Luciana Carvalho Bezerra de Menezes

**ESTUDO ECOLÓGICO - SANITÁRIO DO RIO EMBU-MIRIM
(SP): UTILIZAÇÃO DE MACROINVERTEBRADOS
BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES.**

**Tese apresentada na área de concentração de Saúde Ambiental da
Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para
obtenção do grau de Doutor.**

**Orientadora: Dra. Zuleika Beyruth
Departamento de Saúde Ambiental**

São Paulo 2003

Rios

Almas contemplativas
vão rolando
por esta vida
como os rios quietos...

Rolam os rios,-árvores e tetos,
Céus e terras, tranqüilos, espelhando;

Vão refletindo todos os aspectos,
num serpentear indiferente e brando,
espreguiçam-se, límpidos, cantando,
no remanso dos sítios predileto;

fecundam plantações, movem engenhos,
dão de beber, sustentam pescadores,
suportam barcos e carreiam lenhos...

Lá se vão, num rolar manso e tristonho,
cumprindo o seu destino, sem clamores
e sonhando consigo um grande sonho

Amadeu Amaral

DECLARAÇÃO UNIVERSAL DOS DIREITOS DA ÁGUA

1- A água faz parte do patrimônio do planeta. Cada continente, cada povo, cada nação, cada região, cada cidade, cada cidadão, é plenamente responsável aos olhos de todos.

2 - A água é a seiva de nosso planeta. Ela é condição essencial de vida de todo vegetal, animal ou ser humano. Sem ela não poderíamos conceber como são a atmosfera, o clima, a vegetação, a cultura ou a agricultura.

3 - Os recursos naturais de transformação da água em água potável são lentos, frágeis e muito limitados. Assim sendo, a água deve ser manipulada com racionalidade, precaução e parcimônia.

4 - O equilíbrio e o futuro de nosso planeta dependem da preservação da água e de seus ciclos. Estes devem permanecer intactos e funcionando normalmente para garantir a continuidade da vida sobre a Terra. Este equilíbrio depende em particular, da preservação dos mares e oceanos, por onde os ciclos começam.

5 - A água não é somente herança de nossos predecessores; ela é, sobretudo, um empréstimo aos nossos sucessores. Sua proteção constitui uma necessidade vital, assim como a obrigação moral do homem para com as gerações presentes e futuras.

6 - A água não é uma doação gratuita da natureza; ela tem um valor econômico: precisa-se saber que ela é, algumas vezes, rara e dispendiosa e que pode muito bem escassear em qualquer região do mundo.

7 - A água não deve ser desperdiçada, nem poluída, nem envenenada. De maneira geral, sua utilização deve ser feita com consciência e discernimento para que não se chegue a uma situação de esgotamento ou de deterioração da qualidade das reservas atualmente disponíveis.

8 - A utilização da água implica em respeito à lei. Sua proteção constitui uma obrigação jurídica para todo homem ou grupo social que a utiliza. Esta questão não deve ser ignorada nem pelo homem nem pelo Estado.

9 - A gestão da água impõe um equilíbrio entre os imperativos de sua proteção e as necessidades de ordem econômica, sanitária e social.

10 - O planejamento da gestão da água deve levar em conta a solidariedade e o consenso em razão de sua distribuição desigual sobre a Terra.

Fonte: ONU (Organização das Nações Unidas)

Agradecimentos

À Dra. Zuleika Beyruth pela orientação, amizade e dedicação, não só neste momento mas desde o início da minha formação como limnóloga;

À Dra Ana Lúcia Brandimarte pelo carinho, atenção e contribuição desde o início deste trabalho;

À Dra Mônica Luisa Kuhlmann pelo apoio, incentivo e valioso auxílio na indicação de metodologias para bioindicadores e disponibilização de bibliografias;

Ao Dr Aristides Almeida Rocha pelo apoio na fase final deste trabalho;

À Carla Ferraguti pela atenção e disponibilidade no auxílio das análises estatísticas;

À Maria do Carmo Dória Pereira e Francisca Alzira dos Santos Petternela - pela amizade e ajuda nas análises físicas - químicas e Bacteriológicas;

À Regina Cláudia Pinto de Souza pelo esforço nas coletas e análises de laboratório;

Aos estagiários e amigos Fabi, Ricardo e Márcio pelo esforço nas coletas;

Ao Rubinho pela ajuda nas coletas;

À Eni pela força, amizade e pela revisão do texto;

À Sueli pela amizade, leitura do projeto e revisão do texto;

Ao Maurício pela atenção e contribuição com a disponibilização de bibliografias;

Ao Dr Joel B. Sígolo e à Claudia pelo fornecimento dos dados da análise química do sedimento;

Ao Instituto Agrônomo e Geofísico da universidade de São Paulo (IAG) pelo fornecimento dos dados climáticos;

Aos companheiros do Instituto de Pesca pela força e compreensão;

À todos os amigos que de maneira direta ou indireta contribuíram para que este trabalho fosse realizado, em especial ao Ricardo e Eni;

Ao Flávio pelo apoio e compreensão durante o desenvolvimento deste trabalho;

Aos meus pais que sempre me deram muita força e incentivo.

RESUMO

Este trabalho foi desenvolvido no rio Embú-mirim, um dos principais tributários da represa do Guarapiranga (SP). Aspectos da macrofauna bentônica foram discutidos visando caracterizar as condições ecológicas e sanitárias deste rio e utilizar estes organismos como indicadores da qualidade ambiental (água e sedimento). Foram realizadas 4 coletas nos meses de abril, julho e outubro de 1999 e janeiro de 2000, em treze pontos distribuídos ao longo do rio, com o intuito de avaliar a variação sazonal e espacial dos macroinvertebrados. Além da coleta da fauna bentônica, com pegador do tipo Eckman-Birge e tubo de PVC, com posterior lavagem em rede de malha de 250 μ m, obteve-se amostras de água e de sedimento para caracterização físico-química do ambiente e coletou-se material para determinação de coliformes totais e fecais. O tratamento dos dados biológicos relativos aos bentos foi realizado através da comparação dos descritores estruturais da comunidade bentônica (densidade, densidade total, índice de diversidade de Shannon-Wiener, índice de riqueza de taxa, uniformidade e abundância relativa) com os resultados das variáveis ambientais. Utilizou-se o teste de correlação não paramétrico de Spearman, Análise de Agrupamento e Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar possíveis similaridades entre os pontos amostrados ao longo do rio e quais variáveis ambientais determinaram o padrão de distribuição da comunidade bentônica. Também foram utilizadas como medidas bioindicadoras da qualidade ambiental: a razão O/C (Oligochaeta/Chironomidae) e Tt/Chir (Tanytarsini / Chironomidae), a densidade total e abundância relativa de Oligochaeta, além da metodologia de avaliação da qualidade das águas do “Biological Monitoring Working Party Score System - BMWP” adaptado pelo

CETEC-MG/Brasil. Os resultados tanto físicos e químicos quanto biológicos demonstraram a nítida divisão do rio em duas partes: uma de maior inclinação e pouco impactada pela ação antrópica (região de cabeceira-pontos 1, 2 e 3) e outra bastante impactada (região de planície – pontos 5 à 13), sendo que o ponto 4, já na planície e que não recebe aportes poluentes consideráveis, apresentou condições intermediárias. As variáveis físicas e químicas permitiram constatar que a principal fonte de poluição é o ingresso de efluentes de esgotos domésticos e da indústria de papel e celulose - RIPASA, portanto a poluição orgânica foi o principal impacto determinado neste ambiente. Quanto à utilização dos organismos bentônicos como bioindicadores estes demonstraram ser bastante eficientes na avaliação da qualidade ambiental, responderam de maneira satisfatória às mudanças ocorridas no meio alterando significativamente a composição de sua comunidade, dos pontos pouco impactados pela ação antrópica para os pontos bastante impactados. Todas as métricas utilizadas responderam de maneira satisfatória, com exceção do índice de abundância relativa de Oligochaeta, densidade total de Oligochaeta e BMWP, confirmando a eficácia dos organismos bentônicos como bioindicadores.

ABSTRACT

This research was developed at Embú-Mirim River, one of Guarapiranga reservoir's main tributary. Subjects of benthic macroinvertebrates were discussed purposing the characterization of ecological and sanitary conditions and the utilization of these organisms as water quality indicators (water and sediment). Samples were collected in the months of April, June and October of 1999 and January of 2000 in thirteen different sampling sites in the river, purposing evaluate seasonal and spatial variations of the macroinvertebrates. Besides the benthic fauna samples, collected with Eckman-birge and a type of core, washed using a mesh of 250µm, water and sediment samples were also collected for physic and chemistry environmental characterization; there were also collected material to total and faecal coliforms characterization. Biological data treatment related to benthos was made by comparison of benthic community structure (numeric and total densities, Shannon-Wiener diversity, richness, equitativity and relative abundances) with the results of biotic and abiotic variables. Spearman's non-parametric correlation, Cluster analysis and Principal Components Analysis: biplots (PCA) was applied to check possible similarities among the samples and wich environmental variables shows the patterns of variation in community structure. For water quality bioindication, were also used the ratio Oligochaeta/Chironomidae and Tanytarsini/Chironomidae, Oligochaeta total density and abundances of Oligochaeta, besides "Biological Monitoring Working Party Score System - BMWP" , adapted by CETEC-MG / Brazil. Physico, chemical and biological results show a clear division in the river in two parts: one less impacted by antropogenic alterations (sampling sites 1, 2 and 3 - upstream) and other much impacted (sampling sites 5 to 13 - downstream). The sampling site 4, in the downstream, which doesn't receive

significant pollutants enrichment, showed intermediary conditions. The physical and chemical parameters showed that the principal pollution source is domestic and industrial sewage (paper and cellulose effluents -RIPASA), so the organic pollution was the principal impact determined in this environment. The benthic organisms confirmed to be a very efficient tool as bioindicators of the water quality, answering satisfactorily to the changes in the environment, changing in an expressive way the composition of this community, from the sample sites which suffered slow impact to the sample sites that suffered strong impact. All the metrics applied answered in a satisfactory way, Oligochaeta total density, abundances of Oligochaeta and "Biological Monitoring Working Party Score System – BMWP" was exceptions, confirming the efficiency of benthic macroinvertebrates like bioindicators.

ÍNDICE

	PÁGINA
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Legislação ambiental brasileira e recursos hídricos.....	2
1.2.1 Estrutura e funcionamento dos rios e sua influência na comunidade bentônica..	6
1.2.2 Considerações acerca de alguns modelos teóricos para explicar o funcionamento dos rios.....	9
1.3. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.....	11
1.4 Área de estudo.....	18
2. HIPÓTESE DE TRABALHO.....	23
3. OBJETIVOS	
3.1 Objetivo geral.....	23
3.2 Objetivos específicos.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	
4.1 Seleção dos pontos de amostragem.....	24
4.2 Variáveis abióticas	
4.2.1 Variáveis Climáticas.....	28
4.2.2 Variáveis Fisiográficas.....	29
4.2.3 Variáveis Físicas e Químicas.....	29
4.2.4 Sedimento.....	30
4.3 Variáveis bióticas	
4.3.1 Coliformes totais e fecais.....	31
4.3.2 Comunidade Bentônica.....	31
4.4 Tratamento dos dados	
4.4.1 Variáveis abióticas.....	32
4.4.2 Variáveis bióticas.....	33

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis abióticas

5.1.1 Variáveis climáticas.....37

5.1.2 Variáveis Físicas e Químicas.....39

5.2 Variáveis bióticas

5.2.1 Coliformes Totais e Fecais.....45

5.2.2 Comunidade bentônica.....46

6. DISCUSSÃO

6.1 Legislação ambiental brasileira e recursos hídricos.....51

6.2.1 Estrutura e funcionamento dos rios e sua influência na comunidade bentônica.52

6.2.2 Considerações acerca de alguns modelos teóricos para explicar o funcionamento dos rios.....55

6.3 Variáveis físicas e químicas.....58

6.4 Coliformes totais e Fecais.....64

6.5 A comunidade bentônica.....65

6.6 Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores.....71

6.7 Uma visão geral do grau de impactação à que o rio está submetido..... 82

7. CONCLUSÕES.....84

8. RECOMENDAÇÕES.....87

9. REFERÊNCIAS.....89

ANEXO I

TABELAS

- 1- Coliformes totais e fecais do rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4)..... Tabela 1
- 2- Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em abril de 1999 (C1)..... Tabela 2
- 3- Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em julho de 1999 (C2)..... Tabela 3
- 4- Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em outubro de 1999 (C3)..... Tabela 4
- 5- Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em janeiro de 2000 (C4)..... Tabela 5
- 6- *Taxa* mais representativos dentro dos grupos Glossiphonidae, Chironomini e Orthocladinae no rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4)..... Tabela 6
- 7- Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de abril de 1999 (C1)..... Tabela 7
- 8- Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de julho de 1999 (C2)..... Tabela 8
- 9- Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de outubro de 1999 (C3)..... Tabela 9
- 10- Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de janeiro de 2000 (C4)..... Tabela 10
- 11- Valores de riqueza, diversidade e uniformidade da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4)..... Tabela 11
- 12- Distribuição dos organismos bentônicos mais representativos, ao longo do rio Embu-mirim, de acordo com suas categorias funcionais alimentares, em todas as coletas.....Tabela 12

13- Valores dos coeficientes de correlação de Spearman (r_s) para todos os pontos em todas as coletas. Organismos bentônicos correlacionados com parâmetros F/Q e variáveis climáticas	Tabela 13
14- Valores dos coeficientes de correlação de Spearman (r_s) para todos os pontos em todas as coletas. Organismos bentônicos correlacionados com eles mesmos.....	Tabela 14
15- Valores obtidos através da metodologia BMWP para o rio Embu-mirim, segundo adaptação desenvolvida pela CETEC (JUNQUEIRA <i>et al</i> 2000).....	Tabela 15
16- Densidade total de Oligochaeta	Tabela 16
17- Abundância relativa de Oligochaeta	Tabela 17
18- Medidas bioindicadoras avaliadas no rio Embu-mirim durante o período de estudo.....	Tabela 18

ANEXO II

FIGURAS

- 1- Variação espacial da temperatura do Ar (°C) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).....Figura 1**
- 2- Variação espacial da temperatura da água (°C) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 2**
- 3- Variação espacial da cor (mg Pt/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 3**
- 4- Variação espacial da turbidez (UNT) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 4**
- 5- Variação espacial da condutividade (µS/cm) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 5**
- 6- Variação espacial do pH no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 6**
- 7- Variação espacial do OD (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 7**
- 8- Variação espacial da DBO (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 8**
- 9- Variação espacial da amônia (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 9**
- 10- Variação espacial do nitrito (µg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 10**
- 11- Variação espacial do nitrato (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 11**
- 12- Variação espacial do fosfato (µg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 12**

- 13- Variação espacial do PT ($\mu\text{g/L}$) (fósforo total) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 13
- 14- Variação espacial do Na (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 14
- 15- Variação espacial do K (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 15
- 16- Variação espacial da porcentagem de matéria orgânica no sedimento do rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4)..... Figura 16
- 17- Dendrograma de Similaridade entre os pontos amostrados ao longo do rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4) - variáveis físicas e químicas.....Figura 17
- 18- Análise de componentes principais (PCA) – variáveis físicas e químicas no rio Embu-mirim no período de estudo..... Figura 18
- 19- Variação espacial dos coliformes totais no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000 (C4)..... Figura 19
- 20- Variação espacial dos coliformes fecais no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000..... ..Figura 20
- 21- Densidade total da macrofauna bentônica do rio Embu-mirim por coleta, nas coletas de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4)..... Figura 21
- 22- Densidade total da macrofauna bentônica do rio Embu-mirim por pontos, nas coletas de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).....Figura 22
- 23- Variação espacial das densidades dos principais grupos da fauna bentônica do rio Embu-mirim nas coletas de abril (C1), julho (C2) e outubro (C3) de 1999 e janeiro de 2000 (C4).....Figura 23

24- Distribuição espacial dos índices da estrutura da comunidade bentônica do rio Embu-mirim nas coletas de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).....	Figura 24
25- Distribuição espacial da razão Oligochaeta/Chironomidae do rio Embu-mirim nas coletas abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).....	Figura 25
26- Distribuição espacial da razão Tanytarsini/Chironomidae do rio Embu-mirim nas coletas abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).....	Figura 26
27- Análise de componentes principais (PCA) – variáveis bióticas no rio Embu-mirim durante o período de estudo.....	Figura 27

1. INTRODUÇÃO

Atualmente vivemos um momento de grande preocupação com os recursos naturais, com problemas ambientais globais como poluição, mudança climática, destruição da camada de ozônio, uso e gestão dos recursos marinhos e de água doce, desmatamento, desertificação e degradação do solo, resíduos perigosos, e a perda da diversidade biológica. Dez anos após a Cúpula Mundial para o Desenvolvimento Sustentável – Rio 92, tivemos a reunião global em Joanesburgo – Rio +10, proporcionando aos líderes mundiais uma oportunidade histórica de um novo acordo para um mundo social, ambiental e economicamente sustentável.

Dentre os recursos naturais a água vem merecendo especial atenção. Segundo o PNUMA- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, está previsto que dois terços da população mundial poderão viver em condições de escassez de água até 2025 (GOV. DO ESTADO DE SÃO PAULO 2002).

No início do século passado o volume de água consumido no abastecimento público era compatível com os recursos hídricos existentes, tais como rios de montanhas, lagos, fontes e minas d'água, que de modo natural podiam abastecer as populações. A água era consumida sem problemas maiores, mesmo sem desinfecção (ROCHA 1976). Nos dias de hoje a água com qualidade para abastecimento público vem se tornando um recurso cada vez mais escasso, merecendo atenção especial, principalmente por se tratar de um elemento essencial não só ao abastecimento do consumo humano, mas também ao desenvolvimento de suas atividades industriais e agrícolas e é também de importância vital aos ecossistemas (REBOUÇAS *et al.* 1999).

Problemas de impactos ambientais e poluição existem e acompanham o ser humano desde o seu aparecimento na Terra, contudo estes problemas vêm se agravando com a ampliação das aglomerações humanas e o desenvolvimento industrial. Medidas preventivas e corretivas tornam-se cada vez mais urgentes no sentido de minimizar, preservar ou corrigir possíveis agravos ao meio ambiente e à saúde (ROCHA 1997). Em especial podemos destacar o problema dos corpos d'água. Na região Metropolitana de São Paulo o abastecimento de água vem sendo objeto de preocupação para os profissionais ligados às áreas de Saneamento e Saúde Pública, devido à crescente degradação da qualidade da água dos mananciais atualmente utilizados, verificando-se a necessidade urgente de investimentos em estudos e pesquisas básicas e aplicadas relacionadas, à proteção ambiental e recuperação de ambientes degradados (BEYRUTH 1996).

1.1. Legislação ambiental brasileira e recursos hídricos

Vivemos um momento de crise mundial da água, fazendo com que este recurso natural mereça especial atenção das autoridades competentes. No Brasil esta atuação vem se dando com o gerenciamento dos recursos hídricos através da instituição de planos, projetos, resoluções e novas leis. A seguir será apresentado um breve histórico da legislação ambiental brasileira no que se refere aos recursos hídricos.

A Lei de Direito de Água do Brasil é o *Código das Águas*, de 10 de julho de 1934 instituído através do decreto 24.643, que apesar de seus 68 anos, ainda é considerada pela Doutrina Jurídica como um dos textos modelares do Direito Positivo Brasileiro (MMA 2001). Este decreto contempla a água focada apenas como recurso para a energia elétrica e agricultura.

A constituição federal em vigência modificou em vários aspectos o *Código das Águas* e uma das alterações foi a extinção do domínio privado da água; a partir de outubro de 1988 todos os corpos d'água passaram a ser de domínio público (MMA 2001).

O CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente, Órgão Consultivo e Deliberativo do SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente, criado pelo artigo 6., inciso II da Lei n. 6.938/9 (Política Nacional do Meio Ambiente), é responsável pela formulação de resoluções que representaram importantes instrumentos normativos para a gestão ambiental em busca do crescimento sustentável. Dentre estas resoluções temos a **20/86** que estabelece os padrões de qualidade das águas no território nacional, na qual as águas são classificadas em nove classes, distribuídas em águas doces, salinas e salobras, de acordo com seu uso e nível de qualidade. Os níveis de qualidade são obtidos pela fixação de condições e limites de concentração. Os limites a serem observados referem-se ao número de coliformes, demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias, oxigênio dissolvido, turbidez, cor, pH e um conjunto de substâncias potencialmente prejudiciais. São fixados, também, limites de concentração que deverão ser observados na caracterização dos efluentes líquidos a serem lançados direta ou indiretamente nos corpos d'água.

Com o objetivo de gerar disponibilidade de água às presentes e futuras gerações e de utilização racional e integrada da água surge a **Lei Federal 9.433, de 8 de janeiro de 1997** que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos- SIGRH. Esta política estabelece que cabe aos poderes executivos estaduais e do Distrito Federal, na sua esfera de competência, outorgar os direitos de uso de recursos hídricos, regulamentar e fiscalizar os seus usos, realizar o controle técnico das obras de oferta hídrica, implantar e gerir o sistema de informações sobre recursos hídricos em âmbito estadual e do Distrito Federal e promover a integração

da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental. Dentre os princípios instituídos pela PNRH cabe destacar o da adoção da Bacia Hidrográfica como unidade de planejamento, o dos usos múltiplos da água, o de reconhecimento do valor econômico da água, o da gestão descentralizada e participativa e o último princípio estabelece que em situação de escassez a prioridade deve ser dada para o abastecimento humano e dessedentação de animais (MEDAUAR 2002).

Ainda no âmbito federal temos a **Lei Federal 9.966, de 28 de abril de 2000**, que dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e a **Lei Federal 9.984, de 17 de julho de 2000**, que trata da criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, equivalente ao SISNAMA (MEDAUAR 2002).

Já no âmbito do Estado de São Paulo temos a **Lei 898, de 18 de dezembro de 1975**, a qual trata das Áreas de Proteção de Mananciais, elencando regiões como a do Reservatório Bilings, da Cantareira, de Guarapiranga e do Engordador, regulando a ocupação e edificação em tais áreas sob fiscalização da CETESB (BENJAMIM *et al.* 1999). No ano seguinte a **Lei 1.172, de 17 de novembro de 1976**, cuida de Áreas de Proteção de Mananciais estabelecendo faixas de maior e menor restrição dentro das Áreas de Mananciais (BENJAMIM *et al.* 1999).

A **Lei 7.633, de 30 de dezembro de 1991**, estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos, bem como ao SIGRH. Essa lei tem como objetivo assegurar que a água possa ser controlada e utilizada, em padrões de qualidade satisfatórios, por seus usuários atuais e pelas gerações futuras, em todo o território do Estado de São

Paulo. Cabe ressaltar que esta lei é anterior a Política Nacional de Recursos Hídricos. Temos também a **Lei 9.034, de 27 de dezembro de 1994**, que dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos, do período 1994 e 1995 (BENJAMIM *et al.* 1999), que aprovou a divisão do Estado de São Paulo em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHIs.

Com a finalidade de regularizar a situação das mais de 1,5 milhão de pessoas que vivem irregularmente nas áreas de mananciais há várias décadas, o Governo de São Paulo sancionou no dia **22.07.2002**, a **Lei de Proteção de Mananciais na Região Metropolitana**, a qual apresenta uma extensão de 8.051 km². Deste total, 4 mil km² estão em área de proteção de mananciais, grande parte nas regiões das represas Billings, Guarapiranga, no Alto Tietê e na Serra da Cantareira. Pela lei, o proprietário de uma unidade habitacional ou comercial será obrigado a comprar uma área não contígua, dentro das áreas de mananciais que ficarão protegidas. Outra medida importante é que não serão permitidas novas invasões e nem haverá regularização de futuras ocupações. Também foi lançado um projeto de fiscalização - muito mais intenso do que havia no passado - que será feita pelo Governo do Estado, por meio da Polícia Ambiental e pelas prefeituras compreendidas nas áreas dos mananciais (GOV. DO ESTADO DE SÃO PAULO 2002).

Apesar de existirem mandados judiciais e outras medidas para retirar a população das áreas de mananciais, isto se mostrou inviável pelo grande número de pessoas que residem na região. Essas pessoas não têm a situação regularizada, não têm escritura de suas terras, nem serviços básicos (como água, coleta de lixo) e lançam o esgoto *in natura* nas represas Billings e Guarapiranga. A lei também determina que as pessoas podem ter suas habitações nas áreas de mananciais, mas limita a densidade de habitantes por hectare. O que

ocorre, é que, em muitas dessas regiões, a lei não é respeitada, já que a densidade está muito acima do permitido. (GOV. DO ESTADO DE SÃO PAULO 2002).

O gerenciamento de bacias hidrográficas necessita de constante monitoramento e avaliação com o intuito de prevenir possíveis impactos antropogênicos e consequente deterioração dos corpos d'água, sendo a legislação apenas um instrumento da gestão dos recursos hídricos a qual dificilmente terá êxito sem a participação efetiva da sociedade.

1.2.1. Estrutura e funcionamento dos rios e sua influência na comunidade bentônica

Os diversos ambientes aquáticos continentais podem ser englobados em dois grandes grupos: os ambientes lóticos e de águas correntes, que incluem os rios, riachos, etc. e os lênticos, de águas paradas, dentre os quais estão os lagos, lagoas, represas e outros.

A estrutura e funcionamento dos ecossistemas lóticos têm influência direta sobre a comunidade bentônica, sua distribuição deve ser estudada em diferentes escalas. Em pequena escala devemos considerar a micro-distribuição destes organismos entre os diferentes tipos de substratos nos diferentes trechos do rio. Os padrões de distribuição longitudinal devem ser observados em uma visão macro da distribuição, considerando o clima e a altitude (BAPTISTA *et al* 1998 a).

Muitos são os fatores que regulam a ocorrência e a distribuição dos organismos bentônicos em ambientes lóticos, devendo-se enfatizar fatores decisivos como: velocidade da corrente, temperatura, incluindo altitude e sazonalidade, incluindo vegetação, e as substâncias dissolvidas. Outros importantes fatores reguladores são a disponibilidade de alimento, a competição, a predação e a distribuição zoogeográfica (HYNES 1970), além da profundidade, da largura, da natureza e da dimensão das partículas do substrato e da temperatura da água (BAPTISTA *et al* 1998 a).

Segundo ANDERSON & BRUCE WALLACE (1984) estes ambientes são altamente influenciados pela velocidade da água, que é um dos fatores determinantes na distribuição de tamanho das partículas no substrato, podendo variar de seixos até pequenas partículas de argila, resultando em uma larga gama de microhabitats para os organismos que aí se desenvolvem. A turbulência da água promove a aeração, desta forma o oxigênio dissolvido raramente é um fator limitante em ambientes lóticos naturais de corrente rápida e/ou não impactados por rejeitos orgânicos.

O fato do movimento da corrente ser unidirecional é a principal característica de um rio. A maioria dos insetos lóticos possui adaptação para fortes correntes; HYNES (1970) destaca algumas adaptações morfológicas e comportamentais destes organismos, dentre elas o corpo achatado que permite que os organismos se escondam sob pedras; ventosas, garras e ganchos utilizados para fixação; secreções de seda e de material pegajoso que auxiliam na fixação e na construção de “tubos” que ficam fixos às rochas e abrigam os organismos; outra importante adaptação dos invertebrados para vida em ambientes lóticos é a capacidade da migração ativa contra a correnteza.

A vegetação marginal é outro fator determinante na estrutura dos rios é constituindo-se num importante componente da distribuição do alimento. Além disso a presença da mata ciliar auxilia na retenção de poluentes e sedimento. O desmatamento e o uso e ocupação inadequados do solo contribuem para a alteração da estrutura dos corpos d'água, geralmente acarretando impactos negativos que levam à degradação da qualidade da água.

Pouco se conhece da estrutura e do funcionamento das comunidades de insetos aquáticos em rios de Mata Atlântica do sudeste brasileiro, o que dificulta a distinção entre padrões de comunidades causados por perturbações ambientais antropogênicas daqueles

gerados por processos ambientais observados sem interferência antrópica. Este fato representa um obstáculo para a implantação de propostas criteriosas de avaliação, preservação e manejo desses ecossistemas (BAPTISTA *et al.* 1998 a).

Um exemplo da alteração dos padrões estruturais dos funcionamentos dos rios causados por perturbações ambientais antropogênicas é o fato de que os corpos d'água podem receber, além da importação de matéria orgânica morta de origem vegetal e animal, a entrada de esgotos, fertilizantes, pesticidas e efluentes industriais. Parte destes materiais, ao entrar em rios, pode passar através do sistema e ser descarregado no mar. Muito, no entanto, incorpora-se ao sedimento do leito do rio e uma parte ingressa na cadeia alimentar (BRANDIMARTE e SHIMIZU 1990), causando efeitos desastrosos para o ecossistema, prejudicando a fauna e a flora e eliminando certos elos das cadeias alimentares, dificultando o fluxo energético e as trocas bioquímicas entre os diversos níveis tróficos (MAIER 1977).

Cabe ressaltar que a siltação e a poluição tóxica podem não apenas reduzir, mas eliminar a comunidade inteira da área afetada (APHA 1998), embora nem todos os casos se comportem desta maneira devido às mediações por outros fatores ambientais ou biológicos.

No Brasil são poucos os estudos realizados sobre a fauna bentônica de águas continentais, principalmente se levarmos em conta o grande número de rios, represas e lagos existentes no país. Dentre estes trabalhos destacam-se alguns desenvolvidos em ambientes lóticos: KIKUCHI (1996) no córrego Itauna (SP), ANAYA (1997) no rio Mogi-Guaçu e Rio do Peixe (SP), BAPTISTA *et al.* (1998 a e b) em riachos de Mata Atlântica na Bacia do rio Macaé (RJ), KIKUCHI & UIEDA (1998) no Córrego Itauna (SP), BISPO & OLIVEIRA (1998) em córregos de Cerrado do Parque Ecológico de Goiânia (GO), CALLISTO & ESTEVES (1998) na Amazônia Central, WALKER (1998) no rio Tarumã-Mirim (Amazonas –Brasil), SANSEVERINO *et al.* (1998), na Serra do Subaio

(Teresópolis, RJ), SERRANO *et al.* (1998) no rio Bento Gomes (MT), MARQUES *et al.* (1999) no Rio Doce, FONSECA - GESSNER & GUERESCHI (2000) em riachos da estação ecológica de Jataí (SP), KUHLMANN (2000) no rio Tietê (SP), CALLISTO *et al.* (2001) em riachos da Serra do Cipó (MG), GALDEAN *et al.* (2001) em riachos da Serra do Cipó (MG), IMBIMBO (2001) no rio Tietê (SP) e SILVEIRA (2001) na Bacia do rio Macaé (RJ).

1.2.2. Considerações acerca de alguns modelos teóricos para explicar o funcionamento dos rios

Muitos estudos têm sido realizados com o objetivo de examinar padrões estruturais e funcionais de organismos bentônicos em rios de clima temperado. Geralmente tais pesquisas são discutidas com base em modelos teóricos sobre o funcionamento dos ecossistemas de rios.

Um dos conceitos mais aceitos atualmente para a visualização da estrutura e funcionamento dos rios é o conceito do Contínuo Fluvial (VANNOTE *et al.* 1980). Este modelo visualiza os rios como sistemas interligados longitudinalmente, no qual os processos dos ecossistemas ocorridos rio abaixo são influenciados pelos processos ocorridos a montante. Desta forma os locais de cabeceiras dependem da entrada de material alóctone, proveniente da vegetação de entorno, e à medida que o tamanho do rio aumenta a entrada de material alóctone se torna menos importante e a comunidade aquática tende a depender mais do processo de produção autóctone dos nutrientes (WELCOMME 1985). Desta forma, as estratégias biológicas e a dinâmica do sistema de rios requerem considerações sobre o gradiente físico formado pela bacia de drenagem, onde a entrada de energia e o uso de matéria orgânica, pelas categorias funcionais alimentares dos

macroinvertebrados bentônicos, devem ser regulados amplamente pelos processos geomorfológicos fluviais (BAPTISTA *et al.* 1998 a).

De acordo com VANNOTE *et al.* (1980), o Conceito do Contínuo Fluvial está baseado na classificação dos macroinvertebrados bentônicos em categorias funcionais alimentares. Ao longo do gradiente longitudinal as razões entre os grupos funcionais mudam, ocorrendo uma co-dominância de fragmentadores e coletores nas cabeceiras, refletindo a importância da zona ripária, e um aumento gradual do número de coletores e redução de fragmentadores conforme o rio aumenta de tamanho. Isto ocorre devido à redução do tamanho das partículas de detritos ao longo do rio.

Outro modelo no qual se baseia a estrutura e funcionamento de rios é o Conceito de Pulso de Inundação para sistemas de rios inundáveis (JUNK *et al.* 1989), onde a troca lateral entre a área alagada e o rio, e a reciclagem de nutrientes (através dos pulsos de inundação que carregam nutrientes para o rio) têm um impacto mais direto na biota do que os processos de fluxo orgânico ocorridos no gradiente longitudinal discutido no modelo de Contínuo.

O modelo de Pulso de Inundação foi elaborado a partir de experiências em rios neotropicais, no sudeste asiático e no rio Mississippi, sendo que o exemplo utilizado pelos autores para a demonstração da Zona de Transição durante os pulsos de inundação foi feito em um rio na Amazônia Central. Os autores ainda comparam os sistemas tropicais e temperados, mostrando que nos sistemas tropicais a hidrogeografia é fortemente influenciada pela sazonalidade que em períodos de alta pluviosidade aumentam as áreas alagadas; Já nos climas temperados a maior influência é exercida pela variação de temperatura que, por exemplo, ao aumentar leva ao degelo e consequentemente ao aumento das áreas inundadas.

A maioria dos estudos de distribuição longitudinal dos organismos em rios revela que padrões particulares dificilmente são reproduzidos integralmente em outros ecossistemas (CUSHING *et al.* 1983; MINSHAL *et al.* 1985 **citados por** BAPTISTA *et al.* 1998 b). Principalmente se considerarmos que o Conceito de Continuidade de Rios foi elaborado em regiões de clima temperado, locais em que a temperatura é um dos principais fatores que influenciam o ciclo de vida e a estrutura da comunidade dos organismos bentônicos (ZAMORA-MUNOZ *et al.* 1993 **citado por** Silveira 2001), e que no caso das regiões de clima tropical, os regimes anuais de pluviosidade, a velocidade e a vazão da água são os principais fatores que atuam diretamente na distribuição da fauna bentônica (OLIVEIRA 1991 **citado por** BISPO & OLIVEIRA 1998). Desta forma, verificamos a necessidade de fazer uma análise à luz destes conceitos, verificando todas as possíveis fontes de influência no ambiente estudado.

1.3 Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores

A definição de saúde e integridade de um ecossistema engloba a redução do risco e aumento da probabilidade de sobrevivência, implicando a estabilidade ou capacidade do ecossistema atingir um ponto de equilíbrio e de contrabalançar perturbações (BEYRUTH 1996). Para um ecossistema ser considerado saudável este deve apresentar alto nível de biodiversidade, produtividade e habitabilidade, devendo possibilitar a existência de habitats e fluxo de energia e matéria adequados para sustentar biocenoses adaptadas para as diferentes eco-regiões (CHAPMAN 1992 **citado por** BEYRUTH 1996).

Estudos de monitoramento biológico podem ser definidos como o uso de respostas biológicas para avaliar mudanças no meio ambiente, com o intuito de usar essas informações em programas de controle de qualidade ambiental. Essas mudanças geralmente

ocorrem devido às ações antropogênicas e podem ser causadas por uma variedade de estresses, tais como: compostos tóxicos, efluentes térmicos e aumento no teor de nutrientes. Em monitoramentos biológicos deve-se dar atenção ao ecossistema, pois este reflete interações entre fatores bióticos e abióticos (MATTHEWS *et al.* 1982).

O termo bioindicador pode ser utilizado e compreendido de diferentes formas. Segundo HELLAWELL (1989), podemos utilizar o termo “bioindicadores ecológicos” quando nos referimos à simples presença ou ausência de organismos, indicando características do habitat e do meio ambiente, como por exemplo organismos característicos de habitats erosionais (corredeiras) ou deposicionais, organismos tolerantes a baixas concentrações de oxigênio, a poluição orgânica ou a metais pesados. Alguns indicadores podem continuar a existir em ambientes poluídos, mas sofrem stress fisiológico, que é refletido na diminuição da taxa de crescimento, na alteração na capacidade reprodutiva e também em alterações comportamentais. Além deste emprego do termo bioindicador, o autor cita os organismos que acumulam substâncias em seus tecidos refletindo níveis ambientais destas substâncias, referindo-se ao termo “bioacumulador”, que é utilizado pelo mesmo a fim de enfatizar a diferença entre indicador ecológico ou de poluição.

Outra forma de utilizar bioindicadores são as deformidades morfológicas em macroinvertebrados bentônicos, que ocorrem em ambientes poluídos (JOHNSON *et al.* 1996). Dentre estas deformidades podemos citar deformidades na antena e mento de *Chironomus* e na ligula e antena de *Procladius*.

Segundo HELLAWELL (1989), o bioindicador ideal deve ter sua presença definida por parâmetros ambientais. Como o ideal raramente é alcançado, o autor cita as características de um bom indicador ambiental: ser facilmente identificável; apresentar fácil amostragem quantitativa; ter distribuição cosmopolita; estar associado a dados abundantes

de auto-ecologia; apresentar importância econômica; acumular poluentes; ser facilmente cultivado em laboratório e apresentar baixa variabilidade, tanto genética quanto em relação ao seu papel na comunidade.

Os macroinvertebrados bentônicos são considerados como um dos grupos de organismos mais favoráveis como indicadores na avaliação ecológica e sanitária de ecossistemas aquáticos, sendo particularmente interessantes na determinação do grau e extensão da poluição em rios (PAYNE e GAUFIN 1956). Estes organismos têm sido utilizados no monitoramento da saúde e integridade de ecossistemas aquáticos, alcançando também um papel na legislação ambiental de certos estados e países, sendo utilizados em Protocolos de Avaliação Rápida e em avaliações que se baseiam em índices (“métricos” e “multimétricos”) e métodos multivariados.

Nos Estados Unidos temos os protocolos de avaliação rápida da EPA (Environmental Protection Agency) os quais destinam-se a prover os Estados e as agências locais de monitoramento ambiental, com referências técnicas práticas para conduzirem avaliações biológicas mais rápidas e portanto custo-efetivas, dos sistemas lóticos.

Protocolos de avaliação rápida são a abordagem moderna para o tradicional uso de indicadores biológicos com a finalidade de medir a saúde e a qualidade ambiental, sendo encarados como uma alternativa custo-eficiente para a avaliação da qualidade da água (MOULTON 1998). Em alguns protocolos um número fixo de organismos é amostrado. A maioria dos protocolos pede a identificação de morfoespécies de famílias conhecidas e alguns limitam-se à identificação no nível de família, outros consideram somente certos *taxa*, como por exemplo Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Geralmente os protocolos incluem medições baseadas em tolerâncias ambientais conhecidas de organismos, tais como “índice biótico” ou “número de espécies tolerantes”. Índices de

diversidade e similaridade foram utilizados em apenas 25% dos casos examinados por RESH & JACKSON **citado por** MOULTON (1998).

Segundo RESH (1995) as medidas bioindicadoras utilizadas em Protocolos de Avaliação Rápida podem ser separadas em seis categorias: 1) Riqueza – dentre as medidas utilizadas podemos destacar - número de *taxa*, número de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT) e número de famílias. 2) Enumerações - dentre as utilizadas podemos destacar- número de indivíduos, % EPT, % Chironomidae e % grupos tolerantes. 3) Índices de Diversidade e Similaridade – dentre os mais utilizados podemos destacar – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (SHANNON 1948 **citado por** RESH 1995) e Coeficiente de Similaridade de Jaccard (JACCARD 1912 **citado por** RESH 1995). 4) Índices Bióticos – Índice Biótico (CHUTTER 1972, HILSENHOFF 1982a, 1987, 1988 **citados por** RESH 1995, BMWP (WRIGTH *et al* 1988 **citados por** RESH 1995), presença de organismos indicadores e dominância de grupos tolerantes. 5) Medidas funcionais (tróficas) - % raspadores, % coletores filtradores, especialistas/generalistas e raspador/coletor-filtrador. 6) Combinação de índices.

No Brasil, dentre os Índices Bióticos desenvolvidos, podemos citar o sistema de avaliação e classificação da qualidade da água de rios que utilizam uma adaptação regional da metodologia do BMWP “Biological Monitoring Working Party Score System” (NATIONAL WATER COUNCIL 1981 **citado por** JUNQUEIRA *et al.* 2000), para o estado do Paraná desenvolvido pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná) (LOYOLA 2000) e para o estado de Minas Gerais desenvolvido pela CETEC (Fundação Centro Tecnológico) (JUNQUEIRA *et al.* 2000). Outros trabalhos realizados no Brasil que utilizam o BMWP realizam ajustes ao utilizar o índice, dentre eles FONSECA-GESSNER & GUERESCHI

(2000) na estação ecológica de Jataí e ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO (2000) nos córregos do município de Luiz Antônio (SP).

A utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores pode ser útil na Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), atuando como uma ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental (EIA) e fornecendo informações sobre o meio ambiente que poderão ser utilizadas como provas contra atuações causadoras de danos ambientais. Impacto Ambiental é por definição qualquer alteração física ou funcional em qualquer dos componentes ambientais. Essa alteração pode ser qualificada e muitas vezes quantificada, podendo tal alteração ser favorável ou desfavorável ao ecossistema ou à sociedade humana (TOMMASI 1994). Esta qualificação e quantificação podem ser realizadas através dos organismos bentônicos.

Segundo MUNN **citado por** TOMMASI 1994, um Estudo de Impacto Ambiental é “uma atividade com o objetivo de identificar e prever o impacto, no ambiente e na saúde pública, de propostas legislativas, programas de desenvolvimento, projetos etc., como também de interpretar e comunicar informações sobre os impactos”. Visa portanto assegurar que os efeitos ambientais, sociais, políticos e econômicos sejam identificados e avaliados na fase de planejamento das ações antes que decisões irrevogáveis sejam tomadas, causando danos ao meio ambiente.

Por responder às perturbações ambientais, a macrofauna bentônica é útil na determinação de impactos causados por despejos domésticos, industriais, óleo e despejos agrícolas, além de outros impactos pelo uso do solo de bacias hidrográficas. No APHA (1998) são descritas 3 situações para as quais as alterações dos padrões da estrutura da

comunidade bentônica têm sido documentadas: carga orgânica, alterações do substrato e poluição química tóxica.

Sendo, em sua grande maioria, organismos sedentários ou sésseis, de vida relativamente longa, ficam diretamente expostos aos impactos de modificações ambientais, podendo indicar o estado trófico passado e presente e os efeitos do aporte de matéria orgânica e de descarga de poluentes nos corpos d'água. Enquanto a análise de parâmetros físicos e químicos reflete apenas uma situação momentânea do corpo de água, a fauna bentônica representa uma somatória espacial e temporal dos fatores ambientais (SHIMIZU 1978).

OWEN (1974) cita, entre os muitos papéis importantes desempenhados por esses organismos, a sua utilidade no estudo da poluição, através dos índices de sua diversidade, amplamente empregados para estimar o grau de poluição sofrido pelos corpos d'água. Através do uso de índices e curvas de diversidade, que avaliam o impacto do efluente de esgotos nos organismos bentônicos, verifica-se sua eficiência em relação ao monitoramento da poluição (ODUM 1983). Esses organismos apresentam importante papel no processamento da matéria orgânica de corpos d'água, acelerando a decomposição, promovendo assim a reciclagem de nutrientes e a transferência de energia para os níveis tróficos superiores, sendo um elo fundamental na cadeia decompositora dos detritos (KUHLMANN 1993).

Macroinvertebrados bentônicos e algas são os dois grupos de organismos mais recomendados em estudos de qualidade da água. Entretanto macroinvertebrados bentônicos oferecerem muitas vantagens para serem utilizados em biomonitoramento, dentre elas, segundo RESH (1995) e ROSEMBERG & RESH (1993), podemos destacar: 1) que estes

organismos podem existir em diferentes tipos de sistemas e em diversos habitats dentro dos sistemas, sendo afetados por perturbações em todos os tipos de águas e habitats; 2) o grande número de espécies oferece um espectro de respostas a stress do meio ambiente; 3) o comportamento sedentário de muitas espécies permite a análise espacial dos efeitos de perturbação; 4) seus ciclos de vida relativamente longos permitem a análise temporal de distúrbios ambientais regulares ou intermitentes; 5) as respostas de muitas espécies comuns à poluição já foram determinadas, embora no Brasil ainda falte muito; 6) são adequados a estudos experimentais de perturbações. No entanto, a utilização destes organismos também apresenta dificuldades: 1) devido à sua distribuição agregada sua avaliação quantitativa requer muitas unidades amostrais, o que pode ser caro, requerendo muito tempo para processamento; 2) outros fatores, além da qualidade da água, podem afetar sua distribuição e abundância; 3) a variação sazonal pode complicar a interpretação ou a comparação dos dados; 4) o hábito de derivar de algumas espécies pode se contrapor às vantagens estabelecidas pelo hábito sedentário (RESH 1995); e, além disso, estes organismos não são sensíveis a algumas perturbações, dentre elas aos patógenos humanos e a pequenas quantidades de certos poluentes. As dificuldades de análise são agravadas pelo fato de certos grupos não serem bem conhecidos taxonomicamente, especialmente no Brasil.

Cabe ainda ressaltar a importância dos macroinvertebrados bentônicos para a Saúde Humana, pois muito destes organismos são responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, como por exemplo ascaridíase ou lombriga (Nematóide *Ascaris lumbricoides*). Borror (1969) menciona as fêmeas da família Culicidae que são hematófagas e picam, sendo vetores de muitas doenças, dentre estas a malária (*Anopheles* sp) e febre amarela (*Aedes aegypti*), as larvas e também as pupas são aquáticas. Desta

forma cabe destacar a importância de estudos com estes organismos na área da Saúde Pública.

1.4 Área de estudo

O rio Embu-mirim localiza-se a 23°42'S de latitude e a 46°48'W de longitude, pertence a bacia da represa de Guarapiranga (Mapa 1, apresentado em Materiais e Métodos), que faz parte da bacia hidrográfica do Alto Tietê, abrange os municípios de São Paulo (211 Km²), Itapequerica da Serra (183Km²), Embu-guaçu (162Km²), Embu (41Km²) e Cotia (33 Km²), segundo MELCHOR e col. (1974). O município de São Paulo contorna toda a margem direita e mais da metade da margem esquerda da represa (70% do perímetro), sendo o restante contornado pelos municípios de Embu-guaçu (27%) e Itapequerica da Serra (3%). Os municípios de Embu e Cotia, embora participem da bacia de drenagem, não se limitam com suas margens. Seus principais tributários são os rios Embu-mirim, Embu-guaçu, das Lavras e Parelheiros, recebendo mais 50 riachos aproximadamente, sendo que o Embu-mirim desemboca direto no reservatório e contribui com uma vazão média diária de 1.400L/s, sendo sua vazão máxima ~10,0m³/s (SMA 1998).

A nascente do rio Embu-mirim se localiza em áreas de encosta de Mata Atlântica, próximo ao município de São Lourenço da Serra, vertendo para o interior. Em seguida o rio passa pelos municípios de Itapequerica da Serra e Embu, desaguando no reservatório do Guarapiranga.

A topografia da bacia é bastante acidentada, especialmente a oeste. Sua altitude oscila entre 700 e 930 metros (MELCHOR e col. 1974). O vale principal é fechado, caracterizando um reservatório de forma alongada; a Leste e ao Sul são encontradas

algumas planícies margeando a represa. A região é constituída por uma superfície plana a levemente inclinada, esculpida em micaxistos e gnaisses das formações pré-cambrianas regionais. O rio Embu-mirim encontra-se em terreno de origem Quartenária, constituído de aluviões fluviais: areia, argila e calcário (EMPLASA 1982). Quanto à compartimentação geomorfológica, este rio localiza-se na região conhecida como Morraria do Embu, a qual constitui um cinturão de terrenos cristalinos que circunda a bacia sedimentar de São Paulo a oeste, ao sul e a leste, com nível topográfico mais elevado e processos de evolução de vertentes mais dinâmicos. Apresenta relevo de morros e uma rede de drenagem muito densa (EMPLASA 1994).

A drenagem é dendrítica, estreita e alongada, padrão típico da morfologia de bacias de represas, desenvolvido sobre rochas de resistência uniforme ou em estruturas sedimentares horizontais.

Nessa região predomina o tipo climático cfb (Köppen) mesotérmico úmido, sem estiagem, com temperatura média do mês mais quente não superior 22 °C, correspondendo a análise de climogramas de SANTOS & SANTO PAULO (1985). KLEEREKOPER (1939) refere-se a esta zona, onde situa-se a bacia de Guarapiranga, como sub-tropical em que os meses de temperatura média baixa, coincidem com os de precipitação mínima e segundo NIMER (1977), o clima desta região é classificado como tropical subquente úmido com 1 a 2 meses secos.

A bacia de drenagem deste reservatório sofre intensas pressões devido à expansão das áreas urbanas. A ocupação desordenada que ocorre nesta região desenvolveu-se principalmente por uma população carente, desprovida de recursos, a qual se estabelece em acampamentos clandestinos, de maneira precária, sem infra-estrutura sanitária mínima, lançando seus dejetos diretamente nos corpos d'água desta bacia (BEYRUTH, 1996). Por

localizar-se em Área de Proteção de Manancial inviabilizam a dotação de infra - estrutura sanitária nas nucleações urbanas, caindo em frontal conflito com os princípios de preservação da qualidade da água (EMPLASA 1994).

A sub-bacia do rio Embu-mirim ocupa uma área de 155,08Km², com uma população de 114.332 hab (projeção 1997). Embora a região pela qual o rio passa esteja em sua maior parte em vias de urbanização (área urbana 1346,94 ha e área industrial e comercial 508,99 ha), a maior extensão ainda apresenta características rurais, possuindo áreas ocupadas com atividade agrícola (1047,56 ha), reflorestamento (1.183,99 ha), mata (5.233,44 ha), capoeira (2.991,90 ha) e chácaras (3.195,47ha) (SMA 1998). A representação gráfica do uso e ocupação do solo na sub-bacia do rio Embu-mirim está apresentada a seguir.

Uso e ocupação do solo na sub-bacia do rio Embu-mirim (SMA 1998).

Em resposta a essa diversidade de ocupação ao longo do rio temos uma grande variedade de fontes poluidoras tanto de cargas difusas, geradas de forma distribuída ao

longo da superfície do solo que afluem aos corpos d'água preferencialmente por ocasião dos eventos de chuva, quanto de cargas pontuais, cuja fonte é possível de ser determinada e localizada, como é o caso de esgotos domésticos, descargas industriais (como por exemplo o efluente da indústria RIPASA de papel e celulose) e efluentes de aterros sanitários (BEYRUTH 1994b). Outra importante contribuição para deterioração da qualidade da água é a atividade de extração mineral (portos de areia) que ocorre ao longo de vários afluentes do rio Embu-mirim e no próprio rio (BEYRUTH 1991, 1994b). Estes fatores fazem com que o rio Embu-mirim apresente boas condições para um estudo com bioindicadores, visto que o rio na área próxima à nascente não sofre muita ação antropogênica e ao longo do seu percurso recebe as mais diversas fontes de poluição.

Cabe ressaltar a importância do estudo da qualidade da água do rio Embu-mirim para a saúde pública, pois este deságua no reservatório de Guarapiranga a aproximadamente 3 km do ponto de captação de água para abastecimento e é um dos principais contribuintes para a reposição da água utilizada do reservatório. O rio Embu-Mirim, somado ao rio Embu-Guaçu, são responsáveis por 90% da água de recarga do Reservatório de Guarapiranga (CAPOBIANCO 1998). Desta forma, este rio contribui de maneira significativa para a qualidade da água destinada ao consumo humano, visto que o reservatório do Guarapiranga é responsável por 25% do abastecimento da região metropolitana de São Paulo, além de ser utilizado para controle de enchentes, produção de energia elétrica e recreação (BEYRUTH 2000).

O registro das condições atuais do rio Embu-mirim permitirá ampliar o conhecimento do desenvolvimento e dos efeitos deste processo de urbanização desordenada, não planejada, podendo contribuir para a sua caracterização ecológico-sanitária.

Estudos anteriores realizados na represa do Guarapiranga indicam o constante grau de deterioração deste corpo d'água e dentre estes podemos destacar os realizados por ROCHA (1976), o qual indicava que do ponto de vista sanitário, a água da represa do Guarapiranga ainda apresentava qualidade bastante satisfatória. Duas décadas depois BEYRUTH (1996), verificou os efeitos da eutrofização, inclusive de florações de Cianofíceas as quais são discutidas sob aspecto ecológico sanitário, incluindo riscos a saúde humana; ROCHA (1999), afirma que a eutrofização aumentou consideravelmente durante as últimas décadas, o que também foi enfatizado por BEYRUTH (2000).

O agravamento da qualidade das águas do reservatório, colocando em risco a utilização futura deste manancial para abastecimento público, levou o Governo do Estado de São Paulo a firmar um convênio com o Banco Internacional para Reconstrução e Desenvolvimento – BIRD, para a elaboração do Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do Guarapiranga, iniciado em 1992, que deve melhorar diretamente a qualidade de vida de 650 mil habitantes que vivem na Zona Sul de São Paulo, e beneficiar outros 3 milhões de habitantes da Região Metropolitana. O Programa Guarapiranga está sendo executado pelo Governo do Estado em parceria com as prefeituras de São Paulo, Embu, Embu-Guaçu, Itapecerica da Serra e São Lourenço da Serra e conta com o apoio financeiro do Banco Mundial. Com este Programa, 75% dos moradores da região terão acesso à coleta de esgotos domésticos até o final de 2002 (CETESB 2002).

Este programa associa ações de caráter corretivo, como extensão de redes de água e esgotos, coleta e disposição final de resíduos sólidos e recuperação urbana, e ações preventivas, como repovoamento vegetal, recuperação de áreas degradadas, implantação de um sistema de parques e o apoio a atividades econômicas compatíveis com a preservação

dos mananciais. É composto ainda por um conjunto de ações voltados à elaboração de mecanismos institucionais necessários à sua viabilização (CETESB 2002).

A responsabilidade pela execução do Programa envolve instituições como a CDHU, SABESP, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Secretaria Estadual de Recursos Hídricos e Prefeitura Municipal de São Paulo.

2. HIPÓTESE DE TRABALHO:

Hipótese:

- a) Os macroinvertebrados podem indicar a qualidade ambiental (da água e do sedimento) do rio Embu-mirim, incluindo a sua variação temporal e espacial.
- b) É possível combinar índices desta comunidade que respondam melhor às variações ambientais mais importantes, determinando-se a composição multimétrica mais adequada e eficiente para indicar a qualidade ambiental do rio Embu-mirim.

Teste:

Após determinar as diferenças mais acentuadas da qualidade ambiental ao longo do rio, através das variáveis físicas e químicas da qualidade da água e do sedimento, verificou-se as respostas da comunidade bentônica a essas alterações e determinou-se quais as variáveis da comunidade bentônica expressaram melhor estas respostas.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

- Avaliar a eficiência dos organismos bentônicos como indicadores da qualidade ambiental do rio Embu-mirim.

3.2 Objetivos específicos

- Determinar as variáveis físicas e químicas da qualidade da água e dos sedimentos, cujas alterações são capazes de promover respostas mensuráveis na comunidade bentônica;
- Avaliar a variação sazonal e espacial qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados bentônicos do rio Embu-Mirim;
- Analisar o grau de eutrofização e contaminação do rio, através dos indicadores mais apropriados da comunidade bentônica;
- Testar índices bióticos e medidas de estrutura da comunidade bentônica a fim de se avaliar quais as métricas que respondem melhor na avaliação de impactos ambientais.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Seleção dos pontos de amostragem

A periodicidade das coletas teve como base a dinâmica de variação da qualidade ambiental apresentada em trabalhos anteriores realizados na bacia hidrográfica deste rio por BEYRUTH (1989; 1991; 1994 a,b) e BEYRUTH *et al.* (1999), nos quais verificou-se a influência marcante da sazonalidade sobre a qualidade da água deste rio.

Realizou-se uma avaliação preliminar, tendo em vista a escolha e a caracterização da área a ser estudada e a escolha dos materiais e métodos mais adequados à realização deste levantamento. A seleção dos pontos de amostragem baseou-se no estudo realizado por BEYRUTH *et al.* (1999) neste rio durante os anos de 1991 e 1992, sendo que alguns pontos foram alterados devido à dificuldade de obtenção dos sedimentos.

Foram realizadas 4 coletas sazonais nos meses de abril, julho e outubro de 1999 e janeiro de 2000, sempre utilizando-se dois dias. Geralmente coletava-se até os pontos 7 ou

8 no primeiro dia e os demais no dia seguinte, coletando-se em treze pontos de amostragem descritos a seguir (Mapa 2, apresentado após descrição dos pontos):

Ponto 1 – próximo a nascente do rio, no município de São Lourenço da Serra, em local de Mata Atlântica fechada, a montante de uma queda d'água;

Ponto 2 – próximo a nascente do rio, no município de São Lourenço da Serra, a jusante de uma queda d'água, em local de Mata Atlântica aberta;

Ponto 3 - próximo à nascente do rio no município de São Lourenço da Serra, a jusante de uma segunda queda d'água, em local de mata fechada;

Ponto 4 - na estrada do Esquilo localizada no Km 297 da rodovia Regis Bitencourt, local com água parada e densa vegetação em uma das margens. Esse ponto e os demais são localizados na planície, em uma região com grande crescimento demográfico, com defasagem entre oferta e demanda de serviços de saneamento básico;

Ponto 5- rotatória para entrada de Itapeçerica da Serra, o rio passa sob uma ponte, estando muito próximo à rodovia Regis Bitencourt, sendo que em uma de suas margens foi feito um aterro, que é um dos principais responsáveis pelas inundações que ocorrem na rodovia. As margens estão tomadas por mato e muito lixo e há presença de canos de esgoto que lançam seus despejos *in natura* no rio, neste trecho o rio apresenta correnteza;

Ponto 6- próximo à entrada do parque Francisco Rizzo, no município de Embu, margens tomadas por mato e depósito de lixo localizado próximo à margem do rio, além da presença de atividades de funilaria;

Ponto 7- localiza-se no centro da cidade, no município de Embu, a montante da descarga de efluente da indústria RIPASA de papel e celulose;

Ponto 8- no município de Embu, a jusante da descarga de efluente da indústria RIPASA, muito lixo e presença de canos de esgoto;

Ponto 9- na entrada para a estrada do Jardim Branca Flor, que é uma área de ocupação clandestina; local com maior velocidade da água dentre os pontos de planície (P5 – P13);

Ponto 10- localiza-se na rua Manoel Nicoli, local com ruas sem pavimentação, divisa entre os municípios de Embu e Itapecerica da Serra, uma das margens apresenta vegetação bastante desenvolvida, local com correnteza fraca;

Ponto 11- no município de Itapecerica da Serra, local que rio é cortado (Ponte) pela Estrada de Itapecerica, muito lixo nas margens e presença de canos de esgoto que lançam seus despejos *in natura* no rio;

Ponto 12- no município de Itapecerica da Serra, na Estrada da Lagoa, neste trecho o rio passa por um haras, uma das margens apresenta vegetação bastante desenvolvida; local sem correnteza;

Ponto 13- no município de Itapecerica da Serra no Bairro Aracati em um dos braços da Represa de Guarapiranga onde o rio Embu-mirim deságua, margem com muito lixo e vegetação rasteira.

Mapa 1: Localização da área de estudo: Represa de Guarapiranga e seus principais tributários (Modificado de BEYRUTH 1996).

Mapa 2: Distribuição das estações de amostragem no rio Embu-mirim (adaptado de EMPLASA 1979).

As variáveis físicas, químicas e biológicas utilizadas para a caracterização do ambiente estudado foram escolhidas de acordo com sua importância em estudos sobre os aspectos ecológicos e sanitários.

4.2 Variáveis abióticas

A caracterização da qualidade ambiental foi realizada utilizando-se as seguintes variáveis:

4.2.1 Climáticas: Obtidas do IAG-USP (Instituto Astronômico e Geofísico da Universidade de São Paulo- Estação Meteorológica Água Funda São Paulo - SP).

→ Evapotranspiração: EP (mm), A EP é baseada na Temperatura e corrigida de acordo com coordenada local latitude (23,65 Sul, 46,62 Oeste) e Altitude de (800m).

→ Insolação: brilho solar (horas) (Heliógrafo)

→ Irradiação solar global (MJ/m²) (Estimativa Piranômetro)

→ Temperatura do Ar: Médias diárias (°C)

→ Temperatura do Ar: Máximas diárias (°C)

→ Temperatura do Ar: Mínimas diárias (°C)

→ Precipitação (mm) (Pluviômetro)

→ Umidade relativa (%)

→ Vento: Direção dominante e velocidade média km/h (Anemômetro).

Na tentativa de verificar se havia relação entre a precipitação pluviométrica, temperatura e as outras variáveis analisadas, quando considerada sua influência imediata e num prazo mais longo, acumulou-se suas intensidade em três e sete dias anteriores às coletas (BEYRUTH 1989).

4.2.2 Fisiográficas: (medidas ou observadas ou avaliadas em campo durante as coletas)

- profundidade do rio (m);
- largura do rio (m);
- caracterização das margens, observações em relação a vegetação e ocupação das margens;
- velocidade superficial da água, utilizou-se um objeto flutuante preso a uma corda verificando-se o tempo dispendido para percorrer 10 m, a medição era repetida 3 vezes, obtendo-se a média da velocidade.

4.2.3 Físicas e Químicas:

Visando verificar os níveis de qualidade da água quanto aos aspectos sanitários e ecológicos, realizaram-se as seguintes medições:

Em cada ponto de coleta foram medidas por ocasião da coleta de água, com uso do aparelho Water Quality Checker U-10, marca HORIBA com cabo de 10 m, as seguintes variáveis: pH, condutividade elétrica (μS), turbidez (UNT), oxigênio dissolvido(mg/L) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), além da transparência da água com disco de Secchi (m). A temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) foi obtida com termômetro de mercúrio em décimo de grau Centígrado.

No laboratório do Centro de Estudos de Bacias Hidrográficas do Instituto de Pesca, em São Paulo foi determinada, em seguida às coletas, a alcalinidade total, por titulação acidimétrica, com indicador misto (metil orange + anilina azul) e sólidos totais em suspensão. Filtrou-se parte da amostra (através do filtro MILLIPORE AP 20) para determinação posterior de fosfato inorgânico dissolvido, também foram realizadas análises de fósforo total (PT), amônia, nitrito, nitrato, sílica “reativa”, dureza total, dureza de cálcio,

cloreto, sódio e potássio, ferro total, oxigênio dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L) e cor (mg/L Pt), através dos métodos preconizados no APHA (1998). A saturação de oxigênio foi calculada segundo GOLTERMAN *et al.* (1978).

4.2.4 Sedimento

Foram coletadas amostras de sedimento, com pegador Eckman-Birge e tubo de PVC, em todas as campanhas amostrais, para análise do teor de matéria orgânica. As análises foram realizadas no Laboratório de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, utilizando-se o método gravimétrico, de perda de peso a 550 °C por 1 hora (APHA 1998). Os resultados estão apresentados em porcentagem.

A caracterização qualitativa do substrato foi feita através de observação em campo e durante a triagem dos organismos bentônicos, determinando o tipo de substrato presente em cada ponto (areia grossa e fina, argila, matéria orgânica etc...).

Amostras de sedimento para análise química foram coletadas em outra campanha amostral nos meses de abril e setembro de 2000. Os pontos amostrados foram os mesmos com exceção dos pontos 1, 2, 3, 8 e 13, no mês de abril de 2000 e 1, 2 e 3 em setembro de 2000, dos quais não houve coleta. Das análises referentes à composição química utilizou-se os dados referentes aos metais Cr, Cu, Ni e Zn, estas análises foram realizadas no Laboratório de Química e Plasma do IG-USP.

4.3 Variáveis bióticas

4.3.1 Coliformes totais e fecais

Em cada ponto de amostragem foi coletado material para determinação do número mais provável (NMP/100mL) de bactérias coliformes totais e fecais. As análises foram realizadas no Laboratório de Biologia Sanitária da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo através da técnica de tubos múltiplos descrita no APHA (1998).

4.3.2 Comunidade Bentônica

Para análise da macrofauna bentônica coletou-se amostras com pegador do tipo Eckman-Birge, de altura padrão e área de 225 cm², sendo coletadas 3 pegadas por ponto (PÉREZ 1996). Nos pontos com profundidade inferior a um metro e com presença de muitas pedras, que impediam ou dificultavam a utilização do pegador do tipo Eckman-Birge (pontos 1, 2, 3, 7, 8, 10, 11 e 13) utilizou-se um tubo de PVC com 22,06 cm² de área. Uma das extremidades do tubo é vedada e o tubo apresenta um orifício lateral o qual é tampado após o tubo ter penetrado no sedimento, assim, por pressão negativa a amostra é retida no interior do tubo (proposto por BEYRUTH, comunic. pessoal), com este tubo foram coletadas cinco pegadas por ponto.

Simultaneamente a este trabalho foi desenvolvido um projeto, intitulado “Estudo comparativo de amostragem de invertebrados bentônicos ao longo do rio Embu-mirim (SP): pegador Ekman-birge versus tubo”, com o objetivo de comparar métodos de coleta de macroinvertebrados bentônicos, procurando encontrar os fatores que permitam a calibração dos diferentes métodos entre si; possibilitando a comparação dos resultados obtidos com diferentes amostradores e determinando o nível de correspondência entre os resultados

qualitativos e quantitativos de cada tipo de amostrador para cada situação. Concluiu-se que, para o rio Embú-Mirim, não ocorrem diferenças significativas entre as amostras coletadas com tubo ou com o pegador Ekman-Birge, sendo possível a comparação dos dados obtidos com os dois amostradores (MENEZES *et al* 2001).

As amostras foram colocadas em potes de polietileno, no campo, sendo fixadas logo após a coleta, com formaldeído 34%, misturado à amostra, de forma a atingir a concentração final de 4% e lavadas posteriormente, no laboratório com água corrente, com uso de malha de 250 µm. Com o intuito de aumentar a velocidade e a eficiência do trabalho de triagem, as amostras que apresentaram muita areia foram fluviadas com NaCl (BRANDIMARTE e ANAYA 1998), sendo novamente colocadas em formalina neutralizada com NaOH, para posterior triagem e identificação dos organismos.

A triagem foi efetuada sob microscópio estereoscópico e os animais contados foram identificados até os níveis taxonômicos permitidos pela bibliografia disponível.

Para a identificação taxonômica dos organismos utilizou-se as chaves de BRINKHURST & MARCHESE (1933), BORROR & DELONG (1969), CHU (1949), MACAN (1975), MERRITT & CUMMINS (1984), PENNAK (1989), TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO (1995), KLEMM (1995), EPLER (1995) e PÉREZ (1996).

4.4 Tratamento dos dados

4.4.1 Variáveis abióticas

Os dados referentes às variáveis climáticas e às variáveis físicas e químicas da água estão apresentados em gráficos e tabelas e foram analisados quanto à variação espacial e temporal, sendo que de todos os dados obtidos, apenas os mais relevantes, para o estudo da

macrofauna bentônica e caracterização ecológica-sanitária do rio Embu-mirim, foram apresentados e discutidos.

Utilizou-se Análise de Agrupamento com média ponderada (WPGMA) e coeficiente de Bray Curtis para verificar possíveis similaridades entre os pontos amostrados ao longo do tempo (VALENTIN 2000), levando em conta as variáveis físicas e químicas. O pacote estatístico utilizado foi FITOPAC 1 versão 2.0 (G.J. SHEPHERD, UNICAMP). Também foi realizada a análise de componentes principais (PCA) com todas as variáveis físicas e químicas, com o intuito de verificar quais as variáveis mais importantes que indicam as diferenças entre as unidades amostrais. O programa utilizado foi o PC-ORD versão 3.11. Os dados foram transformados em logarítmo com o auxílio do programa WinMat versão 1.0 (G.J. SHEPHERD, UNICAMP).

4.4.2 Variáveis bióticas

Os dados referentes aos coliformes totais e fecais foram apresentados para caracterizar a poluição de origem doméstica e são apresentados em gráficos de variação espacial.

Como descritores estruturais da comunidade bentônica calculou-se:

- ✎ a densidade de indivíduos por metro quadrado;
- ✎ a densidade total;

✎ o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (SHANNON & WEAVER 1949 **citado por** ODUM 1983), em diferentes níveis taxonômicos, embora o nível taxonômico exigido pelo mesmo seja a espécie, HUGHES (1978 **citado por** KUHLMANN 1993) demonstrou que até o nível de ordem as curvas de H' comportam-se de maneira semelhante, mas com valores absolutos decrescentes à medida que a identificação se torna

mais grosseira. O autor aconselha ainda que apenas H' derivados de mesmo nível taxonômico sejam comparados;

✎ índice de riqueza de *taxa* (S), ou seja, a somatória do número de *taxa* encontrados;

✎ uniformidade ou equitatividade, que se refere à distribuição dos organismos, é uma medida importante para auxiliar na compreensão do aumento ou diminuição da diversidade em uma comunidade. (EDWARDS 1971; KREBS 1972; PIELOU 1975 **citado por** SHIMIZU 1978);

✎ abundância relativa, que corresponde à porcentagem de indivíduos pertencentes a um grupo taxonômico em relação ao número total de organismos na amostra. Para discussão dos dados referentes à abundância relativa, adotou-se a nomenclatura apresentada por MC CULLOUGH & JACSON (1985) **citado por** BRANDIMARTE (1991), na qual os grupos com abundância entre 50-100% são considerados dominantes; entre 30-49% abundantes, entre 10-29% comuns, entre 1-9% ocasionais e menor que 1% raros.

Com o intuito de verificar se algum parâmetro ambiental ou biológico contribuiu para a determinação da distribuição da comunidade bentônica, ou dos índices descritivos da comunidade ao longo do tempo, aplicou-se o teste de correlação não paramétrico de Spearman, segundo SIEGEL (1975), sendo consideradas apenas as correlações que apresentaram $p \leq 0,05$ e com correlações, tanto positivas quanto negativas, com $r_s \geq 0,50$. O pacote estatístico utilizado foi STATISTICA versão 5.5.

Também foi realizada a análise de componentes principais (PCA) com todos os *taxa* encontrados, com o intuito de verificar quais foram os organismos mais importantes que indicaram as diferenças entre as unidades amostrais. O programa utilizado foi o PC-

ORD versão 3.11. Os dados foram transformados para logarítmo com o auxílio do programa WinMat versão 1.0 (G.J. SHEPHERD, UNICAMP).

Além destes índices e tratamentos também utilizou-se, para indicação biológica da qualidade das águas no rio Embu-mirim, a metodologia de avaliação da qualidade das águas do “Biological Monitoring Working Party Score System - BMWP” adaptado pelo CETEC-MG/Brasil (JUNQUEIRA *et al.* 2000). O ideal seria readaptar a metodologia especificamente para a bacia do Guarapiranga. Espera-se que esse trabalho possa contribuir com a adaptação regional desse índice.

Com a finalidade de ampliar a investigação sobre a importância de cada parâmetro da comunidade bentônica como indicador da qualidade ambiental aplicou-se as seguintes métricas:

✎ Razão Oligochaeta / Chironomidae (O/C) (WIEDERHOLM 1980):

$O/C = n_{\text{Oligochaeta}} / (n_{\text{Oligochaeta}} + n_{\text{Chironomidae}})$, onde:

$n_{\text{Oligochaeta}}$ = densidade de Oligochaeta;

$n_{\text{Chironomidae}}$ = densidade de Chironomidae.

O autor propõe subtrair de Chironomidae os grupos de predadores, pertencentes à Tanyptodinae, mas como nem todos são predadores e a sua ocorrência foi muito pequena essa correção não foi feita.

✎ Razão Tanyptarsini / Chironomidae (Tt/Chi) (EPA 1987):

$Tt / Chi = n_{\text{Tanyptarsini}} / n_{\text{Chironomidae}}$, onde:

$n_{\text{Tanyptarsini}}$ = densidade de Tanyptarsini;

$n_{\text{Chironomidae}}$ = densidade de Chironomidae.

✎ “Densidade total de Oligochaeta” (WRIGTH & TIDD 1933 **citado por** CETESB 1987), o método considera os seguintes índices:

- menor que 1.000 organismos/m² – representa uma poluição desprezível;
- entre 1.000 e 5.000 000 organismos/m² – representa uma poluição moderada;
- mais de 5.000 000 organismos/m² – representa uma forte poluição

▼ Abundância relativa de Oligochaeta como índice de poluição em água corrente (GOODNIGHT & WHITLEY 1961). Esses autores consideram que um curso d'água em "boas condições" apresenta até 60% de Oligochaeta na macrofauna bentônica; em situação "duvidosa" entre 60 e 80% e altamente poluída se houver mais que 80%.

Foram enfatizadas algumas variáveis ambientais que mostraram boa resposta do bentos, em trabalhos recentes:

PARÂMETRO	VARIÁVEL (S):	EXEMPLOS [AUTOR (S), ANO (S)]
Usos do solo	cobertura vegetal: cobertura urbana: solo exposto: mapas ou observação local:	Cleto Filho & Walker, 2001.
Usos do corpo d'água:	presença de: pescadores; de lixo; de efluentes domésticos; etc.:	Cleto Filho & Walker, 2001.
Aporte orgânico:	DBO; OD; Coliformes:.	Cleto Filho & Walker, 2001; Marques et al., 1999; Thorne & Willians, 1997.
Acidificação:	pH;	Marques et al., 1999.
Eutrofização:	condutividade, DBO, OD, coliformes, pH, fósforo total	Callisto & Esteves, 1998; Cleto Filho, 2001; Marques et al., 1999; Thorne & Willians, 1997.
Toxicidade orgânica:	amônia:	Marques et al., 1999; Thorne & Willians, 1997.

5. RESULTADOS

Os resultados representados em quadros são referentes à dados que não foram obtidos nas coletas (climáticos e metais) e estão apresentados no texto, os resultados apresentados em tabelas estão apresentados no ANEXO I e os representados em figuras (gráficos) estão apresentados no ANEXO II.

5.1 Variáveis abióticas

5.1.1 Variáveis climáticas

Precipitação

Os dados de precipitação pluviométrica mensal (Quadro 1, apresentado a seguir) mostraram períodos mais chuvosos nos meses de Janeiro, Fevereiro e Março, mostrando um verão mais chuvoso e menor precipitação em julho e agosto refletindo um inverno de maior estiagem. Nos meses de coleta observamos que as coletas de de outono (C1) e verão (C4) foram as mais chuvosas e as de julho e outubro de 1999 as de maior estiagem. Observando-se os dados de precipitação acumulada de 3 e 7 dias anteriores a coleta (Quadro 2, apresentado a seguir) verificamos que a coleta de inverno (C2) e de verão (C4) foram as antecedidas por maior precipitação, sendo que o primeiro dia (5 de julho) da coleta de inverno (C2) foi o que apresentou maior precipitação.

Quadro 1: Precipitação (mm) Fonte IAG-USP (Instituto Astronômico e Geofísico da universidade de São Paulo- Estação Meteorológica Água Funda São Paulo - SP), os meses assinalados em negrito correspondem aos meses de coleta.

	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999	1999		2000
MÊS	JAN.	FEV.	MAR.	ABR.	MAI.	JUN.	JUL.	AGO	SET.	OUT.	NOV	DEZ.		JAN.
total mensal de													total anual:	
Precipitação (mm):	229,5	292,7	176,7	84,0	52,1	90,8	42,7	6,1	75,3	51,3	46,3	90,2	1237,7	363,5
Número de dias													total de:	
com precipitação:	22	19	11	10	14	9	11	4	13	11	13	17	154	24,0
Máximo diário:	59,9	79,4	40,9	54,3	35,8	48,4	24,8	3,1	37,5	12,9	21,5	30,5	79,4	117,1

Quadro 2: Precipitação no dia da coleta e acumulada de 3 e 7 dias anteriores as datas de coleta.

	PP no dia da coleta	PP3D	PP7D
07/abr/99	0	0	0,1
09/abr/99	6,3	1,4	3,6
05/jul/99	24,8	10,9	10,9
07/jul/99	5,2	35,7	35,7
04/out/99	2,4	11,2	17,6
05/out/99	0	13,6	20
10/jan/00	18,3	19,3	73,8
11/jan/00	0	36,4	70,4

Temperatura

Os dados das médias mensais de temperatura cedidos pelo IAG estão apresentados a seguir (Quadro 3), podemos verificar que a coleta de janeiro de 2000 apresentou as mais altas temperaturas dentre os meses de coleta. Os dados de temperatura do ar e da água, medidos durante as coletas, estão apresentados nas figuras 1 e 2 (em anexo), onde podemos observar a grande semelhança entre as coletas de outono (C1) e verão (C4) as quais apresentam temperaturas mais altas e as de junho e outubro de 1999 com temperaturas mais baixas. As variações que ocorreram ao longo do rio são devidas ao horário da coleta, pois coletou-se até o ponto 7 ou 8 no primeiro dia e os demais no dia seguinte, sendo que as coletas iniciavam às 8:00 hs e terminavam por volta das 15:00 hs.

Quadro 3: Médias mensais de temperatura (°C). Fonte IAG-USP (Instituto Astronômico e Geofísico da universidade de São Paulo- Estação Meteorológica Água Funda São Paulo - SP), os meses assinalados em negrito correspondem aos meses de coleta.

1999													2000
MÊS	JAN.	FEV.	MAR.	ABR.	MAI.	JUN.	JUL.	AGO.	SET.	OUT.	NOV.	DEZ.	JAN.
MEDIASMENSAIS	23,1	22,9	22,4	19,3	16,5	15,7	16,3	16,4	17,7	17,2	18,4	21,7	22,0

5.1.2 Variáveis Físicas e Químicas

A análise das variáveis físicas e químicas da água do rio Embu-mirim não constituiu um objetivo do presente trabalho, tendo sido realizada para definição das alterações da qualidade ambiental passíveis de determinarem respostas mensuráveis da comunidade bentônica. Desta forma apenas as variáveis relevantes para esta análise foram utilizadas e estão apresentadas em gráficos de variação espacial e temporal.

Os dados referentes à cor e turbidez estão apresentados nas figuras 3 e 4 (em anexo), aonde podemos observar que o padrão de variação foi semelhante e que os maiores valores ocorreram na coleta de julho de 1999 (C2) e janeiro de 2000 (C4). O ponto 5 apresentou valores muito elevados nestas coletas (489 mg Pt/L e 750 UNT respectivamente), principalmente se levarmos em conta o padrão de qualidade ambiental para rios de classe 2 do CONAMA na qual os níveis permitidos são de 75 mg Pt/L para cor e de 100 UNT para turbidez. Os pontos 1, 2 e 3 apresentaram os menores valores com exceção da coleta 2 .

A figura 5 (em anexo) apresenta os dados referentes à condutividade e podemos observar um grande aumento a partir do ponto 5. Ao longo do rio oscilou entre 19 µS/cm e

185 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo que até o ponto 4 o valor máximo foi de 33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os maiores valores ocorreram na coleta de outubro (C3). Não foram encontradas referências quanto aos limites de condutividade na literatura consultada.

O pH (figura 6, em anexo) variou entre 6,1 e 7,8 estando dentro do padrão de qualidade ambiental para classe 2 do CONAMA no qual o pH deve estar entre 6 e 9. Apenas no ponto 5 na coleta 4 o pH foi inferior ao limite do CONAMA (5,6).

Em relação aos dados de OD e DBO, apresentados nas figuras 7 e 8 (em anexo), podemos observar que o OD apresenta uma nítida redução a partir do ponto 5, apresentando certa elevação no ponto 9. Os pontos 1, 2 e 3 em todas as coletas, o ponto 4 com exceção da coleta 4 e o ponto 9 apenas na coleta 2, apresentaram condições satisfatórias em relação ao padrão de qualidade ambiental para rios de classe 2 do CONAMA, no qual os níveis de OD devem ser superiores a 5 $\text{mg}/\text{L O}_2$. A DBO apresentou oscilações ao longo do rio e de uma coleta para a outra, mas de uma maneira geral observamos maiores valores após o ponto 4, sendo que em alguns pontos (os que não estão representados no gráfico) a DBO foi máxima (maior do que a quantidade de O_2 disponível). Apenas os pontos com DBO máxima ultrapassaram o limite de qualidade ambiental para classe 2 do CONAMA no qual os níveis permitidos são até 5 $\text{mg}/\text{L O}_2$.

Em relação à amônia, nitrito e nitrato, os resultados estão expressos nas figuras 9, 10 e 11 (em anexo), respectivamente, sendo que os valores de amônia e nitrato estão apresentados em mg/L enquanto os de nitrito estão apresentados em $\mu\text{g}/\text{L}$. Podemos observar valores mais baixos nos pontos iniciais (1, 2, 3 e 4), sendo que na coleta de inverno (C2) o nitrato apresentou valores um pouco mais elevados nos pontos 2 e 3. O limite de qualidade ambiental para rios de classe 2 do CONAMA para nitrito e nitrato é 1,0

mg/L N e 10 mg/L N respectivamente, para amônia não há referências para rio de classe 2 no CONAMA, utilizou-se o limite da CETESB para rios de classe 2 que é 0,5 mg/L N. A amônia ultrapassou em todos os pontos, em todas as coletas, o limite da CETESB para rios de classe 2, com exceção dos pontos de cabeceira (1, 2 e 3) e do ponto 4, enquanto o nitrito e o nitrato não ultrapassaram em nenhum ponto em nenhuma coleta. De um modo geral, a amônia apresentou seus valores mais elevados nos pontos 5, 6, 7, 8 e 9, sendo o ponto 5 responsável pelos valores mais elevados. Já o nitrito e o nitrato apresentaram seus maiores valores nos pontos 10, 11, 12 e 13, com exceção do nitrito na coleta de inverno (C2) na qual os maiores valores ocorreram nos pontos 5 e 9.

As figuras 12 e 13 (em anexo) mostram a variação do fosfato inorgânico dissolvido e do fósforo total, respectivamente. Verificamos um comportamento semelhante ao da amônia, novamente os níveis aumentaram a partir do ponto 5, com exceção da coleta de inverno (C2) para o fósforo total que apresentou valores elevados nos pontos 2 e 3. O limite permissível do teor de fosfato total para rios de classe 2 do CONAMA é de 0,025 mg/L P. Em relação ao fosfato temos que ressaltar que as análises foram feitas para fosfato inorgânico dissolvido, dessa forma a comparação não pode ser direta, quando ultrapassaram o limite CONAMA os valores de fosfato na amostra bruta devem ser ainda maiores. Na coleta de outono (C1) apenas o ponto 12 superou o limite permissível pelo CONAMA para fosfato total, na coleta de inverno (C2) os pontos 7, 8, 9, 11, 12 e 13, e nas coletas de primavera (C3) e verão (C4) todos os pontos superaram o limite menos os pontos 1, 2, 3 e 4, sendo que o maior valor ocorreu no ponto 5 (0,114 mg/LP) na coleta de primavera (C3). Já o fósforo total superou o limite do CONAMA em todos os pontos na coleta de inverno (C2), na coleta de outono (C1) só não superou nos pontos 1, 2, 3, 4, 10 e 12 e nas coletas de primavera (C3) e verão (C4) superou em todos os pontos menos no 1 e 2.

As figuras 14 e 15 (em anexo) mostram a variação do sódio e do potássio, os quais novamente apresentam maiores valores a partir do ponto 5, com exceção da coleta 2 para o potássio que apresentou valores elevados também nos pontos 2 e 3. Não foram encontradas referências quanto aos limites de Na e K na literatura consultada.

Os dados referentes à porcentagem de matéria orgânica no sedimento estão apresentados na figura 16 (em anexo), na qual podemos observar que os maiores valores ocorreram no ponto 4, seguido do ponto 8 e 6.

Análises referentes à granulometria foram feitas através de observações diretas em campo e durante a triagem com relação ao tipo de substrato. Os trechos de corredeira, pontos 1, 2 e 3, apresentaram predomínio de areia grossa e presença de muitas pedras. O Ponto 4, remanso, apresentou predomínio de matéria orgânica, sendo seu sedimento composto praticamente por restos vegetais. O ponto 5 apresentou matéria orgânica bem fina, já decomposta, sedimento fino (silte e argila). Os pontos 6 e 7 continham muitos restos de construção em seu sedimento e areia grossa. O ponto 8 apresentou um sedimento argiloso com bastante matéria orgânica. O ponto 9 que apresentava forte correnteza era composto por areia muito grossa. O ponto 10 apresentou sedimento limoso, com pouca matéria orgânica. O ponto 11 era composto por areia grossa. Os pontos 12 e 13 apresentavam areia muito fina e pouca matéria orgânica.

Os dados referentes aos teores de metais, presentes no sedimento, estão apresentados a seguir (Quadro 4), o primeiro valor representa os 3 primeiros centímetros e o segundo os 3 últimos centímetros, a profundidade máxima que o “core” penetrou no sedimento foi 15 cm. Para avaliação da toxicidade, concentração destes metais, foi utilizado o limite U.S Environmental Protection Agency (USEPA). Podemos observar que a coleta de abril apresentou teores mais elevados de Cr, Cu, Ni e Zn, sendo que em relação ao Ni

apresentou valores que ultrapassaram o limite E.P.A. em todos os pontos. O ponto 6 foi o que apresentou maiores teores de Cr, Cu, Ni e Zn, apresentando na coleta de setembro valores acima do limite E.P.A. para todos os compostos. Os pontos 4, 6 e 10 foram os que apresentaram maiores teores destes compostos, sendo que Cu e Ni ultrapassaram os valores do limite E.P.A. em maior número de pontos.

Quadro 4: Variações dos teores de Cr, Cu, Ni e Zn em topo (primeiro dado de cada ponto) e base de “cores de sedimento”, em **vermelho** os valores que ultrapassaram o limite E.P.A.

e base de amostras de sedimento, em vernho os valores que ultrapassaram o limite L1 A.																				
						18 e 19 de abril de 2000														
	P4	P4	P5	P5	P6	P6	P7	P7	P9	P9	P10	P10	P11	P11	P12	P12				
Cr (ppm)	87	61	34	53	56	74	54	43	51	63	54	53	44	37	31	50				
Cu (ppm)	40	35	26	21	37	39	29	17	31	41	31	44	23	<15	24	17				
Ni (ppm)	56	33	28	20	65	36	40	17	48	49	24	23	26	26	17	68				
Zn (ppm)	75	54	32	41	54	107	122	49	104	102	158	187	53	47	80	31				
						28 de setembro de 2000														
	P4	P4	P5	P5	P6	P6	P7	P7	P8	P8	P9	P9	P10	P10	P11	P11	P12	P12	P13	P13
Cr (ppm)	67	82	56	45	83	78	42	40	73	72	41	29	46	53	38	38	43	57	44	<15
Cu (ppm)	24	25	36	21	62	62	25	21	23	22	71	26	66	75	19	19	20	27	44	<15
Ni (ppm)	<15	<15	<15	<15	24	28	<15	<15	31	43	24	<15	33	41	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Zn (ppm)	64	77	106	72	150	145	88	69	100	127	130	65	119	130	132	132	112	107	111	69

Limites USEPA (1996). Ecotox Thresholds :

Cr (ppm)	81
Cu (ppm)	34
Ni (ppm)	21
Zn (ppm)	150

A seguir a representação de alguns parâmetros físicos e químicos, coliforme fecais e totais e de metais ao longo do rio (Quadro 5) para visualização do grau de poluição de acordo com os limites do CONAMA para rios de classe 2. Para metais pesados utilizou-se o limite USEPA (1996). Verificamos que o ponto 5 apresenta piores condições, em relação

aos parâmetros físicos e químicos, seguido dos pontos pontos 6, 7, e 8. Em relação aos metais pesados observamos piores condições no ponto 6 seguido dos pontos 4 e 10. Em relação aos coliformes fecais e totais observamos que apenas os pontos 1, 2 e 3 estiveram abaixo do limite conama.

Quadro 5: Representação de alguns parâmetros físicos e químicos, coliformes e metais. Em **vermelho valores que ultrapassaram o limite CONAMA para rios de classe 2 e limite US EPA (1996) para metais.**

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
Col tot													
Col fec													
Cor													
pH													
OD													
DBO													
NH ₄ ⁺													
NO ₂ ⁻													
NO ₃ ⁻													
PO ₄ ⁻²													

Cr (ppm)	*	*	*										
Cu (ppm)	*	*	*										
Ni (ppm)	*	*	*										
Zn (ppm)	*	*	*										

* ausência de dados

A figura 17 (em anexo) mostra o dendrograma de similaridade, construído com as variáveis físicas e químicas, no qual observamos inicialmente dois grupos (valor de corte - Bray curtis = 0,55): um formado pelos pontos de cabeceira (1, 2 e 3) juntamente com o ponto 4, nas coletas de outono (C1), inverno (C2) e primavera (C3). O outro grupo é formado pelos pontos de planície (5 até 13), incluindo o ponto 4 na coleta de verão (C4). Em seguida (valor de corte - Bray curtis =0,45) observamos a formação de 4 grupos com a separação da coleta de inverno (C2) das demais, tanto nos pontos de planície quanto nos de

cabeceira. Em um nível de relações mais distantes (valor de corte - Bray curtis = 0,36) observamos a formação de sete grupos, os quatro primeiros são formados pelos pontos de planície, separados nas coletas de outono (C1), primavera (C3), verão (C4) e inverno (C2). O grupo seguinte é formado por pontos de cabeceira, na coleta de outono (C1) e verão (C4) e o próximo agrupa estes pontos na primavera junto com o ponto 4, e o último grupo é formado pelos pontos de cabeceira, juntamente com o ponto 4 na coleta de inverno (C2).

Os dados referentes à análise de componentes principais (PCA) utilizando as variáveis abióticas estão apresentados na figura 18 (em anexo), juntamente com as tabelas. Os dois primeiros eixos explicaram 60% da variabilidade total das variáveis analisadas (43% e 17%, respectivamente). Os valores positivos do eixo 1 estão mais fortemente relacionados às variáveis cor, condutividade, Ca, NH_4^+ , NO_2^- , Fe, Na, K, PO_4^{2-} e PT as quais apresentaram alta correlação com o eixo 1 ($r= 0,60$; $r=0,96$; $r=0,88$; $r=0,85$; $r=0,89$; $r=0,82$; $r=0,86$; $r= 0,92$; $r=0,74$; $r=0,72$; respectivamente). Os valores negativos estão fortemente relacionados à OD com alta correlação com o eixo 1 ($r= - 0,78$). Novamente podemos observar a nítida divisão dos pontos de cabeceira (1, 2 e 3), juntamente com o ponto 4, dos demais pontos (5-13).

5.2 Variáveis bióticas

5.2.1 Coliformes Totais e Fecais

O limite para águas de classe 2, estabelecido na legislação CONAMA, é de 1.000 NMP/100ml para coliforme fecal e de acordo com a CETESB é de 5.000 NMP/100ml para coliformes totais. Como podemos observar na tabela 1 (em anexo), quase todos os pontos ultrapassaram o limite tanto para coliformes fecais quanto para totais, com exceção dos pontos 1, 2 e 3. As figuras 19 e 20 (em anexo) apresentam os dados referentes aos

coliformes totais e fecais, indicando que a coleta 4 atingiu os maiores valores, sendo que o ponto mais afetado foi o 5, tanto para coliformes fecais quanto totais, chegando a atingir um valor 100 vezes superior ao limite para coliformes totais e 170 vezes para coliformes fecais.

5.2.2 Comunidade bentônica

Os dados referentes às densidades dos organismos bentônicos estão apresentados nas tabelas 2, 3, 4 e 5 (em anexo). As maiores densidades totais ocorreram nos meses de julho (C2) e outubro (C3) de 1999 (figura 21, em anexo), meses de maior estiagem. Quanto à distribuição espacial, as maiores densidades totais ocorreram nos pontos 5 e 7 na coleta de inverno (C2), 9 e 10 na coleta de primavera (C3). Já as menores densidades ocorreram nos pontos próximos à nascente do rio (1, 2, 3 e 4) em todas as coletas (figura 22, em anexo).

Chironomini foi o grupo que ocorreu com maior densidade nas coletas de outono (C1) e inverno (C2). Enquanto que nas coletas de primavera (C3) e verão (C4), foi o grupo Oligochaeta (figura 23, em anexo). Esses grupos, junto com Glossiphonidae, foram os mais representativos sendo que ocorreram principalmente a partir do ponto 4. Nos pontos 1, 2 e 3 o grupo que apresentou maiores densidades foi Orthoclaadiinae.

A identificação dos organismos ocorreu em diferentes níveis taxonômicos, sendo que em alguns grupos chegou-se a gênero, dentre estes os grupos Glossiphonidae, Chironomini e Orthoclaadiinae, nos quais os *taxa* mais representados foram *Stagnalis* com 92,5%, *Chironomus* com 92,9% e *Lopescladius* com 98,1% (tabela 6 em anexo). Dentro do grupo Oligochaeta não foi possível a identificação de todos os organismos, pois muitos estavam fragmentados, dificultando a identificação, porém a grande maioria pertencia às famílias Tubificidae e Naididae.

Oligochaeta foi o grupo com maior importância, podendo ser classificado como dominante, em relação às suas abundâncias relativas (tabelas 7, 8, 9 e 10 em anexo), em todos os pontos, em pelo menos uma das coletas, com exceção dos pontos 1, 2, 3, e 4, sendo que no ponto 4 foi comum nas coletas de outono, primavera e verão e no ponto 2 foi comum na de inverno. Chironomini foi o segundo grupo mais importante, sendo dominante nos pontos 2, 4, 5, 7, 9, 12 e 13 em pelo menos uma das coletas. Glossiphonidae foi o grupo dominante apenas na coleta 1 nos pontos 8, 10 e 13 e na coleta 2 foi comum nos pontos 7, 8 e 10 sendo nas demais coletas ocasional ou raro. O grupo Orthocladinae foi dominante nos pontos 1, 2, e 3 em todas as coletas, com exceção do ponto 3 nas coletas de outono e verão, nas quais foi abundante e do ponto 2 na coleta de outono, onde foi ocasional.

Os valores de riqueza, diversidade e uniformidade, nas 4 coletas estão apresentados na tabela 11 (em anexo). Podemos observar (figura 24 em anexo), de uma maneira geral, que os maiores valores de riqueza ocorreram nos pontos 1, 2, 3 e 4, sendo o ponto 3 responsável pelos maiores valores, o mesmo ocorreu em relação a diversidade.

A distribuição dos organismos bentônicos ao longo do rio, de acordo com suas categorias funcionais alimentares, está apresentada na tabela 12 (em anexo), seguida da representação gráfica das categorias funcionais tróficas de acordo com o Conceito de Contínuo Fluvial (VANNOTE *et al* 1998). A classificação dos organismos de acordo com os grupos funcionais varia muito de autor para autor. No presente trabalho foi seguida a classificação utilizada por BAPTISTA *et al* (1998 b) em seu trabalho que trata do Conceito de Contínuo Fluvial. Como podemos observar na tabela 12 os coletores são representados em sua maioria pelo grupo Oligochaeta seguido de Chironomini os quais apresentam maiores densidades a partir do ponto 5. Os fragmentadores estão representados pela família Tipulidae, a qual só aparece nos pontos de cabeceira (1, 2 e 3), Os predadores são

representados pelos grupos Glossiphonidae, Nematoda, Tanypodinae e Ceratopogonidae, que tiveram sua distribuição variável ao longo do rio.

As correlações estatísticas de Spearman (r_s) da macrofauna bentônica com as variáveis físicas e químicas e variáveis climáticas estão apresentados na tabela 13 (em anexo) e dos organismos bentônicos correlacionados com eles mesmos estão apresentados na tabela 14 (em anexo). Apenas os organismos bentônicos mais representativos foram selecionados e só estão apresentadas as correlações positivas e negativas, com r_s maior ou igual a 0,5. Todas as variáveis físicas, químicas e climáticas foram utilizadas, sendo que as que não estão representadas na tabela é porque tiveram correlação inferior a 0,5. Seus resultados não serão comentados neste momento pois serão abordados na discussão.

A análise de componentes principais (PCA) dos dados bióticos está apresentada na figura 27 (em anexo), juntamente com as tabelas. Os dois primeiros eixos modelaram 52% da variabilidade total das variáveis analisadas (37% e 15 %, respectivamente). Os valores positivos do eixo 1 estão mais fortemente relacionados aos coliformes totais e fecais, à Oligochaeta e à Glossiphonidae os quais apresentaram alta correlação com o eixo 1 ($r=0,70$; $r=0,71$; $r=0,68$; $r=0,54$, respectivamente). Os valores negativos estão fortemente relacionados à Bivalve, Ephemeroptera, Elmidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Tanytarsini e Orthocladinae, com alta correlação com o eixo 1 ($r= - 0,55$; $r= - 0,54$; $r= - 0,56$; $r= - 0,65$; $r= - 0,75$; $r= - 0,71$; $r= - 0,88$). Novamente podemos observar a nítida divisão dos pontos de cabeceira (1, 2 e 3), juntamente com o ponto 4, dos demais pontos (5-13).

Índices

1) BMWP

Os dados referentes ao índice BMWP estão apresentados na tabela 15 (em anexo), como podemos observar, de uma maneira geral os valores diminuem a partir do ponto 5, indicando uma queda na qualidade da água da montante para a jusante, que se acentua a partir do ponto 5. Embora tenha indicado queda da qualidade da água de montante para jusante, podemos observar que, segundo a classificação, todos os pontos com exceção do 3 nas coletas de outono e verão, apresentaram qualidade da água péssima o que não condiz com os resultados encontrados nas variáveis físicas e químicas e também nas demais medidas bioindicadoras avaliadas, que indicaram que os pontos 1, 2, 3 e 4 apresentam qualidade da água satisfatória .

2) Razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C)

Os resultados da razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C) (WIEDERHOLM 1980) em cada coleta estão apresentados na figura 25 (em anexo). Verificamos um aumento a partir do ponto 5.

3) Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi)

O oposto ocorreu com a razão Tanytarsini/Chironomidae (figura 26, em anexo), embora a razão Tt/Chi tenha sido reduzida a zero a partir do ponto 5, os dados foram apresentados para demonstrar a ausência do grupo Tanytarsini nestes pontos.

4) “Densidade total de Oligochaeta”

Os resultados de “Densidade total de Oligochaeta” (WRIGHT & TIDD 1933 **citado por** CETESB 1987) estão apresentados na tabela 16 (em anexo). Podemos observar que em todas as coletas até o ponto 4, a água apresenta poluição desprezível e também no ponto 12

em todas as coletas e no ponto 13 nas coletas de outono (C1), inverno (C2) e verão (C4). A coleta de outono apresentou melhor qualidade da água, com poluição moderada apenas nos pontos 5, 6 e 8 e desprezível nos demais pontos. O ponto 5 apresentou as piores condições com forte poluição nas coletas de inverno (C2), primavera (C3) e verão (C4) seguido dos pontos 7, 8, 9, 10 e 11 que apresentaram forte poluição em duas das quatro coletas, variando a coleta de um ponto para o outro, sendo que as coletas de inverno (C2) e primavera (C3) foram as que apresentaram piores condições.

5) Abundância relativa de Oligochaeta

A abundância relativa de Oligochaeta como índice de poluição em água corrente (GOODNIGHT & WHITLEY 1961) está apresentado na tabela 17 (em anexo). Novamente os quatro primeiros pontos apresentaram boas condições em todas as coletas juntamente com o ponto 13, nas coletas de outono (C1), inverno (C2) e primavera (C3). O ponto 6 seguido dos pontos 5, 7, e 11 foram os que apresentaram piores condições da qualidade da água, estando o ponto 6 poluído em três das quatro coletas e os demais em duas das quatro coletas. Novamente a coleta 1 apresentou melhores condições da qualidade da água.

A tabela 18 (em anexo) apresenta as medidas bioindicadoras avaliadas neste trabalho em todos os pontos e todas as coletas. Observamos que, de uma maneira geral, as medidas como riqueza, diversidade, BMWP e razão Tt/Chi diminuem a partir do ponto 4 enquanto densidade de Oligochaeta, abundância relativa de Oligochaeta e a razão O/C aumentam.

6. DISCUSSÃO

6.1 Legislação ambiental brasileira e recursos hídricos

O grande desafio do século 21 está em atender adequadamente à demanda de água, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, pois o processo de urbanização vem exercendo forte pressão sobre as áreas de mananciais, como no caso da Região Metropolitana de São Paulo. Nessas regiões, a gestão integrada dos recursos hídricos, implementada no Brasil pela Lei 9433 de 1997, é bastante complexa devido ao cenário institucional em evolução (descentralização municipal versus metropolização), a diversidade de usos possíveis (agrícolas, industriais, urbanos, mineração, energéticos, etc.) e de recursos disponíveis (águas subterrâneas, superficiais, reuso, etc.), fazendo-se necessária a racionalização do uso deste recurso.

Observamos uma evolução na legislação em relação à proteção das áreas de mananciais com a Lei de Proteção de Mananciais na Região Metropolitana de São Paulo, sancionada no dia 22.07.2002. Esta lei vem regularizar a ocupação destas áreas, permitindo a instalação de infra-estrutura sanitária nestes locais, nos quais anteriormente, pelo fato da ocupação ser ilegal, simplesmente não era permitida sequer a instalação de esgotos sanitários, fazendo com que os efluentes domésticos fossem lançados *in natura* nos reservatórios e seus tributários, fato este extensamente observado durante as coletas no rio Embu-mirim.

Espera-se que as novas leis juntamente com os programas e projetos desenvolvidos nas áreas de mananciais, tais como o Projeto Guarapiranga, venham a solucionar o problema da ocupação das áreas de mananciais, o que só será possível com uma conscientização e participação da população que, como observado durante este trabalho, necessita rever seus hábitos em relação ao meio ambiente por tratá-lo como inesgotável e

capaz de assimilar todos os tipos de dejetos. Assim observamos a importância de se implementar programas de educação ambiental, pois apenas a formulação de leis não irá solucionar nenhum problema.

A ampliação dos conhecimentos, em relação aos dados físicos e químicos e biológicos da bacia do Guarapiranga, em especial da comunidade bentônica, pode vir a contribuir para a elaboração de um índice multimétrico para a bacia, o que só será possível com um levantamento regional mais amplo, tanto de dados físicos e químicos, quanto biológicos. A elaboração deste índice pode ser vista como mais um instrumento de avaliação da qualidade da água na legislação ambiental, auxiliando na preservação deste manancial e consequentemente contribuindo com a melhoria da qualidade de vida.

Avaliações ecológico-sanitárias podem e devem ser utilizadas como ferramentas para subsidiar ações de manejo e recuperação ambiental, destinadas a beneficiar e proteger a qualidade de vida, garantindo a preservação dos recursos naturais para as futuras gerações, bem como sua exploração para o desenvolvimento sustentável. No Brasil desde a Lei 6.938 temos a obrigatoriedade de Licenciamento ambiental para atividades poluidoras, para os quais se fazem necessárias avaliações da qualidade ambiental, as quais passaram a ser exigência da legislação. Desta forma há necessidade de se explorar mais as medidas bioindicadoras como instrumento da legislação.

6.2.1 Estrutura e funcionamento dos rios e sua influência na comunidade bentônica

No rio Embu-mirim podemos observar a influência da sazonalidade (regimes anuais de pluviosidade) atuando diretamente sobre a fauna bentônica, a qual apresentou maiores densidades nos meses de coleta de inverno (C2) e de primavera (outubro - C3) que são os meses de maior estiagem e menores temperaturas. Segundo OLIVEIRA (1991)

citado por BISPO & OLIVEIRA (1998), nas regiões de clima tropical os regimes anuais de pluviosidade, a velocidade e a vazão da água são os principais fatores que atuam diretamente na distribuição da fauna bentônica.

A riqueza e a diversidade de uma maneira geral, também apresentaram maiores valores nas coletas de inverno (C2) e primavera (C3). BEYRUTH (1989) verificou da mesma forma, maiores valores de diversidade no período de inverno em um lago marginal ao rio Embu-mirim e ainda ROCHA (1999) em um estudo na represa do Guarapiranga encontrou maiores índices de diversidade no período de inverno e na primavera, durante o mês de outubro. Em relação à riqueza, ROCHA (1999) novamente encontrou maiores índices de riqueza nos períodos de estiagem.

KIKUCHI & UIEDA (1998), em um estudo realizado em um efluente da bacia do Paranapanema, também encontraram maior frequência de invertebrados bentônicos no período de seca, relacionando tal redução ao menor volume de água e relatando que o aumento do volume e da velocidade da corrente provavelmente provocam uma remoção dos organismos.

Dos fatos analisados verifica-se que as temperaturas mais elevadas e a maior pluviosidade, registradas no mês de coleta de verão, conhecidas como “mínimo de verão”, geram condições mais restritivas para a comunidade bentônica, fato também observado por ROCHA (1999) na represa do Guarapiranga. OLIVEIRA (1985) descreve fatores que influenciam o “mínimo de verão”, sendo a emergência dos insetos o fator de maior relevância, no qual as altas temperaturas aceleram o metabolismo dos insetos de vida parcialmente aquática, além disso temos a questão da competição acentuada pelo aumento do stress ambiental.

Observamos também a influência da velocidade da água atuando na distribuição dos organismos bentônicos ao longo do rio. Na região de cabeceira do rio Embu-mirim (pontos 1, 2 e 3), local com correnteza, ocorreram organismos que apresentam adaptações para águas com alta velocidade e a maioria deles está associado a águas ricas em oxigênio (HYNES 1970), dentre eles podemos destacar Orthoclaadiinae, Tanytarsini e Tipulidae. Embora outros pontos no rio, localizados na baixada (como o ponto 5 e 9), também apresentassem correnteza, estes organismos estiveram ausentes, provavelmente devido ao baixo teor de OD, indicando que o fator determinante da ausência destes organismos foi a poluição orgânica, que resultou em baixos níveis de OD.

Os locais com corredeira, no rio Embu-mirim, apresentaram uma fauna mais diversificada (pontos 1, 2 e 3), MINSHALL & MINSHALL (1997) **citado por** KIKUCHI & UIEDA (1998), coletando em um riacho em Idaho (EUA), também encontraram uma fauna mais diversa em corredeiras, sugerindo que tanto o tipo de substrato como a velocidade da corrente eram importantes. KIKUCHI (1996), em um estudo no córrego de Itauna (SP), também encontrou maior frequência de invertebrados em corredeiras, associando o fato à maior heterogeneidade espacial. Mais uma vez podemos destacar o fato de que os pontos 5 e 9, embora apresentassem correnteza, se comportaram de maneira diferente, não apresentaram alta diversidade, indicando que a ação antrópica, evidente nestes pontos, restringiu a ocupação dos organismos.

O tubo e o pegador, não são adequados para coletar em locais com substratos rochosos, sendo previsível a perda dos organismos que vivem aderidos às rochas, quando a coleta é feita com estes aparelhos. Para obter a informação necessária sobre tais organismos, foi feito um experimento de colonização com substratos artificiais (rede de nylon com malha de abertura de 0,5 cm com pedras de brita tamanho número 1) nos

pontos de cabeceira (1, 2 e 3). Os resultados obtidos com tais substratos não puderam ser utilizados neste trabalho, pois alguns substratos não puderam ser recuperados. Entretanto, os substratos recuperados continham um grande número de Simuliidae. Estes organismos possuem um disco de fixação que permitem sua adesão mesmo em corredeiras e são especializados na exploração de partículas alimentares em águas correntes (MARGALEF 1983). SILVEIRA (2001), em um estudo na bacia do rio Macaé (RJ), também encontrou Simuliidae apenas em regiões de corredeira.

A vegetação marginal constitui importante fator na estrutura dos rios, influenciando na distribuição e alimentação dos organismos bentônicos (VANNOTE *et al.* 1980). A preservação da zona ripária exerce importante papel na contenção de processos erosivos e retenção da entrada de sedimento e poluentes no rio. A retirada da vegetação marginal no rio Embu-mirim, devido à intensa ocupação ao seu redor, a partir do ponto 5, colaborou com a modificação na estrutura do rio, intensificando as alterações nas suas propriedades físicas e químicas (aumento da turbidez, da condutividade e do aporte de poluentes) e consequentemente acentuou a alteração na estrutura da comunidade bentônica.

6.2.2 Considerações acerca de alguns modelos teóricos para explicar o funcionamento dos rios

O rio Embu-mirim respondeu de forma semelhante ao proposto por VANNOTE *et al.* (1980) no Conceito do Contínuo Fluvial, sendo que na cabeceira ocorreu um predomínio de coletores-raspadores e ao longo do rio ocorreu uma redução dos fragmentadores, que só estiveram presentes na cabeceira, e um aumento de coletores e detritívoros. Resultados semelhantes foram encontrados por BAPTISTA *et al.* (1998b) na bacia do rio Macaé (RJ) e também por SILVEIRA (2001) na mesma bacia.

Embora resultados semelhantes aos propostos no Conceito do Contínuo Fluvial, em relação aos grupos funcionais, tenham sido encontrados no rio Embu-mirim, o mesmo não ocorreu em relação à diversidade. Segundo o Conceito do Contínuo Fluvial, a maior diversidade ocorre nos trechos de tamanho intermediário, locais em que a variação de temperatura tende a ser máxima (VANNOTE *et al.* 1980). No rio Embu-mirim esta foi maior no trecho de cabeceira, o que não pode ser atribuído aos pulsos de temperatura, mesmo porque em regiões tropicais, este fator geralmente não é determinante. Provavelmente a maior diversidade nos trechos de cabeceira se deve à maior velocidade da água no local e principalmente à menor atividade antrópica, que propiciou melhor qualidade da água e desta forma não restringiu os organismos, como ocorre rio abaixo aonde só os organismos mais resistentes conseguem sobreviver às condições adversas.

Resultados semelhantes ao proposto pelo Conceito do Contínuo Fluvial, em relação à diversidade, foram encontrados por BAPTISTA *et al.* (1998b) na bacia do rio Macaé e também por NAIR *et al.* (1989) **citado por** BAPTISTA *et al.* (1998b), em rios indianos. Porém os autores relacionam esta maior diversidade a uma maior complexidade do habitat e não aos pulsos de temperatura. Os resultados obtidos no rio Embu-mirim concordam com os obtidos pelos referidos autores a medida em que os locais com maior corredeira (P1, P2 e P3) apresentam maior complexidade de habitats, apresentando maior diversidade.

BAPTISTA *et al.* (1998b) discutem sobre a validade do Conceito do Contínuo Fluvial para rios de Mata Atlântica no sudeste do Brasil, enfatizando que embora este modelo tenha sido desenvolvido com base em dados de ecossistemas de rios temperados e não perturbados, o conceito permite fazer conjecturas para outros ecossistemas de rios, bem como acomodação para influências causadas por distúrbios provenientes de enriquecimento orgânico e/ou assoreamento, uma vez que há uma resposta de mudança do contínuo ao

longo do rio (STATZNER & HIGLER 1995; MINSHAL *et al.* 1985 **citado por** BAPTISTA *et al.* 1998b). No rio Embu-mirim pudemos verificar que o grau de perturbação, já em nível avançado, causou restrições em relação aos componentes da comunidade, alterando toda a estrutura do rio. Desta forma os preceitos do Conceito de Continuidade puderam ser aplicados restritamente, sendo válidos especialmente em relação aos grupos funcionais.

O Conceito de Pulso de Inundação para sistemas de rios inundáveis (JUNK *et al.* 1989) poderia ser aplicado ao rio Embu-mirim, a medida em que este apresentou alterações na sua estrutura após grandes chuvas, como foi o caso da coleta de inverno (C2), que embora tenha ocorrido no mês de maior estiagem (julho), a grande chuva que ocorreu durante a coleta fez com que a área inundada aumentasse rapidamente, carregando todo tipo de material da margem. Isto fez com que os dados obtidos nesta coleta se comportassem de maneira diferente das demais, como citado anteriormente.

Assim podemos observar que o funcionamento dos rios não pode ser explicado de acordo com apenas um modelo e sim com a somatória dos efeitos ocorridos rio acima com os efeitos da alteração da planície de inundação. Além destes fatores, temos que somar a atividade antrópica, que muitas vezes é o principal condicionante da estrutura e funcionamento de rios, como no caso do rio Embu-mirim, aonde a atividade antrópica, já bastante desenvolvida, alterou significativamente as características da estrutura e funcionamento do rio, podendo ser considerada um dos principais fatores reguladores da comunidade bentônica.

Assim verificamos que o fator que causou modificações na maior extensão do rio, em menor tempo, foi a chuva, que deixou o rio todo com características semelhantes, como

por exemplo na coleta de inverno (C2), mas o fator que com maior frequência, que causou alterações no rio Embu-mirim parece ter sido a atividade antrópica.

6.3 VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS

Ao longo do rio Embu-mirim observou-se alterações na qualidade da água, que podem ser observadas através de algumas variáveis físicas e químicas, tais como: cor, turbidez, condutividade, pH, OD ,DBO, compostos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato), fosfato inorgânico dissolvido, fósforo total, sódio, potássio e matéria orgânica.

A cor e a turbidez apresentaram padrões semelhantes tendo seus maiores valores na coleta de inverno (C2) e na coleta de verão (C4), as quais apresentaram maior precipitação nos dias da coleta e também maior precipitação acumulada de 3 e 7 dias anteriores a coleta. Embora, dentre os meses de coleta, julho tenha sido o de maior estiagem, choveu muito durante esta coleta. Tal situação pode indicar que os maiores volumes de chuva acarretaram maiores afluxos de material particulado que contribuiu para o aumento da cor e da turbidez. Este fato pode ser visto nitidamente através do aumento nos valores dessa variável na coleta de julho até o ponto 5.

Cabe lembrar que a cor e a turbidez, além de serem atributos estéticos, são padrões de potabilidade pelo CONAMA, pois provocam repulsa ao consumo, pela associação com descarga de esgotos. Além disso alteram a produtividade primária planctônica, podendo ter efeitos acentuados em todo o sistema.

A condutividade é resultado da concentração de sais na água; em locais onde são lançados efluentes domésticos ocorre um aumento da concentração de sais na água, com aumento proporcional da condutividade (HYNES 1970). No rio Embu-mirim observamos

os maiores valores a partir do ponto 5, local onde aumentam os lançamentos de efluentes domésticos.

O pH teve uma amplitude de 2,2 (variou de 5,6 a 7,8), resultados semelhantes foram encontrados por IMBIMBO (2001) no rio Tietê. Esta amplitude provavelmente é decorrente das descargas de efluentes, que provocam alterações no pH. Apenas o ponto 5 (pH de 5,6) apresentou valor abaixo do nível estabelecido pelo CONAMA (entre 6 e 9), este ponto é o mais impactado devido a sua proximidade da rodovia Regis Bitencourt e a descarga de esgotos domésticos, além da grande quantidade de lixo nas margens.

O comportamento dos gases dissolvidos e suas relações básicas em águas correntes obedecem às mesmas leis físicas e bioquímicas que operam em situações lânticas. Entretanto, o efeito da correnteza, a considerável troca de material entre o rio e o terreno circundante e as variações do volume da água são fatores que geram em um rio condições muito diferentes de um sistema lântico. Sob condições naturais as águas dos rios contêm uma concentração relativamente alta de oxigênio dissolvido, tendendo à saturação. A atividade antrópica e a conseqüente poluição gerada, contribuem para a perda desta substância, através de reações inorgânicas e da decomposição de matéria orgânica, que em rios poluídos podem contribuir para a diminuição do oxigênio dissolvido na água. Também as águas de efluentes, contendo baixo teor de oxigênio, diluem a concentração desse gás na água do rio que as recebe (MAIER 1978). Esse comportamento pode ser observado no rio Embu-mirim que apresentou redução deste gás nos ambientes sob atividade antrópica, conforme será discutido a seguir.

O oxigênio dissolvido é elemento essencial no metabolismo dos organismos aeróbios, sendo fundamental para manutenção da vida aquática. É portanto um parâmetro de extrema relevância na classificação das águas naturais, bem como na composição de

índices de qualidade da água (IQAs). Em relação ao rio Embu-mirim os valores mais elevados, nos pontos 1, 2, 3 e 4, se devem à menor degradação do ambiente e à maior correnteza nos pontos 1, 2 e 3. No ponto 9 a elevação do teor de oxigênio dissolvido, provavelmente, ocorreu devido à maior velocidade da água, embora seja um local impactado. Os demais pontos apresentaram valores de OD abaixo do limite do CONAMA, sendo que os pontos 5, 6, 7 e 8 apresentaram os menores valores, o que pode ser explicado pelo fato destes pontos estarem localizados nas regiões de maior aglomeração populacional, com o fator agravante de que o ponto 8 localiza-se à jusante da indústria de papel e celulose – RIPASA, a qual lança seus efluentes diretamente no rio. O ponto 5, mesmo apresentando uma correnteza significativa, apresentou baixos valores de OD, confirmando o seu elevado estado de degradação.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) representa o potencial de matéria orgânica biodegradável presente nos corpos d'água, medida através da quantidade de oxigênio consumido pela respiração aeróbica de microorganismos que oxidam a matéria orgânica existente na água. A principal fonte de carga orgânica nas localidades do rio Embu-mirim são efluentes domésticos e industriais (indústria de papel e celulose RIPASA) e as maiores DBOs ocorreram nos locais com maior descarga desses efluentes. Podemos verificar que os pontos 5, 6 e 7 apresentaram DBOs máximas nas coletas de primavera (C3) e verão (C4), sendo pontos com alto aporte de efluente doméstico e o ponto 8, que está localizado a jusante da RIPASA e com descarga direta de efluente doméstico, também apresentou DBO máxima na coleta 3.

O valor da DBO pode ser alto em águas ricas em amônia, nas quais a transformação desta em nitrito e nitrato, por atividade bacteriana, é intensa e o consumo de oxigênio é

relativamente alto (MAIER 1978). No rio Embu-mirim podemos observar que os maiores valores de DBO coincidem com os maiores valores de amônia.

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo as duas primeiras as formas reduzidas e as duas últimas as oxidadas. A amônia pode ser um constituinte natural das águas superficiais, resultante da decomposição da matéria orgânica, mas altos níveis geralmente indicam poluição decorrente de atividades domésticas, agrícolas ou industriais, como é o caso do rio Embu-mirim.

Neste trabalho pudemos observar que os maiores níveis de amônia ocorreram nos locais de maior concentração urbana e atividade industrial. Este fato pode ser verificado através do ponto 5, que localiza-se na cidade de Itapeceira da Serra e recebe esgoto doméstico diretamente e dos pontos 6, 7 e 8 que localizam-se no centro de Embu, sendo que o 8 se localiza logo após a indústria de papel e celulose RIPASA e também recebe esgoto doméstico.

Desta forma, observamos maiores concentrações de amônia próximas às fontes poluidoras, enquanto as formas oxidadas ocorreram em maiores concentrações após o ponto 9, locais onde também existe aporte de esgoto, mas em menor concentração e não apresentam indústrias. Segundo BRANCO (1986) a idade da poluição pode ser associada às formas de nitrogênio, sendo que as formas reduzidas indicam que o foco de poluição se encontra próximo e as formas oxidadas indicam que o foco se encontra distante, condizendo com os resultados encontrados no presente trabalho.

O fósforo aparece em águas naturais principalmente devido ao aporte de esgotos sanitários, nos quais os detergentes fosfatados constituem a principal fonte, além da origem de produtos agrícolas. Neste trabalho podemos observar seus maiores teores a partir do

removem eficientemente. O zinco e o cobre geralmente provêm de fungicidas utilizados em fruticultura e também do uso industrial (BRANCO 1984 **citado por** BEYRUTH 1989), no rio Embu-mirim a maior concentração destes elementos ocorreu nos pontos 4, 6 e 10, podendo ser reflexo do uso de fungicidas, pois estes pontos localizam-se em áreas mais afastadas dos centros urbanos com possibilidade de desenvolverem atividade agrícola, embora esta atividade só tenha sido observada no ponto 4. Além disso o ponto 6 apresentava atividades de funilaria nas suas proximidades, o que contribuiu para os maiores valores de metais neste ponto.

MOURA (2002) em seu estudo no mesmo rio, a partir do qual foram cedidos os dados de metais pesados para o presente trabalho, concluiu que pode se considerar a seguinte ordem de contaminação do sedimento para os metais pesados analisados: $Ni > Cr > Cu > Zn$. Desta forma Ni e Cr poderiam estar comprometendo a qualidade dos sedimentos, enquanto que Cu e Zn também o estariam, em menor gravidade.

O dendrograma de similaridade mostra bem a separação entre os pontos de cabeceira, menos impactados, e os pontos de planície, mais impactados. O Ponto 4, localizado na planície, representa o limite em relação ao grau de impactação, pois nas coletas de outono (C1), inverno (C2) e primavera (C3) comporta-se como os pontos de cabeceira e na coleta de verão (C4) comporta-se como os pontos de planície. Conforme discutido anteriormente o ponto 4 apresentou teores de OD acima do limite do CONAMA em todas as coletas exceto na coleta de verão (C4), na qual o referido ponto também apresentou os maiores valores de condutividade, PO_4^{3-} , PT e NH_4^+ , o que explica sua maior proximidade dos pontos impactados na coleta de verão.

A análise de componentes principais (PCA) das variáveis físicas e químicas mostra no eixo 1 um gradiente de poluição orgânica dos pontos 1, 2, 3 e 4, localizados do lado negativo do eixo 1, para os demais pontos, localizados do lado positivo do eixo 1, que recebem maior aporte de efluentes domésticos. Este gradiente é visualizado nitidamente pela presença dos maiores valores de correlação com o lado positivo do eixo 1 das variáveis condutividade, K, Na, PO_4^{-2} , PT, Fe, NH_4^+ e Cor e do lado negativo da variável OD.

A coleta de inverno (C2) foi separada das demais, nos pontos de cabeceira. Embora esta coleta tenha ocorrido no mês de maior estiagem, durante o primeiro dia da coleta (no qual coletou-se até o ponto 5) ocorreu uma forte chuva que foi responsável pelos altos valores de cor, turbidez, nitrato, fósforo total e potássio nos pontos 2 e 3. Em relação aos pontos de planície a coleta de inverno (C2) também foi separada das demais, apresentando os menores valores de NH_4^+ , maiores valores de OD e em relação ao PO_4^{-2} e a condutividade seus valores só ultrapassaram em alguns pontos os valores da coleta de outono, o que pode estar explicando a maior proximidade dos pontos de planície dos de cabeceira na coleta de inverno (C2).

6.4 Coliformes totais e Fecais

Os dados referentes aos coliformes totais e fecais, ao longo de todo o rio, apresentaram valores superiores ao estabelecido pelo CONAMA, com exceção dos pontos 1, 2 e 3, confirmando o acentuado aporte de efluentes de origem doméstica lançados ao longo de todo o rio, principalmente nos pontos 5 e 8, onde foram localizados canos de esgoto lançando seus efluentes diretamente no rio e que apresentaram os maiores valores de coliformes fecais e totais.

6.5 A comunidade bentônica

Vários fatores, tanto os naturalmente presentes na natureza como advindos da atividade antrópica, influenciaram a distribuição dos organismos bentônicos. Alguns *taxa* apresentaram ocorrência restrita a certas áreas de coleta e alguns foram registrados apenas uma ou duas vezes, tais como: Collembola, Gastropoda, Conchostraca, Belostomatidae, Veliidae, Libellulidae, Coenagrionidae, Hydropsychidae, Philopotamidae, Leptoceridae, Tabanidae, Empididae e Psychodidae que foram raros ou ocasionais, apresentando baixas densidades. Desta forma esses *taxa* não serão utilizados na discussão da caracterização da comunidade bentônica por serem pouco representativos.

A seguir dá-se a descrição dos organismos mais representativos e suas relações com os demais indivíduos da comunidade bentônica e com as principais características limnológicas dos ambientes estudados e serão comentados os resultados dos coeficientes de correlação de Spearman.

Oligochaeta

Esteve presente em todos os pontos e apresentou elevadas densidades. Esses organismos são resistentes à baixos teores de oxigênio (PENNAK 1989), tendo apresentado correlação negativa com OD. Apresentou correlação positiva com Na, K, PO₄, PT, Ca, Mg, Cl, NH₄, FeT, alcalinidade e condutividade, indicando sua resistência à diversas fontes poluidoras (será discutido no item 6.7 Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores). Apresentou correlações positivas com Chironomini, que pode ser atribuída ao fato de que em ambientes enriquecidos em matéria orgânica por ingresso de esgotos podem ocorrer altas densidades de Oligochaeta e Chironomidae.

Tanto o grupo Oligochaeta quanto o Chironomidae são considerados aptos a sobreviver em ambientes com baixos teores de oxigênio dissolvido e altos teores de matéria

orgânica, que utilizam como alimento (ROCHA 1976). Desta forma além dos fatores acima mencionados, a correlação entre estes grupos, no rio Embú-mirim, também pode estar relacionada à semelhança de recurso alimentar presente em abundância.

Os principais representantes deste grupo foram Naididae e Tubificidae que são organismos portadores de pigmentos semelhantes à hemoglobina, que lhes possibilita suportar baixa concentração de oxigênio (PENNAK 1989).

Glossiphonidae

Esteve presente em todos os pontos menos nos 1, 2 e 3, apresentando altas densidades nas duas primeiras coletas e depois diminuindo consideravelmente. SAWYER (1974) destaca que estes organismos, associados a águas poluídas, alimentam - se preferencialmente de organismos diretamente associados à poluição, tais como Oligochaeta, larvas de insetos e pequenos crustáceos. A redução das densidades de *Stagnalis* nas coletas de primavera (C3) e verão (C4) pode ter contribuído para o aumento da densidade de Oligochaeta nestas coletas devido à redução na pressão de predação.

Dentre este grupo o *taxon* mais representativo, com mais de 90 %, foi *Stagnalis* que é citada por SAWYER (1974), como o *taxon* dentro do grupo Hirudinea dominante em águas poluídas, podendo ser considerada uma “espécie indicadora” e segundo SHIMIZU (1978) sua presença é limitada por substrato arenoso, por não apresentar estabilidade suficiente para sua fixação.

O conjunto destes fatores explica a ausência deste *taxon* nos pontos de cabeceira, os quais apresentam substrato arenoso, águas pouco poluídas e baixas densidades de Oligochaeta e Chironomidae que pode restringir a disponibilidade alimentar para o grupo Hirudinea, que é um potencial predador destes organismos.

O grupo não apresentou nenhuma correlação significativa, com as variáveis físicas e químicas ou com outros organismos bentônicos.

Chironomini

Estiveram presentes em todos os pontos, sendo que suas maiores densidades ocorreram no ponto 5, o qual se apresenta altamente impactado, pela proximidade da rodovia Regis Bitencourt, presença de grande quantidade de lixo na margem e efluentes domésticos lançados *in natura* no rio. Os baixos níveis de OD e elevada concentração de PO_4^{-2} e PT refletem esta ocupação do entorno e favorecem a exploração e ocupação deste grupo.

O *taxon* mais representativo do grupo foi o gênero *Chironomus*, que segundo COFFMAN & FERRINGTON (1984), são organismos presentes em sedimento lodoso, com alto teor de matéria orgânica, resistentes à depleção de OD. Apresentam hábito alimentar amplamente diversificado: filtradores, coletores de detritos, podendo até consumir Oligochaeta e algas (COFFMAN & FERRINGTON 1984).

O grupo apresentou correlação positiva com Oligochaeta, conforme discutido anteriormente. Não apresentou correlação significativa com nenhuma variável física e química.

Nematoda

Esteve presente em todos os pontos menos no 6 e no 12, atingindo sua maior densidade no ponto 7, na coleta de inverno (C2). BRANCO (1986) comenta que estes organismos, nas águas de abastecimento, podem causar problemas, por serem muito resistentes ao cloro e por constituírem reservatórios de bactérias, inclusive patogênicas, que ficam em seu interior, protegidas da ação desinfetante. Desta forma a presença destes

organismos no rio Embu-mirim pode desencadear problemas para a saúde pública, uma vez que foram encontrados também no ponto 13, localizado na represa do Guarapiranga.

PENNAK (1989) menciona que dentre o Filo dos Metazoa, os Nematodas são talvez os mais altamente adaptados, sob o ponto de vista ecológico e fisiológico, encontrando-se a mesma espécie desde os trópicos até o sub-ártico, nos mais variados climas e em muitos tipos de substrato. Podem ser mantidos indefinidamente em baixas concentrações de oxigênio dissolvido 2% a 10 % , podendo viver em condições anaeróbias. Os ovos são muito resistentes à ausência total de oxigênio dissolvido. O conjunto destes fatores explica a ampla distribuição destes organismos desde a cabeceira até o ponto em que o rio deságua na represa do Gurapiranga. O grupo não apresentou correlações significativas (r_s superior a 0,5).

Orthocladiinae

Apresentou ocorrência restrita aos pontos 1,2,3 e 4, sendo que no ponto 4 apareceu em apenas uma coleta. Segundo STRIXINO & STRIXINO (1995), esses organismos habitam comumente águas frias e rápidas de córregos e rios e podem viver associados a macrófitas aquáticas. COFFMAN & FERRINGTON (1984) citam o gênero *Lopescladius*, o mais representativo do grupo neste trabalho, como presente em ambientes lóticos, geralmente em corredeiras, e com hábito alimentar coletor raspador. Nos pontos 1, 2, e 3 que apresentam corredeira e localizam-se próximos à cabeceira do rio, as correlações obtidas entre as densidades destas larvas e parâmetros limnológicos corroboram com a preferência destes organismos por ambientes de corredeira (correlação positiva com OD) e de menor impacto antrópico (correlação negativa com DBO, cor, condutividade, Ca, Mg, Cl, NH_4^+ , NO_2^- , Fe_{Total} , Fe, Na e K). Verificou-se correlação positiva com Bivalve,

Ceratopogonidae, Tipulidae e Tanytarsini, que no geral são organismos presentes em ambiente rico em oxigênio.

Bivalve

Esteve presente apenas nos pontos 1, 2 e 3 e em uma das coletas no ponto 9. Segundo BRANCO (1971) os Unionidae (Bivalve) são bons indicadores de águas limpas, por não resistirem à poluição por matéria orgânica. Há espécies que podem resistir a condições altamente poluídas, mas que também são encontradas em águas ricas em OD e segundo MARGALEF (1983), estes organismos se encontram em sedimento fino, em águas correntes e são filtradores.

Ceratopogonidae

São organismos predadores que apresentam desenvolvimento favorecido por altos teores de OD (MERRITT & CUMMINS 1984). Estiveram presentes apenas nos pontos 1, 2, 3 e 4 e apenas na coleta de julho (C2) foram encontrados no ponto 5. A sua presença no ponto 5 não condiz com as características de ambiente que favoreçam a presença deste *taxon*, pois o local apresentava baixos teores de OD, podendo ser explicada pela forte chuva que ocorreu durante a coleta que pode ter deslocado o *taxon* até este ponto.

Tipulidae

Segundo PÉREZ (1996), estes organismos estão presentes em águas lóticas em margens arenosas de riachos e são indicadores de águas mesoeutróficas. A maioria do grupo apresenta hábito alimentar fragmentador, sendo alguns grupos coletores e predadores (BYERS 1984). O grupo apresentou correlação positiva com OD e com os grupos Ephemeroptera, Elmidae, Ceratopogonidae e Orthocladiinae, todos relacionados a ambientes ricos em OD e presentes apenas nos pontos de cabeceira, com correnteza e não impactados, verificando-se a restrição da ocupação destes organismos pelas condições

adversas apresentadas nos demais pontos do rio, embora alguns apresentassem correnteza, todos apresentavam baixos teores de OD.

Tanytarsini

Tanytarsini é relacionado por PENNAK (1989), ROBACK (1974), SHIMIZU (1978) e BRANCO (1986) a ambientes ricos em oxigênio dissolvido. São coletores/filtradores (COFFMAN & FERRINGTON 1984).

Os grupos Tanytarsini e Tipulidae também apresentaram correlação positiva com OD e negativa com condutividade, alcalinidade, DT, NH_4 , NO_2 , Fe_{Total} , Fe, Na e K, mostrando mais uma vez a relação destes organismos com ambiente rico em oxigênio e baixos níveis de poluição. Verifica-se a restrição destes organismos aos pontos 1, 2 e 3, sendo que Tanytarsini também ocorreu no ponto 4, indicando a sensibilidade destes organismos aos baixos teores de OD e às cargas poluentes apresentadas nos demais pontos.

Tanypodinae

Habitam ambientes lênticos e lóticos, sendo organismos de vida livre, não constróem abrigos. Apresentam hábito alimentar carnívoro, sendo vorazes predadores de invertebrados, tais como Oligochaeta, Cladocera, Ostracoda e Chironomidae. Apresentam-se distribuídos de acordo com a disponibilidade de alimento pois sua facilidade de locomoção os torna independentes da concentração de OD (COFFMAN & FERRINGTON 1984), o que pode explicar a sua presença em diversos segmentos do rio, independentemente da concentração de OD, determinante para muitos outros organismos. Ocorreu com maior frequência nos pontos 1, 2 e 3, apresentando correlação positiva com Bivalve e Ceratopogonidae, organismos encontrados quase

restritamente nos pontos 1, 2, 3 e 4. Não houve correlação (r_s superior a 0,5) destes organismos com nenhum parâmetro físico e químico.

Ephemeroptera

Dentre o grupo Ephemeroptera temos a família Leptophlebiidae, que segundo EDMUNDS (1988), estão presentes em ambientes lóticos e são coletores/raspadores e segundo PEREZ (1996) são organismos indicadores de águas limpas a ligeiramente contaminadas. Estiveram presentes apenas nos pontos 1, 3 e 4, indicando boa qualidade da água nestes pontos.

6.6 Macroinvertebrados Bentônicos como Bioindicadores

O rio Embu-mirim encontra-se sob forte impacto da atividade antrópica, conforme verificado no presente estudo. O estado de degradação do rio já havia sido alertado por BEYRUTH (1994b) e BEYRUTH *et al.* (1999) em um estudo neste rio durante os anos de 1991 e 1992, no qual verificou-se que os impactos antrópicos promoveram respostas tanto nas características físicas e químicas, como também nas comunidades biológicas. A referida autora verificou que as principais fontes de impactos observadas foram os efeitos da urbanização, da mineração de areia, da atividade industrial e do descarte de resíduos sólidos e esgoto. Como efeito desses impactos os resultados mostraram: eutrofização, assoreamento e contaminação, contribuindo significativamente para a degradação da represa do Guarapiranga.

Os macroinvertebrados bentônicos são o grupo mais indicado e mais utilizado na avaliação da qualidade da água, por apresentarem uma série de vantagens, descritas

anteriormente, em relação às demais comunidades. Estes organismos respondem a alterações no meio ambiente, tanto as de origem nas forças da natureza, quanto as advindas da atividade antrópica, apresentando alterações na estrutura de sua comunidade. Diversos estudos têm mostrado como os ambientes aquáticos são alterados diante dos processos de crescimento urbano e populacional (BRANCO 1983, TUNDISI & BARBOSA 1995 **citado por** CLETO FILHO & WALKER 2001), sendo o presente estudo mais uma contribuição para corroborar com estas alterações.

Diversos são os métodos utilizados para verificar a eficácia dos organismos bentônicos como bioindicadores, analisando a resposta destes organismos à poluição. THORNE & WILLIAMS (1997) utilizaram as mesmas métricas propostas por RESH (1995) para avaliar as respostas da comunidade bentônica, que são: riqueza, diversidade e similaridade, índices bióticos e medidas funcionais, citadas anteriormente. A seguir iremos avaliar os métodos utilizados neste trabalho para utilização dos organismos bentônicos como bioindicadores da qualidade da água.

Inicialmente a simples presença ou ausência de alguns organismos já pode nos dar uma noção da qualidade da água. No rio Embu-mirim podemos observar, nitidamente, a substituição da comunidade bentônica na medida em que aumentam as fontes poluidoras, sendo que um dos principais fatores resultantes da atividade antrópica foi a poluição orgânica severa que resultou em baixos teores de oxigênio dissolvido, acarretando a restrição da variedade dos macroinvertebrados, sobrevivendo apenas as espécies mais tolerantes, que aumentaram de densidade.

Diversos programas vêm realizando pesquisas baseadas na tolerância à poluição por macroinvertebrados bentônicos, dentre estes o ODNR (Ohio Department of Natural

Resources), no qual os organismos são divididos em 3 grupos: intolerantes, facultativos (moderadamente tolerantes) e tolerantes (LATRHOP & MARKOWITZ 1995). De acordo com a referida classificação os grupos **Oligochaeta, Hirudinea e Chironomidae**, os quais foram os mais representativos no presente trabalho, são tolerantes à poluição, sendo que a dominância de Oligochaeta e Chironomidae indicam ambientes eutrofizados, ainda segundo ROCHA (1976) estes organismos suportam poluição orgânica acentuada.

Neste trabalho podemos citar Oligochaeta, *Stagnalis* e *Chironomus* como indicadores do impacto ambiental, sendo que a presença destes organismos refletiu as alterações ocorridas no ambiente estudado. Estes organismos ocorreram em maiores densidades em pontos onde a qualidade da água era ruim, o que pode ser confirmado pelas características destes organismos como indicadores de poluição da água, já relatada por diversos autores.

Oligochaeta, Hirudinea, Nematoda e Chironomini são considerados por PENNAK (1989) e/ou por SHIMIZU (1978) organismos resistentes a baixos teores de oxigênio, sendo que as populações de Oligochaeta mais densas são encontradas em riachos e rios poluídos por esgoto (PENNAK 1989). Neste trabalho pudemos observar as maiores densidades destes grupos a partir do ponto 5, local onde diminuem as concentrações de oxigênio, em consequência do aumento do aporte de poluentes, decorrente do aumento da atividade antrópica.

PENNAK (1989) em concordância com WETZEL (1975) e SHIMIZU (1978), relata que os corpos d'água sujeitos à poluição e com baixos teores do oxigênio apresentam abundância de Tubificidae, concomitante com uma redução drástica e até desaparecimento de alguns organismos bentônicos. Neste trabalho além do aumento da abundância relativa

de Oligochaeta, observamos o desaparecimento de alguns grupos, dentre eles Orthocladinae, Tanytarsini, Ephemeroptera, Bivalve e Tipulidae, presentes apenas nos pontos 1, 2, 3 e 4, conforme será discutido adiante. Resultados semelhantes foram encontrados por SINHA & RAZ (1993) **citado por** ROCHA (1999), em um rio da Índia que recebia descargas domésticas em vários pontos, tornando-se fortemente poluído. Neste gradiente de poluição o grupo Tubificidae se tornou dominante, enquanto poucas larvas de insetos foram encontradas.

Embora os grupos Oligochaeta e Hirudinea sejam tolerantes à poluição orgânica, inclusive se beneficiando com o aporte desta, estes organismos são pouco resistentes à presença de metais pesados (BRINKHUSRT & COOK 1974), o que pode ter contribuído para suas baixas densidades no ponto 6, o qual apresentou os maiores níveis de metal pesado ao longo do rio. A presença de metais pesados restringiu a ocupação por outros organismos, sendo que apenas Hirudinea, Oligochaeta e Chironomidae, embora em baixas densidades, estiveram presentes neste ponto.

O grupo Hirudinea apresenta uma tolerância incomum a certos pesticidas e também certa tolerância à poluição por óleo (SAWYER 1974). A presença destes compostos não foi analisada, mas no ponto 6 com a atividade agrícola e a presença de funilarias, há grande possibilidade da ocorrência dos mesmos. Estes fatores também podem ter contribuído para o fato de apenas este *taxon* estar presente no referido ponto, juntamente com Oligochaeta e Chironomidae, sendo que Oligochaeta também é citado, pelo mesmo autor, como tolerante à pesticidas.

A presença do gênero *Stagnalis* pode ser utilizada como potencial indicador da degradação ambiental pois, quando presente, ocorreu em densidades elevadas e, segundo

SAWYER (1974), este *taxon* pode ser considerado uma “espécie indicadora” quando em altas densidades (superior a 500 indivíduos/m²).

Outro organismo que indica o acelerado estágio de degradação do rio Embu-mirim é o gênero *Chironomus*, cujo aumento da densidade em ambientes eutrofizados, vem sendo registrado em diversos tipos de ecossistemas (FRANK 1963, LEARNER & EDWARDAS 1966, DEVÁI 1988, TATE & HAINY 1995 BOTTTS 1997 **citados por** MARQUES *et al.* 1999). MARQUES *et al.* (1999), em um estudo na Bacia do rio Doce, encontrou aumento na densidade de *Chironomus* em locais mais impactados, citando estes organismos como tolerantes às condições de eutrofização, concordando com os resultados encontrados no presente trabalho. ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO (2000), ao realizar um estudo de avaliação da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio (SP), também encontraram uma fauna de macroinvertebrados bentônicos praticamente restrita ao gênero *Chironomus* na estação localizada a jusante da área de tratamento de esgoto do município, salientando que o gênero possui espécies resistentes ao enriquecimento orgânico.

No rio Embu-mirim o ponto sob maior pressão antrópica é o ponto 5, por localizar-se muito próximo a rodovia Regis Bitencourt, por ter em uma das suas margens uma região aterrada e por apresentar efluentes domésticos lançados *in natura* no rio. A somatória destes fatores se reflete no estágio avançado de degradação ambiental neste ponto, o que pode ser claramente visualizado através da comunidade bentônica, a qual apresentou umas das maiores densidades de Chironomidae e Oligochaeta. Além disso podemos utilizar a presença da família Psychodidae, restrita a este ponto, como mais um indicativo da sua eutrofização. Segundo PÉREZ (1996), estes organismos estão presentes em águas

contaminadas, com grande quantidade de matéria orgânica em decomposição, sendo indicadores de águas eutróficas.

Segundo HYNES (1970), em situação de eutrofização muitos *taxa* apresentam redução no número de indivíduos e até mesmo desaparecimento, sendo substituídos por outros *taxa* mais adaptados e que passam a dominar quantitativamente. No rio Embu-mirim os grupos Ephemeroptera, Bivalve, Tipulidae, Tanytarsini e Orthocladiinae só apareceram nos pontos de cabeceira e no ponto 4, os quais apresentam menor atividade antrópica e conseqüentemente melhor qualidade da água, sendo substituídos, nos demais pontos, por *taxa* mais resistentes à poluição, como Oligochaeta, *Stagnalis* e *Chironomus*.

Os Simuliidae encontrados nos substratos artificiais também auxiliam na caracterização da qualidade ambiental, segundo BRANCO (1986) estes organismos estão presentes em águas muito limpas. De acordo com PÉREZ (1996) estão presentes em águas correntes muito oxigenadas, embaixo de rochas e troncos, sendo indicadores de águas oligotróficas. Desta forma, a presença destes organismos indica a melhor qualidade da água nestes pontos.

O grupo Ephemeroptera também pode ser utilizado como um indicador de boa qualidade da água, pois segundo LATRHOP & MARKOWITZ (1995) é intolerante à poluição e BRANCO (1986), afirma que suas ninfas ocorrem somente em águas ricas em OD e estão, em sua maioria, presentes em água limpa. De acordo com PÉREZ (1996) estes organismos estão presentes em águas correntes, límpidas e bem oxigenadas, sendo que apenas algumas espécies parecem resistir a certo grau de contaminação. O mesmo autor cita

Concordando com o referido acima, neste trabalho podemos verificar maiores valores de riqueza e diversidade nos pontos menos impactados (1, 2, 3 e 4), segundo BARBOUR *et al.* (1996) altos valores de riqueza geralmente ocorrem em locais que não sofreram perturbações ou que apresentam pouca poluição. Desta forma, os altos valores de riqueza nestes pontos são reflexo das melhores condições ambientais, condizendo com a caracterização física e química do ambiente, o que é evidenciado pela correlação negativa da riqueza com a condutividade, dureza total, Ca, Cl, NH_4^+ e NO_2^- e positiva com OD. SILVEIRA (2001), na bacia do rio Macaé, também encontrou redução da riqueza acompanhando o aumento da perturbação ambiental. Em relação a diversidade, PEREZ & ROLDAN (1978) também encontraram no Rio Negro, na Colômbia, menores valores em locais com indústrias e alta densidade urbana. CLETO FILHO & WALKER (2001) encontraram resultados semelhantes com redução da diversidade e da riqueza da fauna bentônica, atingindo uma diminuição de 30 % da biodiversidade, diante da urbanização e eutrofização do curso d'água nos trechos urbanizados e poluídos em igarapés na cidade de Manaus.

LENAT & BARBOUR (1994) citam que pode ocorrer um aumento da riqueza em locais com moderado enriquecimento orgânico, devido ao aumento dos grupos facultativos e tolerantes. No rio Embu-mirim com o enriquecimento orgânico observamos uma redução na riqueza, indicando o grau elevado da poluição orgânica, a qual restringe a fauna bentônica.

Em relação à densidade total, foram observados maiores valores nos pontos com maior degradação ambiental. Estes valores se devem ao aumento da população de Oligochaeta, Chironomidae e Glossiphonidae, todos resistentes à poluição e baixos níveis

de oxigênio. Dentre estes organismos o principal responsável pelo aumento da densidade nestes pontos foi o grupo Oligochaeta, o qual foi dominante em todos os pontos (menos os de cabeceira), em pelo menos uma das coletas. Segundo LENAT & BARBOUR (1994), a dominância de poucos grupos é uma evidência de stress no meio ambiente. WISE & O'SULLIVAN (1980), em um estudo em Lough Leane (Irlanda), já mencionavam maiores densidades de Oligochaeta (Tubificidae), Chironomidae (*Chironomus*) e Hirudinea (*Stagnalis*) em locais poluídos, relacionando estes organismos à poluição por enriquecimento orgânico.

Poluentes orgânicos geralmente eliminam a fauna bentônica intolerante, reduzindo a riqueza e provêm alimento para os organismos tolerantes, aumentando a sua densidade. Já os poluentes tóxicos, como metais pesados, geralmente resultam em redução tanto da riqueza quanto da densidade dos organismos bentônicos (CAIRNS & DICKSON 1971). No rio Embu-mirim observamos o aumento da densidade e também redução da riqueza a partir do ponto cinco, sendo que no ponto seis observamos uma redução da densidade que pode ser atribuída aos elevados teores de metais pesados, encontrados neste ponto, restringindo a ocupação, mesmo de organismos tolerantes à poluição orgânica.

Os índices bióticos baseiam-se na sensibilidade/tolerância de vários organismos considerados indicadores e que estão presentes na macrofauna da região avaliada, podendo ser diferentes de região para região (THORNE & WILLIAMS 1997). A seguir serão discutidos os índices abordados neste trabalho que utilizam os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores:

A metodologia BMWP, adaptada pela CETEC (JUNQUEIRA *et al.* 2000), não apresentou resultados satisfatórios para a classificação das águas do rio Embu-mirim, pois

indicou qualidade péssima em todos os pontos, com exceção do ponto 3 que em duas coletas apresentou qualidade ruim, o que não condiz com os resultados físicos e químicos e demais medidas bioindicadoras avaliadas. Esse método foi adotado para um estudo de biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG), após ter sido realizado um estudo comparativo entre os métodos internacionalmente conhecidos na literatura, que utilizam a identificação dos macroinvertebrados ao nível taxonômico de família (WOODWISE 1964; TUFFÉRY & VERNEAUX 1967 **citado por** JUNQUEIRA *et al.* 2000).

Segundo JUNQUEIRA & CAMPOS (1988) **citado por** JUNQUEIRA *et al.* (2000), o referido método foi considerado eficaz, havendo a necessidade de sua adequação para as condições ambientais locais, visto que muitas das famílias presentes na bacia não constavam da listagem original do BMWP e também os “escores” atribuídos a muitas delas não refletiam a realidade dos dados obtidos nos rios estudados na bacia. Da mesma forma no rio Embu-mirim, tanto em relação ao BMWP original quanto à adaptação da CETEC, seria necessário readaptar a metodologia do BMWP para a bacia em estudo.

Para viabilizar a reconstrução/adaptação deste índice seria necessário maior conhecimento sobre as características da bacia, através de um levantamento regional, tanto de variáveis físicas e químicas quanto biológicas, verificando os limites de tolerância à poluição orgânica das diferentes espécies de cada família. Sendo assim, um possível ajuste poderia ser efetuado após a obtenção de uma série de dados levantados regionalmente.

A densidade total de Oligochaeta e Abundância relativa de Oligochaeta, de uma maneira geral, indicaram boa qualidade da água nos quatro primeiros pontos e mostraram melhor qualidade da água na coleta de outono (C1). Mas os dois índices apresentaram

alguns resultados conflitantes, o índice de densidade total de *Oligochaeta* indicou poluição desprezível em todas as coletas nos pontos 12 e 13, com exceção da coleta de primavera (C3) na qual a poluição foi moderada no ponto 13. Já o índice de abundância relativa mostrou boa qualidade da água no ponto 13 nas coletas de outono (C1), inverno (C2) e primavera (C3) e altamente poluída na coleta de verão (C4). Outro resultado conflitante em relação à abundância relativa de *Oligochaeta* foi que os pontos 5 e 8 nas coletas de outono (C1) e inverno (C2) e o 7 nas coletas inverno (C2) e primavera (C3) apresentaram boas condições, confrontando com os dados obtidos tanto com o índice de densidade total de *Oligochaeta* quanto com os demais índices e parâmetros físicos e químicos, que indicam qualidade da água insatisfatória nestes pontos. Desta forma observamos que tais índices não apresentaram respostas satisfatórias na análise da qualidade da água no rio Embu-mirim.

A razão *Oligochaeta* / Chironomidae (O/C) nos permite avaliar a qualidade da água, à medida em que distingue graus dentro de uma faixa de poluição mais elevada. Este índice reflete a tendência de *Oligochaeta* aumentar sua abundância em condições de enriquecimento orgânico ou outro tipo de poluição a qual seja resistente (WIEDERHOLM 1980). No rio Embu-mirim verificamos baixas proporções de O/C nos pontos 1, 2, 3 e 4, ocorrendo um aumento nos demais pontos, oscilando nas diferentes coletas. Desta forma as menores razões nos pontos 1, 2, 3 e 4 corroboram com a melhor qualidade da água nestes pontos e os maiores valores nos demais pontos indicam a queda na qualidade da água a partir do ponto 5, local em que o rio apresenta maior influência da atividade antrópica.

A tolerância de *Oligochaeta* é ainda superior à de Chironomidae, podendo permanecer por longos períodos em condições de anóxia, desta forma quanto maior o valor de O/C mais perturbado é o meio (FAMME & KNUDSEN 1985 **citado por** IMBIMBO

2001). IMBIMBO (2001) encontrou resultados semelhantes no rio Tietê, com baixos valores da razão O/C em locais com melhores condições ambientais.

A razão Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi) também nos dá uma visão da qualidade da água, permitindo uma avaliação do estado trófico do ambiente. As maiores razões nos pontos 1, 2, 3, e 4 refletem a melhor qualidade da água nestes pontos. A partir do ponto 5 a razão Tanytarsini/Chironomidae foi igual a zero devido à ausência do grupo Tanytarsini, BARBOUR *et al.* (1993) referem-se à tribo Tanytarsini como tolerantes intermediários à poluição, os quais desaparecem ou diminuem suas abundâncias em regiões moderadamente poluídas, desta forma a ausência da tribo Tanytarsini reflete a degradação ambiental nestes pontos.

Observando-se a análise de componentes principais (PCA) dos dados bióticos verifica-se um gradiente de poluição, no qual ocorre a separação dos pontos pouco impactados (1- 4), localizados no lado negativo do eixo 1, dos mais impactados (5-13), localizados no lado positivo do eixo 1. Os valores positivos do eixo 1 estão mais fortemente relacionados aos coliformes totais e fecais, à Oligochaeta e à Glossiphonidae, organismos que indicam poluição orgânica e presença de efluentes domésticos. Os valores negativos estão fortemente relacionados a Bivalve, Ephemeroptera, Elmidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Tanytarsini e Orthoclaadiinae, relacionados a altos teores de OD, indicando melhor qualidade da água.

6.7 Uma visão geral do grau de impactação ao qual o rio está submetido

De uma maneira geral, confrontando os dados físicos e químicos com a comunidade bentônica e com os dados de coliformes totais e fecais, observamos que os pontos 1, 2, 3 e

4 apresentaram melhor qualidade da água. Podemos verificar isto pelo fato da presença de organismos sensíveis à poluição orgânica ter se restringido a estes pontos. Em relação aos parâmetros físicos e químicos, estes pontos apresentaram os maiores valores de OD, todos superiores ao limite do CONAMA e apresentaram menores valores de NH_4^+ , PO_4^{2-} , PT, Na e K. Além disso, estes pontos apresentaram os menores valores de coliformes totais e fecais.

Os demais pontos apresentaram-se bastante impactados, sendo que a degradação ambiental pôde ser observada através dos baixos teores de OD (abaixo do nível permitido pela legislação do CONAMA) e altos valores de Na, K, PO_4 , PT e NH_4 , todos parâmetros indicativos de poluição por fonte de esgoto doméstico. Estes fatores foram nitidamente refletidos na comunidade bentônica, que respondeu ao comprometimento da qualidade da água com a diminuição da riqueza, da diversidade e da razão Tt/Ch, juntamente com o aumento da razão O/C. Outra marcante resposta da comunidade bentônica foi o desaparecimento de organismos sensíveis à poluição orgânica e a baixos teores de oxigênio, além do aumento da densidade de organismos resistentes à poluição orgânica, como *Oligochaeta*, *Chironomus* e *Stagnalis*.

Uma análise mais pontual nos permite observar que os pontos localizados nos centros urbanos (P5, P6, P7, P8 e P 9) apresentaram pior qualidade da água e do sedimento, apresentando acentuada poluição orgânica, proveniente de esgotos domésticos. Dentre estes, o ponto 5 foi o que apresentou a pior qualidade da água, tanto em relação aos parâmetros físicos e químicos quanto aos biológicos. Este ponto é o mais fortemente impactado, por localizar-se nas proximidades da rodovia Regis Bitencourt, possuir um aterro em uma de suas margens, com assoreamento das lagoas marginais, além da presença

de efluentes domésticos lançados *in natura* no rio, que pode ser verificada através dos valores, extremamente elevados, de coliformes fecais e totais.

Cabe ressaltar que um aterro próximo a este ponto acarretou o assoreamento das lagoas marginais. Este fica localizado entre o curso do rio e a rodovia Regis Bitencourt, sendo o principal responsável pelos alagamentos que ocorrem neste local da rodovia (próximo ao trevo de acesso a Itapecerica da Serra), desencadeando inclusive problemas econômicos, tendo em vista o fato de que esta rodovia é utilizada como via de acesso a outros países da América do Sul.

Outro ponto que merece destaque, em relação à qualidade da água, é o ponto 6, pois apresentou elevados valores de metais pesados, restringindo ainda mais a ocupação dos organismos bentônicos e contribuindo para a redução das densidades dos poucos organismos resistentes à poluição orgânica, que conseguiram se estabelecer neste ponto por apresentarem certa resistência a esses metais.

. CONCLUSÕES

Este trabalho permite concluir que o rio Embu-mirim se encontra em elevado estado de degradação ambiental, o que contribui para o comprometimento da qualidade da água da represa do Guarapiranga por se tratar de um importante contribuinte para este reservatório, responsável por grande parte do abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo.

A estrutura e o funcionamento do rio pode ser avaliada à luz do Conceito do Contínuo Fluvial a medida em que está de acordo com uma das suas premissas em relação aos grupos funcionais. Já em relação à diversidade, o rio não se comportou de forma semelhante à proposta pelo modelo.

O Conceito de Pulso de Inundação para sistemas de rios inundáveis pode ser aplicado ao rio Embu-mirim, pois este apresentou alterações na sua estrutura após grandes chuvas como na coleta de inverno (C2). No entanto o principal regente da estrutura e funcionamento do rio foi a poluição orgânica, proveniente de esgotos domésticos, que alterou as propriedades físicas e químicas do rio e, conseqüentemente, a estrutura das suas comunidades.

A caracterização das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento do rio, juntamente com os dados de coliformes totais e fecais e da comunidade bentônica, demonstraram a nítida divisão do rio em duas partes: uma pouco impactada pela ação antrópica (região de cabeceira - pontos 1, 2 e 3) e outra bastante impactada (região de planície – pontos 5 até 13), sendo o ponto 4 intermediário.

Os parâmetros físicos e químicos permitiram detectar as alterações ocorridas na qualidade da água do rio Embú-mirim, devido às diversas fontes de poluição, dentre estas podemos destacar: efluentes de esgotos domésticos, efluente da indústria de papel e celulose – RIPASA, agricultura e atividades de funilaria. As evidências são as altas concentrações de compostos nitrogenados (principalmente a amônia), de fosfato inorgânico dissolvido e fósforo total, os baixos teores de OD e a alta condutividade, bem como os altos índices de coliformes fecais e totais, confirmando os esgotos domésticos como principal fonte de poluição. Além da presença de metais pesados que podem ser provenientes das atividades agrícolas e das atividades de funilaria.

Quanto à utilização dos organismos bentônicos como bioindicadores, estes demonstraram ser bastante eficientes na avaliação da qualidade da água, respondendo de maneira satisfatória às alterações ocorridas no ambiente, por meio da significativa mudança na composição de sua comunidade. Esta alteração é evidenciada, dos pontos pouco

impactados pela ação antrópica (pontos de cabeceira 1, 2 e 3 e o ponto 4 de planície) para os pontos bastante impactados (pontos de planície 5 a 13), com a eliminação de *taxa* não tolerantes à poluição orgânica e o aumento da densidade de organismos mais resistentes.

Cabe ressaltar que há uma somatória de diferenças: os pontos de cabeceira, além de não estarem sujeitos a grandes impactos químicos, também têm maior declividade e altitude, portanto maior velocidade da água. Além disso possuem menor quantidade de água, sofrendo maior influência da bacia. Os pontos de baixada, têm menor velocidade da água, o que já faz com que estas duas comunidades sejam naturalmente diferentes, não apenas pela influência dos impactos antrópicos. O único ponto de baixada menos poluído (P4) mostra diferentes influências conforme a estação do ano, mas pode ser uma referência para mostrar que as diferenças ocorridas entre os pontos de cabeceira e os demais de baixada foram principalmente devidas à atividade antrópica e não apenas a diferenças geomorfológicas.

Dentre as diversas metodologias utilizando a comunidade bentônica, as que melhor responderam à degradação ambiental foram: a riqueza e a diversidade, as quais apresentaram redução nos pontos mais impactados pela atividade antrópica; o aumento da razão Oligochaeta/ Chironomidade e a diminuição da razão Tanytarsini/ Chironomidae, com o ingresso de poluição orgânica. A substituição de organismos sensíveis à poluição orgânica e a baixos teores de oxigênio, tais como Tanytarsini, Ephemeroptera e Orthocaladiinae, por organismos tolerantes/resistentes à poluição orgânica e à baixos teores de oxigênio, tais como Oligochaeta, Glossiphonidae (principalmente *Stagnalis*) e *Chironomus*, foi o método que melhor demonstrou a alteração da qualidade ambiental, permitindo a nítida visualização da degradação ambiental, refletida na qualidade da água e do sedimento.

Embora os índices de densidade total de Oligochaeta e abundância relativa de Oligochaeta, em relação aos quatro primeiros pontos, tenham corroborado com os demais parâmetros analisados, tanto físicos e químicos quanto biológicos, em relação aos demais pontos apresentaram resultados conflitantes. Indicaram boas condições de qualidade da água em pontos que se encontravam extremamente impactados, demonstrando não responderem com a mesma eficiência que as metodologias acima citadas.

Desta forma podemos dizer que dentre os índices utilizados neste trabalho, todos com exceção do índice de abundância relativa de Oligochaeta, densidade total de Oligochaeta e BMWP, apresentaram respostas satisfatórias, confirmando a eficácia dos organismos bentônicos como bioindicadores. Cabe ressaltar a necessidade de estabelecer um índice multimétrico com a comunidade bentônica para a região estudada.

8. RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista o preocupante estado de degradação do rio Embu-mirim, consequência do crescimento populacional e ocupação desordenada da bacia, há necessidade de medidas preventivas e educacionais ao lado de programas de monitoramento da qualidade ambiental, visando a recuperação deste corpo d'água.

A urgência de melhorar a qualidade da água se faz na medida em que o rio Embu-mirim é um dos principais tributários da represa do Guarapiranga, responsável por grande parte do abastecimento da Região Metropolitana da São Paulo. Tal melhora pode ser alcançada através de medidas tanto locais quanto regionais.

Inicialmente deve-se tratar os esgotos domésticos que, como enfatizado neste trabalho, muitas vezes são lançados *in natura* no rio, sendo um dos principais contribuintes para o aporte de matéria orgânica e consequentemente do processo de eutrofização; deve-se remover o lixo depositado nas margens do rio, protegendo a área de inundação, que é

responsável pela contenção de nutrientes e minerais, assim como de metais pesados. Uma maneira de se proteger as áreas de inundação seria a viabilização da recuperação da mata ciliar, para que seja reduzido o escoamento de nutrientes e metais pesados para o rio, o que já seria uma grande contribuição para redução da eutrofização e contaminação química do corpo d'água.

Medidas mais amplas, em relação à bacia, devem ser tomadas, tais como a preservação das zonas de mata, que ainda representam a maior proporção de uso e ocupação do solo na sub-bacia do rio Embu-mirim; reflorestar áreas com solo exposto, impedindo novos desmatamentos, o que pode ser realizado com a criação de áreas de proteção. Dentre as formas de áreas de proteção podemos destacar algumas, tais como parques e RPPNs (Reserva Particular do Patrimônio Natural). Esta última vem se revelando importante instrumento para conservação, por contribuir com uma rápida ampliação das áreas de proteção, atuar como zona tampão no entorno de parques, constituindo verdadeiros corredores ecológicos, além de apresentar índices altamente positivos na relação custo-benefício e ser de fácil regulamentação.

Outra medida fundamental a ser tomada é a implementação de programas de educação ambiental, pois sem a conscientização, e principalmente a participação da população, todos os esforços serão em vão.

Para que tais medidas possam ser aplicadas é necessário que programas como o de Saneamento Ambiental da Bacia do Guarapiranga tenham continuidade e exequibilidade, sendo fundamentais as parcerias entre o Governo Estadual, Federal e ONG's, além do controle de atividades poluidoras, como funilarias, que podem estar contaminando o ambiente e deveriam ser fiscalizadas pela CETESB.

Podemos enfatizar a importância dos organismos bentônicos como indicadores da qualidade da água, recomendando a sua utilização em programas de monitoramento ambiental. Para tanto é necessário dar-se maior ênfase à utilização dos diversos índices bióticos da comunidade bentônica, frisando a necessidade de se desenvolver e aperfeiçoar novos métodos ou índices para detecção de pequenas diferenças de impactos, possibilitando a identificação mais precisa das diferentes fontes de poluição. Para tanto é necessário conhecermos melhor a composição e a taxonomia das comunidades lóticas brasileiras.

9. REFERÊNCIAS

Anaya M. **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, rio do Peixe (SP, Brasil). São Paulo;1997.**[Dissertação de Mestrado – Dep. Ecologia Geral – Instituto de Biociências – USP].

Anderson NH, Bruce Wallace J. Habitat, Life History, and Behavioral Adaptations of Aquatic Insects. **In.:** Merritt RW, Cummins KW. **An introduction to the aquatic insects of North America.** Dubuque, Kendall :Hunt publishing Company; 1984.

[APHA]. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 17th ed. Baltimore, Maryland; Port. City Press;1998.

Baptista DF, Dorvillé LFM, Buss DF, Nessimian JL, Soares LHJ. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos.** Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro 1998a.

Baptista DF, Buss DF, Dorvillé LFM, Nessimian JL. O Conceito de Continuidade de Rios é válido para rios de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil? **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro 1998 b.

Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE, Frydenborg R, McCarron E, White JS, Bastian ML. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **J. North Am. Benth. Soc.**; 1996 15(2):185-211.

Benjamin AH, Sicoli JCM, Andrade FAV. **Legislação Ambiental**. São Paulo: IMESP; 1999.

Beyruth Z. **Estudo ecológico sanitário de um lago em Itapeirica da Serra e ensaio para verificação da possibilidade da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms como indicador de poluição**; 1989.[Dissertação de Mestrado. Departamento de ecologia geral-IB-USP.]

Beyruth Z. Avaliação ecológica sanitária de um lago marginal ao rio Embú-Mirim, Itapeirica da Serra, São Paulo. Parâmetros biológicos. 1- Macrofauna bentônica. In: **Anais do Seminário Regional de Ecologia**; 1991. 127-149.

Beyruth Z, Caleffi S, Rocha AA. Hidrobiologia sanitária e saúde pública em lagos do parque ecológico da zona leste de São Paulo - Macroinvertebrados bentônicos. **Rev. DAE**; 1993. 172: 11-14.

Beyruth Z, Caleffi S, Soares MS. Avaliação da macrofauna bentônica da represa de Guarapiranga. In: **Resumos do II Congresso de Ecologia do Brasil**; 1994a. p.304.

Beyruth Z. **Avaliação decorrente do impacto de atividade de portos de areia para o rio Embu-mirim**: relatório. Brasília (DF); 1994b. [CNPq. Processo número 80.4531/90-0].

Beyruth Z. **Comunidade Fitoplanctônica da Represa de Guarapiranga: 1991-92. Aspectos ecológicos, Sanitários e Subsídios para Reabilitação da Qualidade Ambiental.** São Paulo; 1996.[Tese de doutorado – departamento de Saúde Ambiental - Faculdade de Saúde Pública – USP].

Beyruth Z, Caleffi S, Menezes LCB, Peternella FAZ. Impactos antrópicos e qualidade da água do rio Embu-mirim. In: **Resumos do VII Congresso Brasileiro de Limnologia;** 1999. Florianopolis-SC.

Beyruth Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia.** 2000; 424: 51-65.

Bispo PC, Oliveira LG. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Gôiania, Estado de Goiás). **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos.** Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro 1998.

Borror DJ, DeLong DM. **Estudo dos insetos.** São Paulo: Edgard Blücher; 1969.

Branco S.M. **Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária - água.** CETESB/ASCETESB. São Paulo. 1986.

Brandimarte AL, Anaya M. Bottom fauna using a solution of sodium chloride. **Ver. Internat. Verein. Limnol** 1998; 26: 2358-2359.

Brandimarte AL, Shimizu GY. A macrofauna bentônica de um córrego poluído: amostragem com um novo tipo de substrato artificial. **Rev DAE** 1990; 50 (159): 19-21.

Brandimarte AL. **Macrofauna bentônica da zona litoral da represa de Parainuba (SP): a influência de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais.** São Paulo; 1991. [Dissertação de Mestrado - Dep. Ecologia Geral - Instituto de Biociências – USP].

Brinkhurst RO, Marchese MR. **Guia para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centro America.** Asociación Ciencias Naturales del litoral, Argentina; 1933.

Brinkhurst RO, Cook DG. Aquatic Earthworms (Annelida: Oligochaeta) **In.:** Hart Jr., CW & Fuller, SHL. (eds). **Pollution ecology of freshwater invertebrates.** New York Acad. Press, New York; 1974.

Byers GW. Tipulidae **In.:** Merritt RW, Cummins KW. **An introduction to the aquatic insects of North America.** Dubuque, Kendall :Hunt publishing Company; 1984.

Cairns Jr J, Dickson LK. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharge on aquatic bottom- dwelling organisms. **Journal Water Pollution Control Federation.** Washington D.C. 1971.

Callisto M, Esteves FA. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central. **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos.** Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro 1998 .

Callisto M, Moreno P, Barbosa FAR. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, southeast Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 2001. 61 (2).

Capobianco JPR. (coord.) Governo do Estado de São Paulo –Secretaria do Meio Ambiente: SOS mananciais. **Diagnóstico Socioambiental Participativo Preliminar da Bacia do Guarapiranga**. 85 p. (1998).

Cleto Filho SEM, Walker I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus - Amazônia Central. **Acta Amazônica**.2001. 31(1).

CETESB Utilização da macrofauna bentônica como indicadora da qualidade ambiental do Alto rio Ribeira do Iguape- São Paulo, SP. **Relatório Técnico**; 1987.

CETESB **Programa de Saneamento Ambiental da Bacia do Guarapiranga** [On-line] Disponível em site www.cetesb.sp.gov.br; 28.07.02.

Chu HF. **How to know the immature insects**. Dubuque Iowa: WM.C BROWN Company Publishers; 1949.

Coffman WP, Ferrington Jr LC. Chironomidae **In.:** Merritt RW, Cummins KW. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall :Hunt publishing Company; 1984.

CONAMA-20/86 **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente/Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente** – Secretaria Especial do Meio Ambiente.

Edmunds Jr GF. Ephemeroptera **In.:** Merritt RW, Cummins KW. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall :Hunt publishing Company; 1984.

EMPLASA . Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo (1979). **Carta da Região Metropolitana da Grande São Paulo**. São Paulo; 1979

EMPLASA. Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo **Carta geológica, carta de declividade e carta da Região Metropolitana da grande São Paulo**. Impr. Aerofoto Cruzeiro S.A. Rio de Janeiro; 1982.

EMPLASA. Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo **Plano metropolitano da Grande São Paulo 1994/2010**. São Paulo; 1994.

EPA. **Biological criteria for the protection of the aquatic life: Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters**. Ohio, Columbus. Surface waters Section, Division of Water Quality Monitoring and Assessment; 1987.

EPA. **Sediment EcoTox Screening Criteria – Metals. Ecotox Thresholds**. U.S; 1996.

Epler JH. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida**. Departamento of environmental regulation, Tallahassee; 1995.

Fonseca-Gessner AA, Guerreschi RM. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. **In: Santos JE, Pires JSR. Estudo integrado de um ecossistema –Estação Ecológica de Jataí**. Vol.2. São Carlos 2000. RIMA.

Galdean N, Callisto M, Barbosa FAR. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Rev. Bras. Biol.** 2001. 61 (2).

Golterman HL, Clymo R.S, Ohnstad MAM. **Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters**. 2 ed. Blackwell Scientific Publications, London; 1978.

Governo do Estado de São Paulo [On-line] Disponível em site www.ambientebrasil.com.br; 23.07.02.

Hart Jr., CW & Fuller, SHL. (eds). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York Acad. Press, New York; 1974.

Hellawell JM. **Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management**. Elsevier Science Publishers Ltd, New York, 1989.

Hynes HBN. **The ecology of running waters**. 3 ed, Toronto Press, Toronto; 1970.

Imbimbo HRV. **Estudo comparativo da eficácia de dois amostradores de comunidade bentônica no diagnóstico da qualidade da água no rio Tietê**. São Paulo; 2001. [Dissertação de Mestrado– Dep. Ecologia Geral – Instituto de Biociências - USP].

Johnson RK, Wiederholm T, Rosemberg DM. Freshwater Biomonitoring Using Individual organisms, Populations, and Species Assemblages of Benthic Macroinvertebrates **In.:** Rosemberg DM, Resh VH. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall; 1993.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. The flood pulse concept in river flood plain systems. **Candian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, 1989; 106:110-127.

Junqueira MV, Amarante MC, Dias CFS, França ES. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto rio das Velhas (Mg/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnol Bras**. 2000; 12:73-87.

Kikuchi RM. **Composição e distribuição das comunidades animais em um curso de água corrente (Córrego Itauna, Itatinga-SP)**. [Dissertação de Mestrado - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista -]. Botucatu, 1996.

Kikuchi RM & Uieda VS. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro 1998.

Klemm DJ. **Identification guide to the freshwater Leeches (Annelida: Hirudinea) of Florida and other Southern States**. Cincinnati, Ohio. U.S Environmental Protection Agency; 1995.

Kleereekoper H. Estudo limnológico da represa de Santo Amaro em São Paulo. **Bol. FSP-USP** 1939; 7(2): 13-151.

Kuhlmann ML. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa de Parainuna (SP)**. São Paulo;1993. [Dissertação de Mestrado – Dep. Ecologia Geral – Instituto de Biociências - USP].

Kuhlmann ML. **Invertebrados bentônicos e qualidade ambiental**. São Paulo; 2000. [Dissertação de Doutorado – Dep. Ecologia Geral – Instituto de Biociências - USP].

Lathrop JE, Markowitz A. Monitoring water resource quality using volunteers. **In: Wayne SD & Thomas PS. Biological assessment and criterias tools for water resource planning and decision making; London Tokyo; 1995. Boca Raton.**

Lenat DR, Barbour MT. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. **In: Loeb SL & Spacie A. Biological monitoring of aquatic systems; London: Lewis Publishers Boca Raton; 1994.**

Loyola GNL. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. **In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação; 2000;Vitória ES. ACIESP 109-I.**

Macan TT. **Invertebrados de agua dulce. Guia de animales**. EUSA. Pamplona. 1975.

Maier MH. **Estudo da variação sazonal das condições físicas e químicas ao longo de um trecho do rio Mogi-Guaçu - cachoeira de Emas, Estado de São Paulo. São Paulo, 1977.**

[Dissertação de Mestrado – Dep. de Zoologia – Instituto de Biociências – USP].

Maier MH. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. **Bol. Inst. Pesca.** 1978; 5(2).

Margalef R. **Limnologia.** Barcelona: Omega; 1983.

Marques MMGSM, Barbosa FAR, Callisto M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Rev. Bras. Biol.** 1999; 59 (4).

Matthews *et al.* Biological monitoring part II A- receiving system function methods, relationships and indices. In: Cairns Jr J. **Biological monitoring in water pollution,** Pergamon Press; 1982.

Medauar O. **Coletânea de Legislação de Direito Ambiental.** São Paulo: Ed. Revista dos Tribunais; 2002.

Melchor A, Silveira A, Lopez GM, Araujo R. Preservação de mananciais para abastecimento-Guarapiranga, um modelo de preservação. **Rev DAE-SABESP** 1974; 35: 14-25.

Menezes LCB, Brandimarte A L, Beyruth Z, Ciqueto JRBG, Faria FC. Estudo comparativo de amostragem de invertebrados bentônicos ao longo do rio Embu-mirim (SP): pegador Ekman-birge versus Tubo. **Anais do VIII Congresso Brasileiro de Limnologia;** 2001; João Pessoa PB.

Merritt RW, Cummins KW. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall :Hunt publishing Company; 1984.

[MMA] Ministério do Meio Ambiente e [SRH] Secretaria dos Recursos Hídricos **Política Nacional dos Recursos Hídricos Legislação**. Brasília; 2001.

National Water Council. **River quality. The 1980 surveys and futures outlook**. London;1981.

Moulton TP. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro; 1998 .

Moura C.L.- **Distribuição de Metais Pesados (Cr, Cu, Ni e Zn) em Sedimentos de Fundo do Rio Embu-Mirim-SP**. São Paulo 2002. [Dissertação de Mestrado. IG-USP.]

Nimer E. Clima. In: **Geografia do Brasil. Sudeste Brasileiro**: IBGE. Rio de Janeiro; 1977. P. 51-89.

Odum P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Interamericana; 1983.

Oliveira JEC. **Barragem Santa Bárbara, Pelotas, Rio Grande do Sul. Observações do bentos profundal**. São Paulo; 1985.[Tese de Doutorado. Depto de Zoologia, Instituto de Biociências - USP].

Owen TL. **Handbook of common methods in limnology**. Saint Louis: The C.V. Mosby Company; 1974.

Payne Jr GH, Gaufin AR. Aquatic Diptera as indicators of pollution in a Midwestern stream. **Ohio J Sci** Columbus 1956; 56(5): 291-304.

Pennak RW. **Freshwater invertebrates of United States**. New York: Ronald Press Company;1989.

Perez R & Roldan PG. Niveles de contaminacion por detergentes y su influencia en las comunidades benticas del Rio Negro. **Univ. Antioquia, Medellin, Colômbia**; 1978. Vol 17N. 24, pp. 27-36.

Pérez GR. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Presencia. Bogotá, Colômbia; 1996.

Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG. **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras [IEA-USP]; 1999.

Resh VH. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for waterquality monitoring in developing and newly industrialised countries. **In:** Davis WS, Simon TP. **Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making**, Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1995. p. 167-77.

Roback SS. Insects (Arthropoda: Insecta) **In:** Hart Jr., CW & Fuller, SHL. (eds). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York Acad. Press, New York; 1974.

Rocha AA. **A limnologia, os aspectos ecológicos-sanitários e a macrofauna bentônica da represa do Guarapiranga na Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo; 1976. [Dissertação de Doutorado. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências da USP].

Rocha AA. **Fatos históricos do saneamento**. São Paulo: Scortecci;1997.

Rocha SM. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição na Represa do Guarapiranga-SP**. São Paulo; 1999. [Dissertação de Mestrado FSP-USP].

Roque FO & Trivinho-Strixino S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio(SP) utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. **In:**

Santos JE & Pires JSR. **Estudo integrado de um ecossistema –Estação Ecológica de Jataí**. Vol.2. São Carlos 2000. RIMA.

Rosemberg DM, Resh VH. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall; 1993.

Sanseverino AM, Nessimian JL, Oliveira ALH. A fauna de Chironomidae (Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis –RJ). **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro; 1998.

Santos LE, Santo Paulo M. Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo I. Climatologia. **Bol Inst Pesca**; 1985; 12(1): 1-10.

Sawyer RT. Leeches (Annelida: Hirudinea) **In.**: Hart Jr., CW & Fuller, SHL. (eds). **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York Acad. Press, New York; 1974.

Serrano MAS, Severi W, Toledo VJS. Comunidades de Chironomidae (Diptera) e outros macroinvertebrados em um rio tropical de planície – Rio Bento Gomes/ MT **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro; 1998.

Shimizu GY. **Represa de Americana: aspectos do bentos litoral**. São Paulo; 1978. [Dissertação de mestrado. Dep. de Zoologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo].

Siegel S. **Estatística não paramétrica**. São Paulo: MacGraw Hill do Brasil; 1975.

Silveira MP. **Estudo das comunidades de macroinvertebrados aquático e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2001. [Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro].

[SMA] Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Avaliação da poluição por fontes difusas afluyente ao reservatório Guarapiranga** - relatório síntese. São Paulo; 1998.

Strixino ST & Strixino G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo**. São Carlos: UFSCAR; 1995.

Ter Braak CJF, Prentice IC. The Theory of gradient analysis. **Adv.Ecol. Res.** 18. 1988.

Thorne RSTJ & Williams WO. The response of macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwater biology**; 1997 . 37, 671-686.

Tommasi L R. **Estudo de impacto ambiental**. São Paulo: CETESB: Terragraph Artes e Informática; 1994.

Walker, I. Population dynamics of Chironomidae (Diptera) in the central amazonian blackwater river Tarumã-Mirim (Amazonas – Brazil). **Oecologia Brasiliensis V. Ecologia de insetos aquáticos**. Instituto de biologia UFRJ Rio de Janeiro; 1998.

Welcomme RL. **River Fisheries**. Fisheries Technical paper 262. Food and agriculture organization of the United Nations; 1985.

Wetzel RG. **Limnology**. Saunders College Publ. Philadelphia; 1975.

Wiederholm, T. Use of benthos in monitoring. **J. Water Pollut. Control, Fed.**;1980; 52(3):537-547.

Wise EJ O'Sullivan A. Preliminary observations on the benthic macroinvertebrate communities of Ross Bay , a polluted area of Lough Lane, Soth-West Ireland. **Water Research**. Great Britan: Pergamon Press Ltd; 1980

Valentin JL. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos** Rio de Janeiro: Interciência; 2000.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. The River Continuum Concept. **Can Jour of Fish and Aquatic Sci** 1980; 37: 130-137.

ANEXO I

TABELAS

Tabela 1: Coliformes totais e fecais (NMP/100ml) do rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

COLIFORMES TOTAIS

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
C1	3000	30	2	140	17000	2300	11000	50000	1300	170	140	130	13000
C2	1700	22	1400	800	600	2	1100	800	170	30	8	7	1400
C3	130	170	11	3000	80000	30000	3500	1300	500	1700	500	1100	1700
C4	0	110	0	1300	500000	130000	13000	11000	170000	5000	50000	2400	13000
	COLIFORMES FECAIS												
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
C1	130	7	2	17	8000	1300	7000	50000	1300	60	60	22	13000
C2	11	9	900	300	230	2	500	800	26	4	4	0	170
C3	130	140	11	3000	80000	1700	110	110	230	900	110	1100	1700
C4	0	4	0	170	170000	2300	8000	8000	23000	5000	2300	800	5000

Tabela 2: Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em abril de 1999 (C1).

C1	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	TOTAL
Oligochaeta	0	91	0	44	4370	2296	667	1451	400	533	907	181	0	10940
Glossiphoniidae	0	0	0	0	0	4104	44	14053	148	844	725	0	91	20009
Nematoda	453	0	181	0	459	0	0	0	0	0	0	0	0	1094
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	15
Conchostraca	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91	0	0	363
Bivalve	181	544	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	725
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	272	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	287
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	544	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	544
Hydropsychidae	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Ceratopogonidae	0	0	181	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	196
Tabanidae	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	91	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	181
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypodinae	0	0	0	59	0	0	0	0	0	0	0	0	0	59
Chironomini	363	3717	272	252	32312	2059	44	4170	74	0	453	0	91	43807
Tanytarsini	635	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	649
Orthoclaadiinae	3354	363	1179	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4896
Densidade total	5349	4805	2811	415	37141	8459	756	19674	622	1393	2176	181	181	83963

Tabela 3: Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em julho de 1999 (C2).

C2	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	TOTAL
Oligochaeta	0	181	272	15	18445	3156	19583	9520	3867	8885	9882	622	59	74486
Glossiphoniidae	0	0	0	15	3719	148	9338	5893	74	2085	91	0	0	21363
Nematoda	0	0	272	0	1007	0	1632	181	59	272	0	0	15	3439
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	15
Conchostraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalve	272	0	181	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	468
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	0	91
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	181	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	181
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Ceratopogonidae	0	0	0	15	15	0	0	0	0	0	0	0	0	30
Tabanidae	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Empididae	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	193	0	0	0	0	0	0	0	0	193
Tanypodinae	0	91	0	74	0	0	0	0	15	0	0	0	0	180
Chironomini	272	91	0	252	72431	30	56120	10698	193	181	453	163	237	141120
Tanytarsini	181	0	91	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	302
Orthoclaadiinae	2901	544	2448	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5893
Densidade total	3626	907	3626	400	95823	3333	86764	26292	4222	11423	10426	785	326	247955

Tabela 4: Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em outubro de 1999 (C3).

C3	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	TOTAL
Oligochaeta	181	181	0	119	21882	800	2176	29828	41482	49501	9157	356	3083	158745
Glossiphoniidae	0	0	0	91	0	91	453	91	363	725	0	0	0	1813
Nematoda	91	544	0	15	133	0	997	0	430	1269	181	0	181	3842
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Conchostraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalve	272	363	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	635
Collembola	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	91
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	181	181
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	453	181	91	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	755
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	635	181	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	816
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypodinae	0	91	0	44	0	0	0	0	0	91	0	15	635	875
Chironomini	453	0	363	415	3067	0	2539	8976	24385	16047	635	444	36809	94132
Tanytarsini	272	91	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	377
Orthocladiinae	4896	9248	2720	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16893
Densidade total	6618	11333	3445	757	25082	891	6165	38985	66660	67634	9973	815	40889	279246

Tabela 5: Valores de densidades (org/m²) da fauna bentônica do rio Embu-mirim(SP), em janeiro de 2000 (C4).

C4	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	TOTAL
Oligochaeta	91	91	272	44	18134	59	20218	2448	17689	272	1723	533	363	61936
Glossiphoniidae	0	0	0	30	0	0	0	0	148	0	0	15	0	193
Nematoda	91	725	997	0	89	0	997	544	533	181	0	0	0	4158
Gastropoda	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	0	91
Conchostraca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalve	0	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272
Collembola	0	0	0	0	0	0	544	0	0	0	0	0	0	544
Leptophlebiidae	91	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	181
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	181	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	181
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	15
Elmidae	0	0	635	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	635
Hydropsychidae	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91
Philopotamidae	0	0	363	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	363
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	725	272	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	997
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	272	91	1632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1995
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypodinae	0	0	725	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	755
Chironomini	181	181	0	237	4326	0	272	725	26015	0	1088	104	0	33130
Tanytarsini	181	363	272	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	831
Orthocladiinae	2720	14325	4080	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21124
Densidade total	3626	16954	9429	356	22548	59	22122	3717	44386	453	2811	667	363	127490

Tabela 6: Taxa mais representativos dentro dos grupos Glossiphonidae, Chironomini e Orthocladinae no rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

GLOSSIPHONIDAE	C1	C2	C3	C4	TOTAL	%
Hirudinea	6	16	14	4	40	4,0
Stagnalis	476	443		7	926	92,5
Lineata	27		6	2	35	3,5
Total	509	459	20	13	1001	100
Chironomini	C1	C2	C3	C4	TOTAL	%
Chironomini	69	36	778	30	913	7,1
Chironomus	2374	5660	1859	2068	11961	92,9
Total	2443	5696	2637	2098	12874	100
Orthocladinae	C1	C2	C3	C4	TOTAL	%
Lopescladius	52	64	184	218	518	98,1
Corynoneura	2	1	3	4	10	1,9
Total	54	65	187	222	528	100

Tabela 7: Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de abril de 1999 (C1).

[illegible]

Tabela 8: Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de julho de 1999 (C2).

[illegible]

Tabela 9: Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de outubro de 1999 (C3).

[illegible]

Tabela 10: Abundância relativa da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP) na coleta de janeiro de 2000 (C4).

[illegible]

Tabela 11: Valores de riqueza, diversidade (bits. Ind⁻¹) e uniformidade da fauna bentônica do rio Embu-mirim (SP), nos meses de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

C1	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
Riqueza de táxons	7,00	5,00	8,00	7,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	4,00	1,00	2,00
Diversidade de Shannon-Wiener	1,84	1,14	2,47	1,87	0,62	1,51	0,64	1,10	1,27	1,04	1,72	0,00	1,00
Uniformidade	0,65	0,49	0,82	0,67	0,39	0,95	0,40	0,69	0,80	0,65	0,86	0,00	1,00
C2													
Riqueza de táxons	4,00	4,00	8,00	6,00	7,00	3,00	5,00	4,00	6,00	4,00	3,00	2,00	4,00
Diversidade de Shannon-Wiener	1,03	1,57	1,77	1,68	1,04	0,34	1,36	1,59	0,57	0,95	0,33	0,74	1,19
Uniformidade	0,52	0,79	0,59	0,65	0,37	0,21	0,58	0,80	0,22	0,48	0,21	0,74	0,59
C3													
Riqueza de táxons	7,00	8,00	5,00	8,00	3,00	2,00	4,00	4,00	4,00	5,00	3,00	3,00	5,00
Diversidade de Shannon-Wiener	1,46	1,14	1,11	2,09	0,58	0,47	1,76	0,82	1,04	1,01	0,47	1,10	0,58
Uniformidade	0,52	0,38	0,48	0,70	0,37	0,47	0,88	0,21	0,52	0,44	0,30	0,70	0,25
C4													
Riqueza de táxons	7,00	9,00	11,00	5,00	3,00	1,00	5,00	3,00	4,00	2,00	2,00	4,00	1,00
Diversidade de Shannon-Wiener	1,42	1,03	2,60	1,55	0,74	0,00	0,56	1,26	1,08	0,97	0,96	0,92	0,00
Uniformidade	0,51	0,32	0,75	0,67	0,47	0,00	0,24	0,80	0,54	0,97	0,96	0,46	0,00

Tabela 12: Distribuição dos organismos bentônicos mais representativos, ao longo do rio Embu-mirim, de acordo com suas categorias funcionais alimentares, em todas as coletas.

	OLIGO	GLOS	NEM	GAS	BIV	LEPTOP	ELMID	CERA TO	TIPU	TAN YP	CHIR	TANYT	ORTH
	CI-Dtr	Pd.	Dtr até Pd	Ra	Fil	CI-RA	CI-Ra	Pd	CI-Fr	Pd	CI-Ra	CI-Ra	CI-Ra
P1	272	0	635	0	725	91	0	453	272	0	1269	1269	13871
P2	544	0	1269	0	1179	0	0	907	816	181	3989	453	24479
P3	544	0	1451	0	181	363	1451	544	1904	725	635	363	10426
P4	222	135	15	0	0	15	0	59	0	207	1156	74	30
P5	62830	3719	1689	0	0	0	0	15	0	0	112135	0	0
P6	6311	4343	0	0	0	0	0	0	0	0	2089	0	0
P7	42643	9836	3626	91	0	0	0	0	0	0	58975	0	0
P8	43246	20036	725	0	0	0	0	0	0	0	24569	0	0
P9	63438	733	1022	0	15	0	0	0	0	15	50667	0	0
P10	59192	3655	1723	15	0	0	0	0	0	91	16228	0	0
P11	21668	816	181	0	0	0	0	0	0	0	2629	0	0
P12	1692	15	0	0	0	0	0	0	0	15	711	0	0
P13	3504	91	196	15	0	0	0	0	0	635	37136	0	0
CI-coletor, Pd-predador, Dtr-detritivoro, Fr-fragmentador, Fil-filtrador, Ra-raspador													

Representação gráfica das categorias funcionais tróficas de acordo com o Conceito de Continuidade de Rios (VANNOTE *et al* 1980 In.: BAPTISTA 1998b).

Tabela 13: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman (r_s) para todos os pontos em todas as coletas. Organismos bentônicos mais representativos correlacionados com parâmetros F/Q e variáveis climáticas, com r_s superior á 0,5 tanto para correlação positiva (vermelho**) quanto para negativa (**azul**).**

	Cor	Con	Ca	Mg	Cl	Alc	OD	DBO	DT	NH4	NO2	NO3	FeTot	Fe	Na	K	PO4	PT
Oligo		0,56	0,60	0,52	0,60	0,57	-0,52			0,66			0,67		0,55	0,54	0,69	0,58
Gloss																		
Nem																		
Biv						-0,54	0,54		-0,53	-0,50			-0,53					
Eph																		
Elmid																		
Cerato					-0,50	-0,53			-0,51	-0,53	-0,54		-0,51		-0,54	-0,52	-0,56	
Tipu						-0,53	0,51		-0,51	-0,51	-0,56		-0,54	-0,54	-0,56	-0,56		
Tanypodinae																		
Chironomini																		
Tanytarsini		-0,63	-0,66		-0,63	-0,63	0,59		-0,63	-0,63	-0,64	-0,52	-0,61		-0,64	-0,63	-0,62	
Orthoclaadiinae	-0,54	-0,72	-0,70	-0,64	-0,65	-0,73	0,74	-0,55	-0,74	-0,71	-0,71		-0,74	-0,57	-0,71	-0,67	-0,64	

Tabela 14: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman (r_s), para todos os pontos em todas as coletas. Organismos bentônicos mais representativos correlacionados com eles mesmos, com $\alpha = 0,05$ e r_s superior á 0,5 tanto para correlação positiva (**vermelho**) quanto para negativa (não foram obtidas com valores de r_s superior á 0,5).

	Oligo	Gloss	Nem	Bivalve	Leptoph	Elmidae	Cerato	Tipulidae	Tanypo	Chiron	Tanytar	Ortho
Oligochaeta										0,56		
Glossiphonidae												
Nematoda												
Bivalve									0,61			0,70
Leptophlebiidae						0,60		0,62				
Elmidae					0,60		0,51	0,61				
Ceratopogonidae						0,51		0,62	0,60		0,75	0,63
Tipulidae					0,62	0,61	0,62					0,73
Tanypodinae				0,61			0,60					
Chironomini	0,56											
Tanytarsini							0,75					0,60
Orthocladiinae				0,70			0,63	0,73			0,60	

Tabela 15: Valores obtidos através da metodologia BMWP para o rio Embu-mirim, segundo adaptação desenvolvida pela CETEC (JUNQUEIRA *et al* 2000). Em negrito pontos com qualidade da água ruim, os demais qualidade péssima .

BMWP														
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	
C1	21	13	31	19	6	5	5	5	5	5	5	2	4	
C2	7	2	24	9	14	5	10	5	11	5	5	2	2	
C3	12	17	16	9	2	5	5	10	5	5	2	2	10	
C4	17	24	40	5	2	2	2	2	5	2	2	12	2	

Classificação da qualidade das águas segundo adaptação do índice BMWP desenvolvida pela CETEC (JUNQUEIRA *et al* 2000).

CLASSE	FAIXA DE "SCORE"	QUALIDADE DA ÁGUA
1	>81	Excelente
2	80-61	Boa
3	60-41	Regular
4	40-26	Ruim
5	<25	Péssima

Tabela 16: Densidade total de Oligochaeta onde até 1.000 indivíduos por m² estão representados em verde - poluição desprezível, entre 1.000 e 5.000 indivíduos por m² estão em preto - poluição moderada e acima de 5.000 indivíduos por m² estão em vermelho - forte poluição.

Densidade Oligochaeta													
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
C1	0	91	0	44	4370	2296	667	1451	400	533	907	181	0
C2	0	181	272	15	18445	3156	19583	9520	3867	8885	9882	622	59
C3	181	181	0	119	21882	800	2176	29828	41482	49501	9157	356	3083
C4	91	91	272	44	18134	59	20218	2448	17689	272	1723	533	363

Tabela 17: Abundância relativa de Oligochaeta aonde está representado até 60% em verde - boas condições, entre 60 e 80% em preto – duvidosa e mais que 80% em vermelho - altamente poluída.

Abundância relativa Oligochaeta													
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13
C1	0	1,89	0	11	11,77	27,1	88,24	7,373	64,3	38,3	41,67	100	0
C2	0	20	7,5	3,7	19,25	94,7	22,57	36,21	91,6	77,78	94,78	79	18
C3	2,74	1,6	0	16	87,24	89,8	35,29	76,51	62,2	73,19	91,82	44	7,5
C4	2,5	0,53	2,88	13	80,42	100	91,39	65,85	39,9	60	61,29	80	100

Tabela 18: Medidas bioindicadoras avaliadas no rio Embu-mirim durante o período de estudo.

[illegible]

ANEXO II

FIGURAS

Figura 1: Variação espacial da temperatura do Ar (°C) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 2: Variação espacial da temperatura da água (°C) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 3: Variação espacial da cor (mg Pt/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 4: Variação espacial da turbidez (UNT) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 5: Variação espacial da condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 6: Variação espacial do pH no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 7: Variação espacial do OD (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 8: Variação espacial da DBO (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 9: Variação espacial da amônia (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 10: Variação espacial do nitrito (µg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 11: Variação espacial do nitrato (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 12: Variação espacial do fosfato ($\mu\text{g/L}$) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 13: Variação espacial do PT ($\mu\text{g/L}$) (fósforo total) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 14: Variação espacial do Na (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 15: Variação espacial do K (mg/L) no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Figura 16: Variação espacial da porcentagem de matéria orgânica no sedimento do rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4).

Coeficiente : Bray Curtis
 Metodo de agrupamento : Media ponderada (WPGMA)
 Correlacao cofenetica = 0.8919

Figura 17: Dendrograma de Similaridade entre os pontos amostrados ao longo do rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000(C4) - variáveis físicas e químicas.

Figura 18: Análise de componentes principais (PCA) – variáveis físicas e químicas no rio Embu-mirim no período de estudo.

Variância nos quatro primeiros eixos

Eixos	Autovalor	%de variância	%Cum.Var.	Linha de quebra Autovalor
1	2.993	43.305	43.305	1.122
2	1.162	16.811	60.117	0.822
3	0.812	11.754	71.871	0.671
4	0.495	7.163	79.034	0.571

Correlações (coeficientes de Pearson)

Eixos	1 r	2 r	3 r
Cor	,603	-,281	,283
Con	,960	,028	-,212
Ca	,876	,215	-,259
OD	-,780	-,179	,202
DBO	,575	-,019	,111
NH4	,850	,230	-,235
NO2	,887	,218	-,161
NO3	,435	-,284	,134
Fe	,818	-,105	,390
Si	-,104	,229	,391
Na	,861	,143	-,321
K	,918	-,201	,007
STS	,449	-,374	,593
PO4	,737	,238	-,278
PT	,717	-,072	,256
prof	,132	,848	,441
Sec	,405	,570	,276
pH	,208	,418	-,059
turb	,336	-,519	,561
tag	,117	,001	-,149
Ntot	,163	,314	-,385
Moa	-,498	,423	-,437
Mos	,226	-,042	,256

Tabelas relativas à PCA – variáveis físicas e químicas (figura 18). Em negrito coeficientes de Pearson superiores a 0,5.

Figura 19: Variação espacial dos coliformes totais no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000 (C4).

Figura 20: Variação espacial dos coliformes fecais no rio Embu-mirim nas coletas de abril 1999 (C1), julho 1999 (C2), outubro 1999 (C3) e janeiro 2000.

Figura 21 e 22: Densidade total da macrofauna bentônica do rio Embu-mirim por coleta e por pontos, nas coletas de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

Figura 23: variação espacial das densidades dos principais grupos da fauna bentônica nas coletas de abril (C1), julho (C2) e outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4)

Figura 24: Distribuição espacial dos índices da estrutura da comunidade bentônica do rio Embu-mirim nas coletas de abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

Figura 25: Distribuição espacial da razão Oligochaeta/Chironomidae do rio Embu-mirim nas coletas abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

Figura 26: Distribuição espacial da razão Tanytarsini/Chironomidae do rio Embu-mirim nas coletas abril de 1999 (C1), julho de 1999 (C2), outubro de 1999 (C3) e janeiro de 2000 (C4).

Variância nos quatro primeiros eixos

Eixos	Autovalor	% de variância	% Cum Var	Linha de quebra Autovalor
1	347.104	36.486	36.486	137.114
2	143.949	15.131	51.617	101.879
3	132.008	13.876	65.494	84.262
4	66.706	7.012	72.505	72.517

Correlações (coeficientes de Pearson)

Eixos	1 r	2 r	3 r
ColT	,696	,456	,506
ColF	,713	,378	,509
oligo	,675	-,470	,057
Glos	,535	,455	-,343
Nem	-,020	-,575	,679
Gastr	,096	,094	,020
Conch	-,108	,030	,083
Biv	-,552	,034	,417
Colemb	,110	,020	,186
Eph	-,538	,228	-,071
Belo	,188	-,274	-,044
Vel	-,272	-,117	,210
Lib	,079	-,084	,126
Coena	,059	,107	-,078
Elm	-,556	-,101	,067
Hydr	-,471	-,208	-,009
Philo	-,374	-,175	,013
Lepto	-,239	,144	,344
Cerato	-,651	-,210	,226
Taban	,036	-,181	-,062
Empi	-,159	,126	,221
Tipu	-,749	-,231	,105
Psyc	,125	-,304	,031
Tanyp	-,245	-,116	,035
Chir	,458	-,613	,237
Tanyt	-,707	-,011	,372
Ortho	-,883	-,083	,333

Tabelas relativas à PCA - organismos bentônicos (Figura 27). Em negrito coeficientes de Pearson superiores à 0,5.