,42	NC	1,61	0,35	0,51	0,64	1,00	1,00	0,00	35,5
AtibS03	10	0	NC	1,95	4,84	1,41	0,69	0,42	0,91	0,22	0,22	0,00	0,5
PTat03	8	0	NC	1,45	4,47	1,39	0,59	0,46	0,88	0,88	0,88	0,00	0,3

Anexo 18: Variação dos índices e medidas ao longo do gradiente de qualidade resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz de dados abióticos Índice de diversidade de Margalef (I) Riqueza total de táxons (S) e riqueza de EPT (S_{EPT}) ao longo do gradiente de qualidade. Sigla dos locais vide Anexo 11.

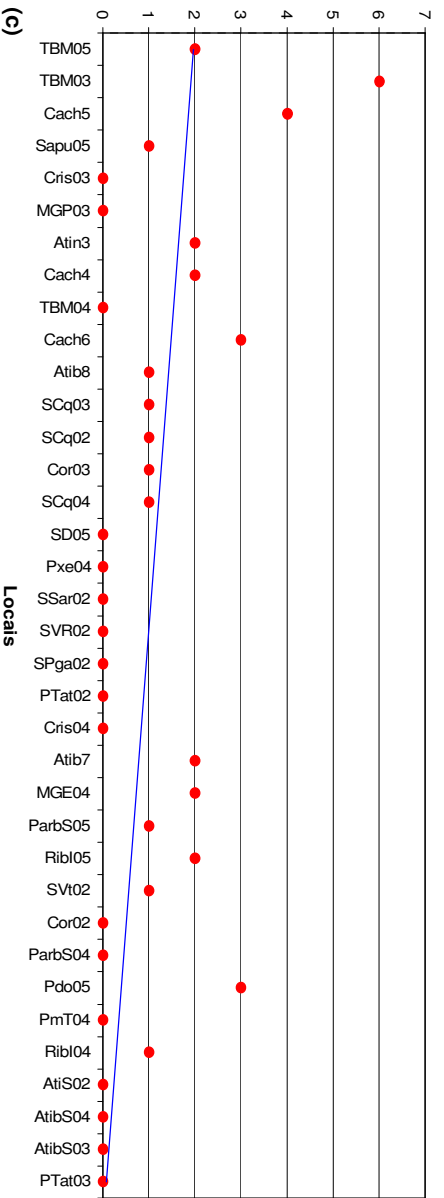
Riqueza total de taxa (S)

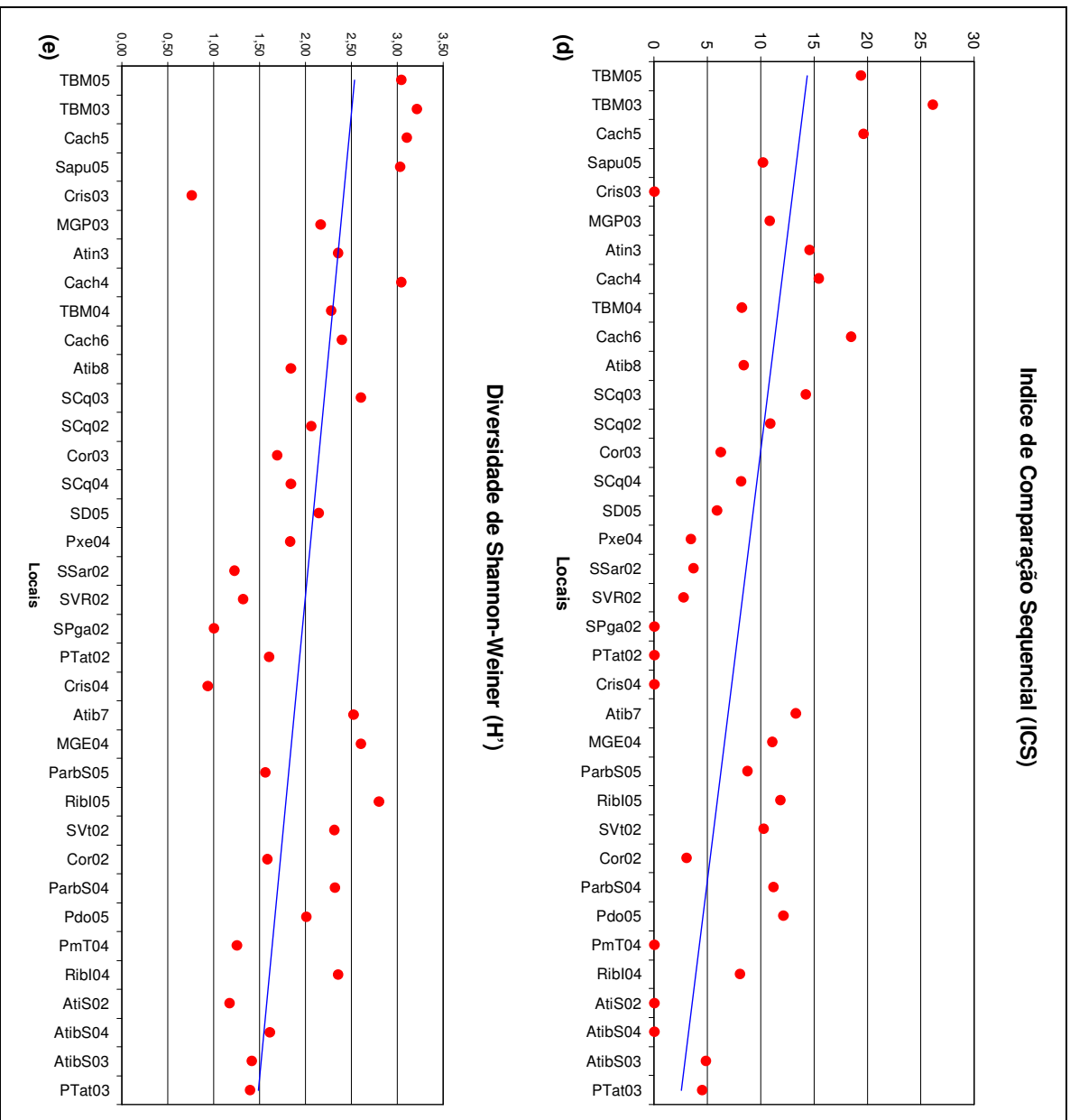


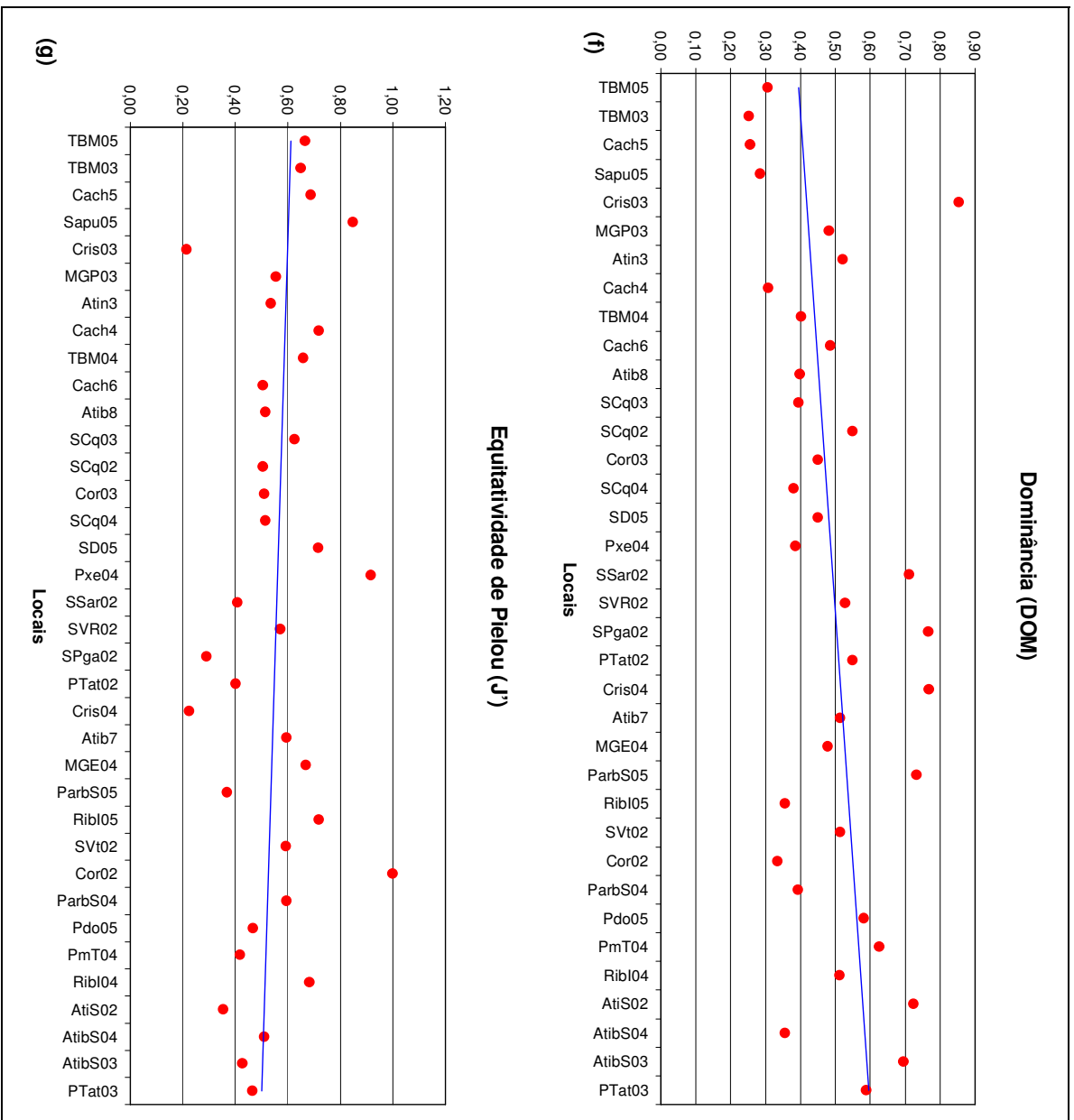
Diversidade de Margalef (d)

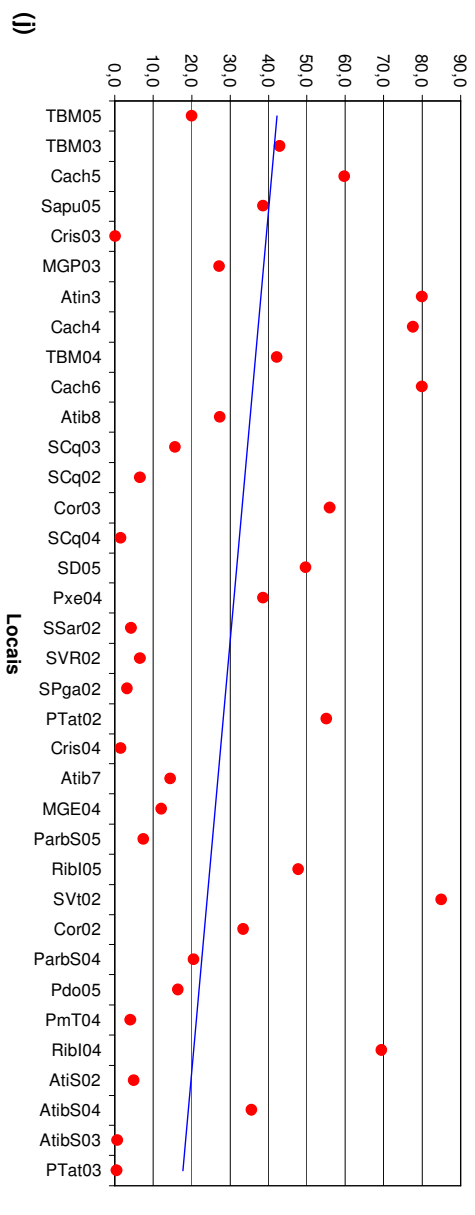
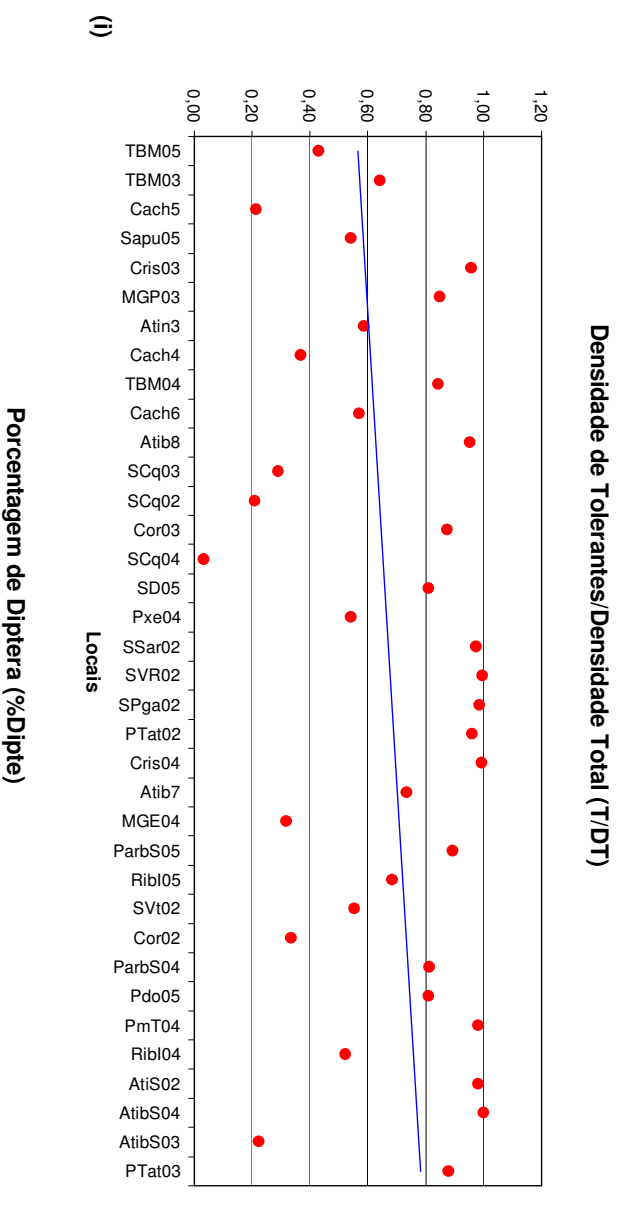
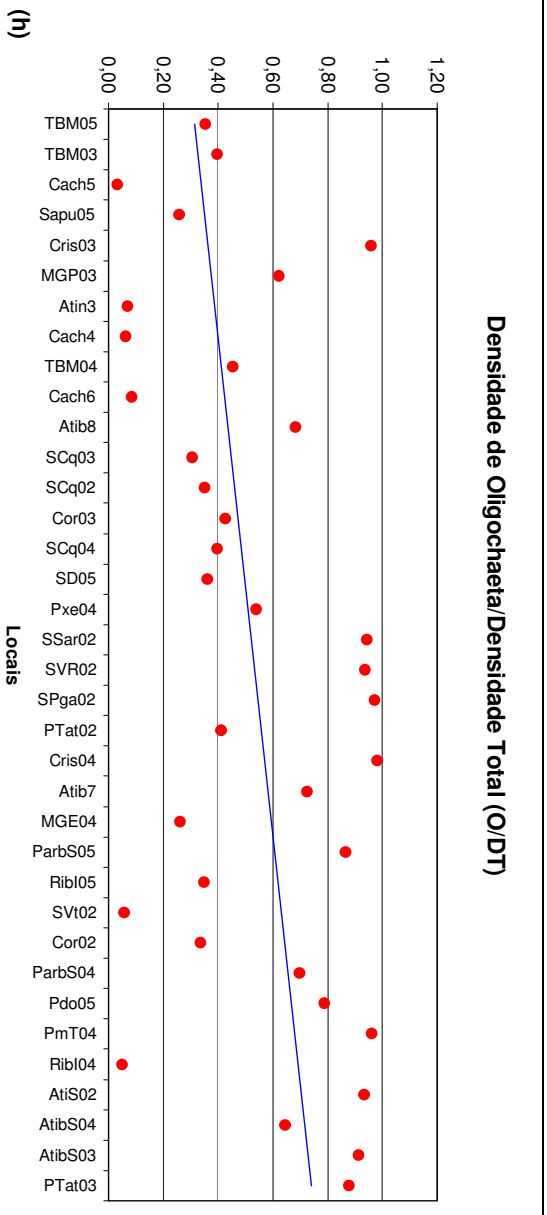


Riqueza de EPT (SEPT)









Anexo 19. Índices e medidas avaliadas quanto à sensibilidade à degradação ambiental.

As métricas são apresentadas, individualmente, em um gradiente de qualidade de acordo com as classes do ICB_{RIO} e dados abióticos dos respectivos locais.

OD = oxigênio dissolvido; Coli = coliformes termotolerantes; Namon = nitrogênio amoniacal na água de fundo; Cond = condutividade elétrica na água superfície; Res Vol = resíduos voláteis

Riqueza total de taxa (S)								
Locais	S	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	31	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Cach6	27	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
TBM05	24	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Cach5	23	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Atin3	21	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Pdo05	20	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
Cach4	19	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Atib7	19	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
ParbS05	19	3,1	Pb Cr Zn	1.700	0,36	78,0	6,5	14,3
SCq03	18	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
Cris04	18	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
SCq02	17	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
PTat02	16	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
MGP03	15	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
MGE04	15	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
RibI05	15	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
SVt02	15	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
ParbS04	15	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
Sapu05	12	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
Cris03	12	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	
Atib8	12	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
SCq04	12	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
TBM04	11	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
SPga02	11	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
RibI04	11	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Cor03	10	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
AtiS02	10	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
AtibS03	10	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
AtibS04	9	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
SD05	8	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
SSar02	8	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
PmT04	8	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
PTat03	8	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
SVR02	5	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
Pxe04	4	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
Cor02	3	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	
acima limite Conama 357/05	
TEL= Threshold Effect Level	
PEL=Probable Effect Level	
Locais Referência	

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Diversidade de Margalef (d)								
Locais	d	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	6,51	7,1	nenhum	6	0,09	30,80	6,6	
Cach6	5,99	6,4	nenhum	3.100	0,1	52,3	6,7	
Cach5	5,60	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
TBM05	5,48	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Atin3	4,78	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Cach4	4,75	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Atib7	4,73	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
Pdo05	4,57	8,4	Cu Cr	90	0,23	83	7,14	10,7
ParbS05	4,27	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78	6,54	14,3
SCq03	4,05	3,6	nenhum	136	2,76	170,60	6,9	
SVt02	3,97	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
MGE04	3,90	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,45	
RibI05	3,82	8,7	Pb	112	0,1	115,2	7,76	
Sapu05	3,69	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,73	
SCq02	3,69	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
MGP03	3,37	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,40	6,9	
ParbS04	3,31	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,45	
TBM04	3,20	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,37	
RibI04	3,16	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,07	
Cris04	2,96	6,9	Pb	25.000	0,41	91	6,93	
PTat02	2,79	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,00	7,20	
SCq04	2,76	2,9	nenhum	208	2,42	201	6,62	
Atib8	2,57	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
SD05	2,20	4,4	Cr	204	2,45	164,2	6,97	
AtibS03	1,95	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,00	7,2	11,9/ 12,9/ 14
Cris03	1,92	6,5	nenhum	36	0,88	99,50	6,7	
Cor03	1,87	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,20	7,1	
SSar02	1,74	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
AtiS02	1,65	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657	7,2	5/10,5/14
SPga02	1,57	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7	
PTat03	1,45	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,00	7,2	9/ 13/ 13
AtibS04	1,42	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,13	
Pxe04	1,33	8,0	Cu	19.000	0,03	219	7,27	
Cor02	1,23	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,00	7,3	
PmT04	1,11	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,8	176,8	7,1	
SVR02	0,99	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (S _{EPT})								
Locais	S _{EPT}	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	6	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Cach5	4	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Cach6	3	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
Pdo05	3	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
TBM05	2	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Atin3	2	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Cach4	2	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Atib7	2	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
MGE04	2	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
RibI05	2	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
Sapu05	1	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
Atib8	1	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
SCq03	1	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
SCq02	1	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
Cor03	1	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
SCq04	1	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
ParbS05	1	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
SVt02	1	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
RibI04	1	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
MGP03	0	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
Cris03	0	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	
TBM04	0	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
SD05	0	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
Pxe04	0	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
SSar02	0	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
SVR02	0	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
SPga02	0	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
PTat02	0	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
Cris04	0	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
Cor02	0	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
ParbS04	0	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
PmT04	0	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
AtiS02	0	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
AtibS04	0	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
AtibS03	0	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
PTat03	0	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13

Ótima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	
acima limite Conama 357/05	
TEL= Threshold Effect Level	
PEL=Probable Effect Level	
Locais Referência	

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Índice de Comparação Sequencial (ICS)								
Locais	ICS	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	26,11	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Cach5	19,61	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
TBM05	19,35	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Cach6	18,43	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
Cach4	15,42	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Atin3	14,56	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
SCq03	14,16	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
Atib7	13,26	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
Pdo05	12,12	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
RibI05	11,82	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
ParbS04	11,18	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
MGE04	11,02	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
SCq02	10,85	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
MGP03	10,79	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
SVt02	10,22	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
Sapu05	10,19	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
ParbS05	8,75	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
Atib8	8,39	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
TBM04	8,18	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
SCq04	8,14	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
RibI04	8,01	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Cor03	6,24	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
SD05	5,9	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
AtibS03	4,84	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
PTat03	4,47	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
SSar02	3,67	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
Pxe04	3,41	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
Cor02	3	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
SVR02	2,72	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
Cris03	NC	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	
SPga02	NC	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
PTat02	NC	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
Cris04	NC	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
PmT04	NC	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
AtiS02	NC	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
AtibS04	NC	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	

Ótima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação

Diversidade de Shannon-Wiener (H')								
Locais	H'	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	3,21	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Cach5	3,10	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Cach4	3,04	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	11,7
TBM05	3,04	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	14
Sapu05	3,03	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
RibI05	2,80	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
SCq03	2,60	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
MGE04	2,60	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
Atib7	2,52	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
Cach6	2,39	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	9,8
Atin3	2,35	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	11,1
RibI04	2,35	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
ParbS04	2,32	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
SVt02	2,31	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
TBM04	2,27	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
MGP03	2,16	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
SD05	2,14	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
SCq02	2,06	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
Pdo05	2,01	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
Atib8	1,84	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
SCq04	1,84	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
Pxe04	1,83	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
Cor03	1,69	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
AtibS04	1,61	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
PTat02	1,60	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
Cor02	1,58	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
ParbS05	1,56	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
AtibS03	1,41	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
PTat03	1,39	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
SVR02	1,32	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
Pmt04	1,25	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
SSar02	1,22	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
AtiS02	1,17	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
SPga02	1,00	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	12,5
Cris04	0,93	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
Cris03	0,76	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Dominância (DOM)								
Locais	DOM	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
TBM03	0,25	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Cach5	0,25	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Sapu05	0,28	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
TBM05	0,30	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Cach4	0,31	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Cor02	0,33	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
RibI05	0,35	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
AtibS04	0,35	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
SCq04	0,38	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
Pxe04	0,38	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
SCq03	0,39	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
ParbS04	0,39	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
TBM04	0,40	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
Atib8	0,40	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
Cor03	0,45	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
SD05	0,45	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
MGP03	0,48	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
Cach6	0,48	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
MGE04	0,48	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
Atib7	0,51	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
SVt02	0,51	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
RibI04	0,51	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Atin3	0,52	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
SVR02	0,53	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
SCq02	0,55	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
PTat02	0,55	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
Pdo05	0,58	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
PTat03	0,59	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
Pmt04	0,62	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
AtibS03	0,69	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
SSar02	0,71	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
AtiS02	0,72	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
ParbS05	0,73	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
SPga02	0,76	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
Cris04	0,77	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
Cris03	0,85	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Equitatividade de Pielou (J')								
Locais	J'	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
Cor02	1,00	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
Pxe04	0,92	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
Sapu05	0,85	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
Ribi05	0,72	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
Cach4	0,72	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
SD05	0,71	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
Cach5	0,69	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Ribi04	0,68	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
MGE04	0,67	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
TBM05	0,66	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
TBM04	0,66	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
TBM03	0,65	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
SCq03	0,62	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
Atib7	0,59	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
SVt02	0,59	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
ParbS04	0,59	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
SVR02	0,57	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
MGP03	0,55	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
Atin3	0,54	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Atib8	0,51	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
Cor03	0,51	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
SCq04	0,51	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
AtibS04	0,51	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
Cach6	0,50	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
SCq02	0,50	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
Pdo05	0,47	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
PTat03	0,46	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
PmT04	0,42	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
AtibS03	0,42	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
SSar02	0,41	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
PTat02	0,40	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
ParbS05	0,37	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
AtiS02	0,35	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
SPga02	0,29	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
Cris04	0,22	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
Cris03	0,21	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Razão entre a densidade de Oligochaeta e a densidade total (O/DT)								
Locais	O/DT	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
Cach5	0,03	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
SVt02	0,05	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
RibI04	0,05	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Cach4	0,06	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
Atin3	0,07	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Cach6	0,08	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
Sapu05	0,26	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
MGE04	0,26	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
SCq03	0,30	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
Cor02	0,33	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
TBM05	0,35	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
SCq02	0,35	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
RibI05	0,35	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
SD05	0,36	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
TBM03	0,39	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
SCq04	0,39	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
PTat02	0,41	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
Cor03	0,42	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
TBM04	0,45	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
Pxe04	0,54	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
MGP03	0,62	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
AtibS04	0,64	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
Atib8	0,68	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
ParbS04	0,69	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
Atib7	0,72	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
Pdo05	0,79	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
ParbS05	0,86	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
PTat03	0,88	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
AtibS03	0,91	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
SVR02	0,93	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
AtiS02	0,93	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
SSar02	0,94	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
Cris03	0,96	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	
PmT04	0,96	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
SPga02	0,97	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
Cris04	0,98	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	

Otima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	
acima limite Conama 357/05	
TEL= Threshold Effect Level	
PEL=Probable Effect Level	
Locais Referência	

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Razão entre a densidade de tolerantes (com Chironomini) e a densidade total (T/DT)								
Locais	T/DT	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
SCq04	0,03	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
SCq02	0,21	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
Cach5	0,21	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
AtibS03	0,22	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
SCq03	0,29	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
MGE04	0,32	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
Cor02	0,33	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
Cach4	0,36	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	11,7
TBM05	0,43	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	14
Ribi04	0,52	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Sapu05	0,54	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
Pxe04	0,54	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
SVt02	0,55	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
Cach6	0,57	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	9,8
Atin3	0,58	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	11,1
TBM03	0,64	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
Ribi05	0,68	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
Atib7	0,73	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
Pdo05	0,81	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
SD05	0,81	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
ParbS04	0,81	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
TBM04	0,84	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
MGP03	0,85	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
Cor03	0,87	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
PTat03	0,88	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
ParbS05	0,89	3,1	Pb Cr Zn	1.700	0,36	78,0	6,5	14,3
Atib8	0,95	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
Cris03	0,95	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	
PTat02	0,96	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
SSar02	0,97	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
AtiS02	0,98	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
PmT04	0,98	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
SPga02	0,98	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	12,5
Cris04	0,99	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
SVR02	0,99	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
AtibS04	1,00	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	

Ótima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 19. Continuação.

Porcentagem de Diptera (%Dipte)								
Locais	%Diptera	OD	Metais ultrapassando TEL ou PEL	Coli	Namon	Cond	pH	Res Vol
SVt02	84,9	8,6	Cu Cr Ni	40	0,02	84,5	7,7	10,9
Atin3	79,8	6,2	nenhum	380	0,20	44,9	6,6	
Cach6	79,8	6,4	nenhum	3.100	0,10	52,3	6,7	
Cach4	77,5	9,7	nenhum	1.200	0,22	17,2	6,7	
RibI04	69,2	9,2	Pb(PEL) Cu Cr Ni Zn	460	0,06	104,3	8,1	
Cach5	59,6	9,3	nenhum	720	0,02	20,8	6,6	
Cor03	55,8	6,7	nenhum	94.000	4,13	193,2	7,1	
PTat02	54,9	5,2	nenhum	68.000	1,55	283,0	7,2	
SD05	49,6	4,4	Cr	204	2,45	164,2	7,0	
RibI05	47,5	8,7	Pb	112	0,10	115,2	7,8	
TBM03	42,8	7,1	nenhum	6	0,09	30,8	6,6	
TBM04	42,1	5,9	Pb	148	0,09	58,4	6,4	
Sapu05	38,5	8,4	nenhum	28	0,17	61,6	6,7	
Pxe04	38,5	8,0	Cu	19.000	0,03	219,0	7,3	
AtibS04	35,5	7,6	Pb Cu Cr Ni Zn	23.000	0,27	160,1	7,1	
Cor02	33,3	7,9	Cr Ni	19.000	2,85	128,0	7,3	
Atib8	27,2	7,1	nenhum	560	0,15	70,6	7,1	
MGP03	27,0	5,8	nenhum	2.300	0,50	177,4	6,9	
ParbS04	20,3	2,0	Pb Cr Ni Zn	1.000	0,17	129,1	6,5	
TBM05	19,9	5,0	nenhum	108	0,26	28,3	6,4	
Pdo05	16,3	8,4	Cu Cr	90	0,23	83,0	7,1	10,7
SCq03	15,6	3,6	nenhum	136	2,76	170,6	6,9	
Atib7	14,2	5,9	Cr	1.900	0,11	58,9	6,9	10,2
MGE04	12,0	7,5	Pb	1.400	0,03	69,9	7,5	
ParbS05	7,4	3,1	Pb Cr Zn	1700	0,36	78,0	6,5	14,3
SVR02	6,5	0,9	nenhum	90.000	1,02	129,3	6,7	
SCq02	6,4	3,5	nenhum	112	1,11	159,6	6,9	
AtiS02	4,8	2,4	Pb Cu Zn	42.000	4,92	657,0	7,2	5/10,5/14
SSar02	4,1	1,5	nenhum	2.700	2,18	170,7	6,8	
PmT04	4,0	7,3	Pb Cu Cr Ni Zn	180.000	1,80	176,8	7,1	
SPga02	3,1	4,6	nenhum	540.000	1,85	135,4	7,0	
SCq04	1,4	2,9	nenhum	208	2,42	201,0	6,6	
Cris04	1,4	6,9	Pb	25.000	0,41	91,0	6,9	
AtibS03	0,5	4,0	Cu Cr Ni Zn (PEL)	6.400	2,89	492,0	7,2	11,9/ 12,9/ 14
PTat03	0,4	2,2	Cu Cr Ni Zn (PEL)	38.000	2,61	586,0	7,2	9/ 13/ 13
Cris03	0,0	6,5	nenhum	36	0,88	99,5	6,7	

Ótima	Classes ICB _{RIO}
Boa	
Regular	
Ruim	

acima limite Conama 357/05

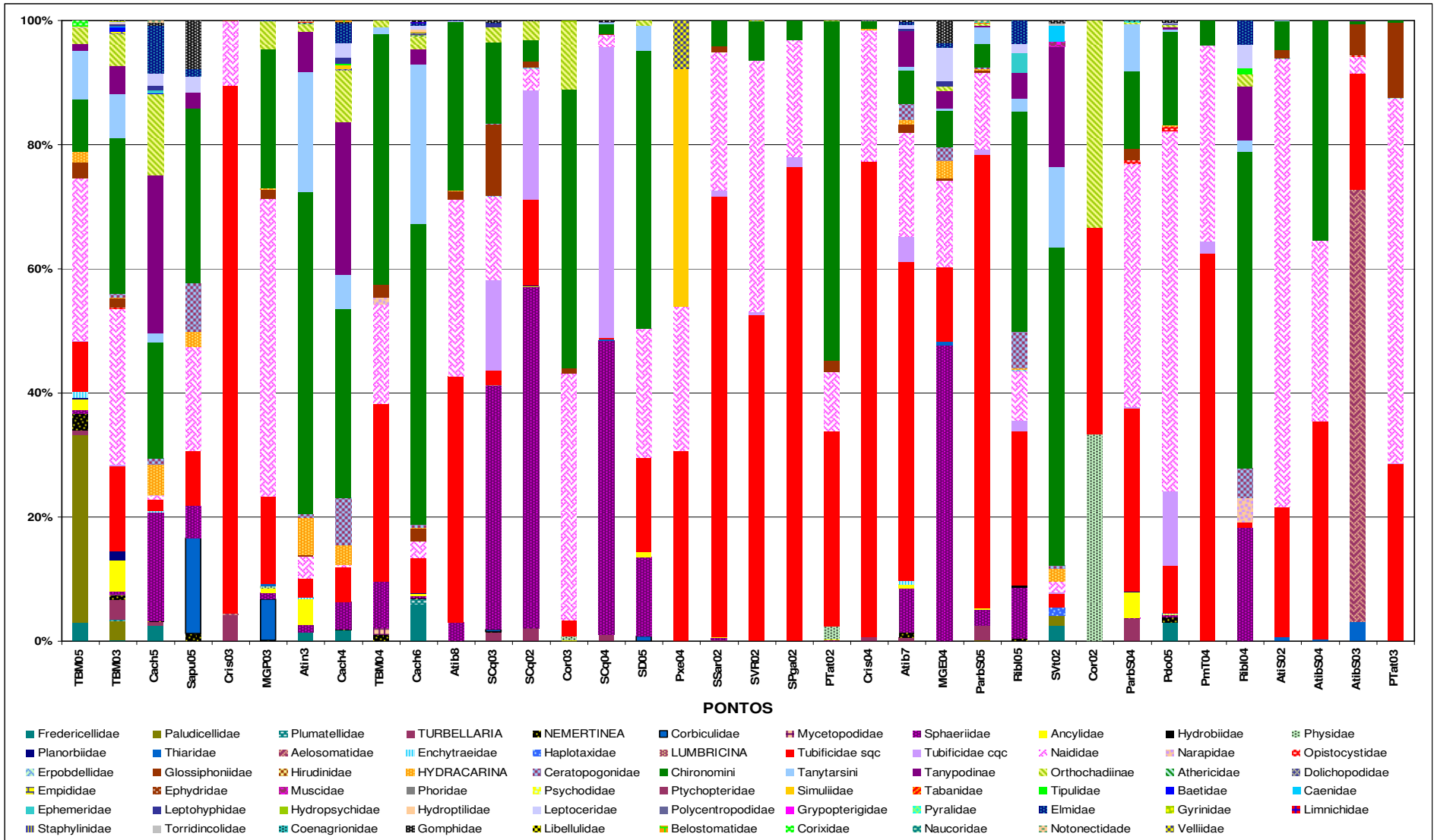
TEL= Threshold Effect Level

PEL=Probable Effect Level

Locais Referência

segundo Canadian Council of Ministers of the Environment (2001)

Anexo 20. Estrutura da comunidade bentônica ao longo do gradiente de qualidade, resultante da Análise de Componentes Principais (ACP) aplicada à matriz de dados abióticos. sqc = sem queta capilar; cqc = com queta capilar. Sigla do ponto vide Tab. 11.



Anexo 21. Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}) em todos os pontos, utilizando os diferentes índices e métricas selecionadas. **S** = riqueza total de táxons; **S_{EPT}** = riqueza de táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **ICS** = Índice de Comparação Seqüência; **T/DT** = dens. tolerantes (com Chironomini)/ dens. total; **H'** = Diversidade de Shannon-Wiener; **d** = Diversidade d Margalef; **O/DT** = Oligochaeta/ densidade total; **DOM** = dominância; **J'** = Equitatividade de Pielou.

LOCAIS	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; H' e T/DT	ICB _{RIO} com d; S _{EPT} ; ICS e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS e O/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS; DOM e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS; J e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS e DOM
TBM97	2	2	2	2	2	2	2
JJuq98	2	2	2	2	2	2	2
Atin3	2	2	2	2	2	2	2
Cach4	2	2	2	2	2	2	2
Cach5	1	1	1	1	1	1	1
Cach6	2	2	2	1	2	2	2
Atib7	2	2	2	2	2	2	2
Atib8	3	3	3	3	3	3	3
Pinh02	5	5	5	5	5	5	5
Cor02	4	3	4	4	3	3	4
AtiS02	4*	4	4*	4*	3*	3*	3*
PTat02	3*	3	4*	3*	3*	3*	3*
Cor03	3	3	4	3	3	3	3
AtibS03	3	3	3	4	3	3	3
PTat03	4	4	4	4	3	3	3
TBM03	2	2	2	1	1	2	1
Cris03	4*	4	4*	4*	4*	4*	4*
MGP03	3	3	3	3	3	3	3
SCq03	2	2	2	2	2	2	2
SVt02	3	3	3	2	3	2	3
SPga02	4*	4	4*	4*	4*	4*	4*
SVR02	4	4	4	4	4	4	4
SSar02	4	4	4	4	3	3	3
SCq02	2	2	2	2	2	2	3
AtibS04	4*	4	4*	3*	3*	3*	3*
Cris04	4*	4	4*	4*	4*	4*	4*
MGE04	2	2	2	2	2	2	2
ParbS04	3	3	3	3	3	3	3
Pxe04	4	3	4	4	3	3	3
PmT04	4*	4	4*	4*	3*	3*	3*
RibI04	3	3	3	3	3	3	3
SCq04	3	2	3	3	2	2	3
TBM04	4	3	4	3	3	3	3
ParbS05	3	3	3	3	3	3	3
RibI05	2	2	2	2	2	2	2
TBM05	2	2	2	2	2	2	2
Pdo05	2	2	2	2	2	2	2
SD05	4	3	4	3	3	3	3
Sapu05	3	3	3	3	3	2	3

número* = ICB_{RIO} com H', não foi possível calcular o ICS

Em azul = métrica diferenciada utilizada

Anexo 22. Comparação do Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO}), sem identificação dos gêneros *Chironomus* e *Stempellina* e com identificação destes gêneros. **S** = riqueza total de táxons; **S_{EPT}** = riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera; **ICS** = Índice de Comparação Seqüência; **T/DT** = tolerantes (com Chironomini)/ densidade total; **T/DT*** = tolerantes (com *Chironomus*)/ dens. total; **Ssen** = riqueza de sensíveis (com *Stempellina*).

Local	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{EPT} ; ICS e T/DT*	ICB _{RIO} com S; S _{sen} ; ICS e T/DT	ICB _{RIO} com S; S _{sen} ; ICS e T/DT*
PTat02	3*	3*	3*	3*
AtibS03	3	3	3	3
PTat03	4	4	4	4
TBM03	2	1	2	1
Cris03	4*	4*	4*	4*
SCq03	2	2	2	2
AtibS04	4*	4*	4*	4*
Cris04	4*	4*	4*	4*
MGE04	2	2	2	2
ParbS04	3	3	3	3
Pxe04	4	4	4	4
PmT04	4*	4*	4*	4*
RibI04	3	3	3	2
SCq04	3	3	3	3
TBM04	4	3	4	3
ParbS05	3	3	3	3
RibI05	2	2	2	2
TBM05	2	2	2	2
Pdo05	2	2	2	2
SD05	4	3	4	3
Sapu05	3	3	3	3

número* = ICB_{RIO} com H', não foi possível calcular o ICS

Em vermelho = métrica diferenciada utilizada