

**UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais**

**ABORDAGEM PRELIMINAR E INTEGRADA DA  
QUALIDADE DA ÁGUA DA MICROBACIA DO CÓRREGO  
DA AREIA BRANCA, CAMPINAS - SP**

**Fernanda Mara Cabral Rodrigues**

**Taubaté – SP**  
**2007**

**UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais**

**ABORDAGEM PRELIMINAR E INTEGRADA DA  
QUALIDADE DA ÁGUA DA MICROBACIA DO CÓRREGO  
DA AREIA BRANCA – CAMPINAS - SP**

**Fernanda Mara Cabral Rodrigues**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestre em Ciências Ambientais pelo Programa de  
Pós-graduação em Ciências Ambientais da  
Universidade de Taubaté. Área de concentração:  
Ciências Ambientais  
Orientadora: Dra. Maria Helena de Arruda Leme

**Taubaté – SP**  
**2007**

**FERNANDA MARA CABRAL RODRIGUES**  
**ABORDAGEM PRELIMINAR E INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA DA**  
**MICROBACIA DO CÓRREGO DA AREIA BRANCA – CAMPINAS - SP**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté.  
Área de Concentração: Ciências Ambientais

**Data: 08/03/2007**

**Resultado: Aprovada**

**BANCA EXAMINADORA**

Profª . Dra. Maria Helena de Arruda Leme

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - Universidade de Taubaté

Prof.. Dr. Carlos Eduardo Matheus

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais - Universidade de Taubaté

Profª Dra. Luíza Ishikawa Ferreira

Pontifícia Universidade Católica de Campinas – PUC-Campinas

*Dedico este trabalho às pessoas que estiveram sempre presentes em todos os momentos e agradeço profundamente, aos meus pais Fernando Cabral (em memória) e Thereza Gomes Cabral, aos meus irmãos e cunhados Lina Emília Cabral, Fernando Cabral Júnior, Mônica Aveniente, Sônia Maria Cabral Baltazar, Marco Antônio Baltazar e minha sobrinha Ana Júlia Cabral Baltazar. Ao Marcos Valério Rodrigues, pela serenidade, amor, dedicação, companheirismo e pelos momentos construídos em conjunto e sonhos realizados, entre eles, o curso e o nosso filho Tales Cabral Rodrigues.*

## AGRADECIMENTOS

À Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria Helena de Arruda Leme, pela amizade, paciência, orientação, dedicação, oportunidade e confiança que em mim depositou, permitindo alcançar mais uma etapa na minha formação acadêmica.

Ao Prof. Dr. Marcelo Targa, Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté, pela atenção dispensada aos assuntos acadêmicos.

Ao Prof. Dr. Pedro Magalhães Lacava, ex. Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté, pelas valiosas informações fornecidas.

Aos Professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, em especial à secretária Jeni Gondolo pela presteza nas informações e pela paciência.

Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Matheus e à Prof<sup>a</sup>. MSc. América Jacintha Moraes, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo, Campus São Carlos, pelo empréstimo do "Kit" de análise química, física e biológica da água, pela colaboração, dedicação, carinho, sugestões e incentivos constantes.

À Prof<sup>a</sup>. Monica Pinto de Oliveira e à Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Luíza Ishikawa Ferreira do Centro de Ciências da Vida - Faculdade de Biologia da Pontifícia Universidade

Católica de Campinas, pelo auxílio na identificação dos macroinvertebrados bentônicos; colaboração, dedicação, carinho e incentivos constantes a mim dispensados.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Alaíde Aparecida Fonseca Gessner, do Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos, pelas sugestões, pelos materiais bibliográficos e, principalmente, pela sensibilidade, dedicação, colaboração, carinho e incentivos constantes demonstrados.

À Prof<sup>a</sup> Dra. Susana Trivinho Strixino do Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos, pelos materiais bibliográficos fornecidos, pela atenção e carinho.

Aos Professores Dr. Carlos Eduardo Matheus e Dr. Nelson Wellausen Dias, do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté, pelas preciosas sugestões no exame de qualificação.

Ao biólogo César Prado, Instituto de Pesca - Santos, pela colaboração nas imagens de satélite.

Ao Prof. Dr. Robert Okazaki do Departamento de Zoologia da Weber State University, Ogden (EUA), pelo auxílio na tradução do Abstract.

Aos amigos das Turmas XI a XIV do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté, pelas sugestões nos seminários apresentados durante o curso.

Ao meu marido Marcos Valério Rodrigues pela ajuda nas coletas, amizade, atenção, companheirismo, incentivo, sugestões e colaboração em todas as etapas do mestrado.

À minha mãe Thereza Gomes Cabral, às irmãs Lina Emília Cabral e Sônia Maria Cabral Baltazar, ao cunhado Marco Antônio Baltazar e à sobrinha Ana Júlia Cabral Baltazar, pela atenção, disponibilidade, solicitude, paciência, carinho e incentivos dispensados.

Às famílias Cabral e Rodrigues, pela compreensão nas ausências dos encontros familiares.

A família Regis de Moraes, em especial a Flávia Domitila Costa Moraes pelos incentivos constantes.

Aos amigos Aluísio Teixeira Júnior, Anita Lucélia Pardim, Eda Siqueira Lima de Mendonça, Maria Aparecida Soares da Silva, Maria de Lourdes Pinheiro, Marisa Brait Nogueira, Maurício Solera Rodrigues da Silva e Roberto Polle, pelos incentivos.

A Deus que permitiu que concluísse mais uma fase de minha vida.

A todos que de maneira direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Optar pela vida significa construir uma sociedade que dá sustentação à vida. Sociedade sustentável é aquela que satisfaz suas necessidades sem pôr em risco as perspectivas das gerações futuras, a Sociedade de Sustentação da Vida opera dentro da ‘capacidade de carga’ de seu sistema de suporte de vida regional, tanto nos recursos que consome quanto nos resíduos que produz. Participamos da crescente teia da vida, dando e recebendo o “feedback” necessário para seu sustento e mantendo a integridade e o equilíbrio em virtude de um constante fluxo”.*

*MACY & BROWN, 2004*



## Resumo

Este trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água da microbacia do Córrego da Areia Branca por meio de análises de variáveis hidrológicas (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e transparência) e da composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Amostragens foram realizadas quinzenalmente no período de setembro de 2005 a janeiro de 2006 em três trechos distintos da microbacia, incluindo a nascente. Os macroinvertebrados foram identificados ao nível máximo de família. Foram efetuadas análises de diversidade e equidade para comparar as comunidades e Análise de Componentes Principais com os fatores bióticos e abióticos. Sete famílias foram amostradas: Chironomidae, Tipulidae, Simuliidae, Psychodidae, Glossiphoniidae, Tubificidae e Lymnaeidae. A família Chironomidae foi dominante nos três pontos de amostragens. A nascente apresentou melhor qualidade da água em relação aos outros dois trechos por apresentar vegetação ripária em seu entorno. O ponto 2, localizado a 500m a da nascente apresentou reduzida qualidade da água, entretanto, mostrou maior diversidade. O ponto 3 apresentou pior qualidade da água, com valores de OD próximos de 0 e condutividade média de 537,2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Neste trecho, os táxons *Chironomus*, Psychodidae e Tipulidae foram os mais abundantes. A condutividade e a transparência da água foram os principais fatores determinando a baixa diversidade na microbacia. Os resultados deste estudo poderão servir como base para futuro monitoramento ambiental visando a recuperação da microbacia do Córrego da Areia Branca.

**Palavras-chave:** Qualidade da água. Bioindicadores ambientais. Macroinvertebrados bentônicos. Monitoramento ambiental. Córrego da Areia Branca.

**Preliminary and Integrative Assessment of Water Quality of the Micro-basin of  
Córrego da Areia Branca, Campinas, SP**

The purpose of this study was to analyze the water quality of the micro-basin of Córrego da Areia Branca, through analysis of hydrologic (temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity and clarity) and analysis of the benthic community of macroinvertebrates. Samplings were carried out at each fifth day in three distinctive sites of the micro-basin, from September 2005 to January 2006. The macroinvertebrates were identified at maximum level of family. It was carried out analysis of diversity and similarity to compare communities and Principal Component Analysis (PCA) of biotic and hydrologic factors. Seven families were found: Chironomidae, Tipulidae, Simuliidae, Psychodidae, Glossiphoniidae, Tubificidae and Lymnaeidae. The family Chironomidae was the most abundant in the three sites sampled. The origin (Site 1) showed the best water quality compared as the other sites due to riparian vegetation around. The Site 2, located at 500m from the origin, had decreased water quality, however, showed the highest diversity. The worst water quality was observed in Site 3 which had near zero dissolved oxygen coupled with the high conductivity values (average 537,2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). In such site, the taxons *Chironomus*, Psychodidae and Tipulidae were the most abundant. Conductivity and water clarity were the principal factors determining the low diversity of macroinvertebrates in the micro-basin. The findings of this study can be used as a baseline for further environmental monitoring for the future recovery of the Córrego da Areia Branca micro-basin.

**Key-words:** Water quality. Bioindicators. Benthic macroinvertebrates. Environmental monitoring. Córrego da Areia Branca.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>6</b>
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>7</b>
<b>3.1 Monitoramento Ambiental.....</b>	<b>9</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>15</b>
<b>4.1 Local de Estudo.....</b>	<b>15</b>
<b>4.2 Pontos de Amostragens.....</b>	<b>16</b>
<b>4.3 Amostragens dos Macroinvertebrados Bentônicos.....</b>	<b>18</b>
<b>4.4 Amostragens das Variáveis Hidrológicas.....</b>	<b>19</b>
<b>4.4.1 Temperatura da água.....</b>	<b>20</b>
<b>4.4.2 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....</b>	<b>20</b>
<b>4.4.3 Oxigênio Dissolvido.....</b>	<b>20</b>
<b>4.4.4 Condutividade Elétrica da Água.....</b>	<b>21</b>
<b>4.4.5 Transparência da Água.....</b>	<b>21</b>
<b>4.5 Análise dos Dados.....</b>	<b>21</b>
<b>5 RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
<b>5.1 Composição e Distribuição de Macroinvertebrados Bentônicos na Microbacia do Córrego da Areia Branca.....</b>	<b>23</b>
<b>5.2 Índices Bióticos.....</b>	<b>25</b>
<b>5.3 Variáveis Hidrológicas.....</b>	<b>28</b>
<b>5.3.1 Temperatura da Água.....</b>	<b>29</b>
<b>5.3.2 Oxigênio Dissolvido.....</b>	<b>29</b>

<b>5.3.3 Condutividade Elétrica.....</b>	<b>29</b>
<b>5.3.4 Potencial Hidrogeniônico (pH) .....</b>	<b>30</b>
<b>5.3.5 Transparência da Água.....</b>	<b>30</b>
<b>5.4 Análise de Componentes Principais.....</b>	<b>33</b>
<b>6 DISCUSSÃO.....</b>	<b>37</b>
<b>7 CONCLUSÃO .....</b>	<b>43</b>
<b>8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>45</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Como muitos centros urbanos e industriais, praticamente todas as cidades da região de Campinas se desenvolveram às margens de seu recursos hídricos, constituídos pelas bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí. Grande parte da projeção alcançada pela região em termos econômicos, culturais e políticos ao longo dos tempos deve-se às suas águas, empregadas nas primeiras propriedades rurais do Ciclo da Cana no final do século 18 e início do século 19, nas fazendas do Ciclo do Café, e nas cidades e indústrias do século 20. É lamentável que a região esqueça desse tributo que deve aos seus rios, que passaram por um processo de degradação cada vez mais intenso a partir das décadas de 50 e 60. Foi nesse período que a região de Campinas passou a viver um crescimento urbano desordenado, em sintonia com a proliferação das indústrias, tudo sem o mínimo planejamento por parte das autoridades (MARTINS, 2004).

De maneira geral, ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência negativa de atividades antrópicas como mineração, canalização, construção de barragens e represas, lançamentos de efluentes domésticos e industriais não tratados, eutrofização artificial entre tantas outras (CALLISTO *et al.*, 2001a,b). Como consequência disto, a sociedade também vem sendo ameaçada pois uma das consequências do uso descontrolado dos ambientes aquáticos é a aceleração de processos eutrofizantes e degradativos destes sistemas e da qualidade da água para consumo humano. A sociedade também perde em termos financeiros devidos aos elevados custos de tratamento e investimentos nas bacias hidrográficas.

Atualmente, a água é reconhecida como bem econômico (Lei 9.433 de janeiro de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos), sendo determinada a cobrança por seu uso, com as quantias arrecadadas revertidas para a bacia hidrográfica em que foram geradas

por determinação dos Comitês de Bacias (BRASIL, 1997). Neste contexto, os comitês e Agências de Águas têm grande responsabilidade no investimento destes rendimentos para o financiamento de programas de monitoramento.

Esta seria uma possível solução para os problemas sócio-ambientais, gerados pela má gestão dos recursos hídricos, os quais podem ser resolvidos pelo desenvolvimento de metodologias de diagnóstico eficiente – monitoramento ambiental.

O monitoramento ambiental funciona como uma ferramenta fundamental da sociedade, através do qual se pode avaliar o estado de preservação e/ou de degradação dos ecossistemas, fornecendo subsídios para a proposição de estratégias de conservação de áreas intactas e planos de recuperação para áreas degradadas.

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada por meio de medições de alterações nas concentrações de variáveis físicas, químicas e microbiológicas (coliformes totais e fecais). Pela resolução CONAMA 357 de março de 2005, estas variáveis são as ferramentas principais para classificação e enquadramento de córregos e rios em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ambientes aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas, detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto, algumas desvantagens deste método emergem em escala temporal e espacial, pois esse monitoramento registra apenas o momento em que foram coletadas, de forma que, para um monitoramento temporal eficiente, várias amostras são necessárias, implicando em elevação dos custos do monitoramento (METCALFE, 1989, WHITFIELD, 2001). Em escala espacial, deve-se considerar que este monitoramento perde em definição e acuracidade dependendo da distancia da fonte poluidora,

devido à propriedade de diluição das águas. Este método de avaliação também tem sido considerado ineficiente por desconsiderar a avaliação de qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente.

Por definição, biomonitoramento, ou uso de parâmetros biológicos para medir a qualidade da água, se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio em que vivem para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, seja por ação natural ou antropogênica (ROSENBERG; RESH, 1993). As respostas dos organismos se devem à sua sensibilidade ou tolerância a diversos parâmetros como poluição orgânica ou outros tipos agentes que causam perturbação ambiental, de forma que organismos específicos têm sido considerados indicadores biológicos, ou bioindicadores.

O uso de bioindicadores para monitoramento da qualidade de ambientes aquáticos traz vantagens relacionadas com a permanência de organismos na área, mesmo sob condição de “stress” ambiental. Dessa forma, pode-se em primeira instância, se classificar um ambiente com base na fauna local.

Dois métodos vêm sendo utilizados para detectar a sensibilidade de organismos a mudanças ambientais e os aspectos biológicos dos ecossistemas. O método “*bottom up*”, que envolve testes experimentais toxicológicos realizados em laboratório, considerando as respostas dos organismos (que podem ser fisiológica, bioquímica, comportamental, metabólica ou do ciclo de vida), a estressores específicos e, posteriormente, inferindo o padrão para o ambiente natural. Outro método é o chamado “*top down*”, que avalia, em nível macro, os impactos ambientais por meio da medição da alteração da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas. Este último tem sido considerado o método mais rápido e prático para o manejo de ecossistemas aquáticos por avaliar eficientemente mudanças na biodiversidade, considerando a perda de espécies; a qualidade da água por métodos relativamente simples e de baixo custo; o efeito sinérgico das alterações

antropogênicas ocorridas na bacia hidrográfica (devido desmatamentos ou descarga de efluentes domésticos e industriais e de maneira geral, a integridade ecológica dos ecossistemas) (BUSS *et al.*, 2003).

Diversos grupos biológicos têm sido abordados como possíveis indicadores da qualidade da água como fungos, protozoários, bactérias, peixes e macrófitas aquáticas. Entretanto, o grupo de macroinvertebrados bentônicos é o mais testado e utilizado (ROSENBERG; RESH, 1993, BUSS *et al.*, 2003) por apresentar uma série de vantagens como riqueza de espécie com grande espectro de respostas, abundância em todos os ambientes e de natureza relativamente sedentária o que permite uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações. Além disso, o método de coleta e identificação é relativamente fácil e de baixo custo se comparado aos métodos de análises físicas e químicas.

O monitoramento biológico para avaliação da qualidade de rios e riachos vem sendo utilizado em larga escala em países de América do Norte e Europa desde a década de 70. É realizado, principalmente, por meio da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores da qualidade da água (METCALFE, 1989). Os métodos de avaliação podem variar e diversos protocolos de avaliação ambiental podem ser aplicados, mas de maneira geral, os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; concentração de substâncias tóxicas, entre outros.

O método mais difundido atualmente é o Protocolo de Avaliação Rápida (PAR) da qualidade da água, com abordagens qualitativas sobre a comunidade faunística e ambiental (PLAFKIN *et al.*, 1989). Pelo PAR, para avaliar o grau de impacto ambiental em uma localidade “teste”, analisam-se os parâmetros ambientais (fatores físicos e químicos da água, presença ou ausência de mata ciliar, uso e ocupação do solo) e a comunidade de



macroinvertebrados (riqueza, abundância e similaridade). O grau de degradação é dado pela comparação com localidades de “referência”, considerados controle por apresentarem excelentes condições de integridade ambiental. Dessa forma, este método implica a aplicação de critérios integrados e multidisciplinares para a avaliação da qualidade ambiental (PLAFKIN *et al.*, 1989, RESH; JACKSON, 1993).

A aplicação de critérios integrados para a avaliação da qualidade da água tem sido discutida desde a década de 1970 por pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e América do Norte. No Brasil, essa técnica é relativamente recente, e ainda está em fase de pesquisas básicas efetuadas principalmente por universidades e agências ambientais. Isto se deve principalmente às dimensões continentais e à diversidade geográfica de nosso país. Além disso, pode-se pontuar ainda a má distribuição de recursos humanos regionais geradores de conhecimento (incluindo taxonomistas), para fornecer subsídios técnico-científicos, e mesmo a falta de conhecimento básico sobre a taxonomia e ecologia das espécies. Dessa forma, o monitoramento biológico ainda não está enquadrado como variável na avaliação de qualidade de água nas legislações ambientais pertinentes ao nosso país, fato que incide em altos custos das análises atuais e perdas de informações relevantes para o manejo de bacias hidrográficas (BUSS *et al.* 2003).

A análise integrada para avaliação da qualidade da água da microbacia do Córrego da Areia Branca, localizada na sub-bacia do Capivari, estado de São Paulo é a proposta da presente dissertação. Esta microbacia abrange uma região industrial e urbanizada na cidade de Campinas. Este estudo pretende verificar o estado de “saúde” do ambiente por meio da avaliação da presença de indicadores ambientais físicos, químicos e biológicos. Inferências sobre a ação antrópica local serão realizadas por meio de percepção ambiental do entorno dos trechos estudados, os quais foram selecionados por apresentarem características distintas.

## **2 OBJETIVOS**

O presente trabalho visa analisar a qualidade física, química e biológica da água da microbacia do Córrego da Areia Branca ao longo de um gradiente longitudinal, incluindo a nascente, localizada em área urbanizada no município de Campinas, SP. Serão efetuadas análises da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e das variáveis hidrológicas como: temperatura da água, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica e transparência da água, como subsídios para a avaliação do recurso hídrico.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

O crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem, provocando contaminação dos ambientes aquáticos, contaminação de lençol freático, desmatamentos e introdução de espécies exóticas, resultando na diminuição da diversidade de habitats e perda da biodiversidade (GOULART; CALLISTO, 2003).

Por definição, uma bacia hidrográfica, é uma região abrangida pelas terras onde as águas das chuvas e dos rios se deslocam em direção a um rio principal (Martins, 2004). Para Moraes (2001), uma bacia hidrográfica é um sistema biofísico e sócio-econômico, integrado e interdependente, no qual são estabelecidas diversas atividades agrícolas e industriais, de comunicações e serviços, facilidades recreacionais, formações vegetais, nascentes, córregos, riachos, lagoas e represas. Considerada como uma unidade funcional, os processos e interações ecológicas podem ser caracterizados, quantificados e modelados, permitindo avaliar as modificações decorrentes de funções naturais e antropogênicas ao longo do espaço e do tempo. A utilização da bacia hidrográfica como unidade de estudo permite, ainda, o planejamento mais adequado dos recursos hídricos, envolvendo procedimentos que incluem o inventário e o levantamento de informações básicas do ambiente biofísico, como; clima, relevo, geologia, hidrologia, fauna, flora, qualidade da água e aspectos culturais (Rocha *et al.*2000).

Martins (2004) relata que o recurso hídrico de boa qualidade está cada vez mais escasso, principalmente em áreas densamente povoadas e muito industrializadas, além, é claro, daquelas regiões em que naturalmente a disponibilidade hídrica é menor. A poluição é o principal fator limitador do acesso à água e a multiplicação de fontes poluidoras – e de

consumo – vem acontecendo em um ritmo muito superior ao do que a natureza é capaz de refazer. O resultado é a poluição das águas superficiais e subterrâneas, que pode ser causada pela falta de tratamento dos esgotos urbanos, industriais, lixo doméstico, hospitalar, industrial e agrotóxico (MARTINS, 2004).

Segundo Braga *et al.* (2003), o número de nascentes está diminuindo e está havendo o deslocamento delas para pontos mais baixos nas bacias hidrográficas devido ao rebaixamento do lençol freático provocado pela falta de água.

A presença de cobertura vegetal é fundamental para manutenção do recurso hídrico. Primavesi e Primavesi (2003) relatam que quanto mais extensa e mais diversificada for a cobertura vegetal permanente e quanto maior for a presença de solos permeáveis, tanto maior será o teor de água residente, pois o ciclo da água possibilita que ocorra a percolação da água, abastecendo o aquífero e contribuindo para o aumento dessa reserva hídrica.

A preservação e recuperação das matas ciliares, aliadas às práticas de conservação do solo, garantem a proteção dos recursos hídricos, pois atuam no controle da erosão das margens dos cursos d'água, minimizam os efeitos das enchentes, criam nichos ecológicos para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. As atividades relacionadas às matas ciliares devem ser prioritárias em todas as situações em que há a necessidade de manutenção da qualidade da água e os seus múltiplos usos (CETESB, 2006).

Ecossistemas límnicos, como rios, riachos e córregos integram tudo o que acontece nas áreas de entorno, refletindo o uso e ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem (GOULART; CALLISTO 2003). De acordo com os mesmos autores, os principais processos degradadores observados em função das atividades humanas nas bacias de drenagem são o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização artificial. Assim, suas características ambientais físicas, químicas e biológicas, fornecem informações sobre as conseqüências das ações do

homem na saúde destes ecossistemas, subsidiando a implementação de políticas ambientais e de proteção sanitária das populações que habitam suas proximidades (CORGOSINHO *et al.* 2004).

Como consequência disto, a sociedade também vem sendo ameaçada, visto que serviço crítico para seu desenvolvimento e manutenção também tem sido afetado (KARR, 1999), produzindo uma série de impactos econômicos, tais como o aumento muito rápido dos custos de tratamento, a perda do valor estético de rios e lagos, e o impedimento à navegação e à recreação, o que diminui o valor turístico e os investimentos nas bacias hidrográficas (TUNDISI, 2003).

### **3.1 Monitoramento Ambiental**

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alteração nas concentrações de variáveis físicas e químicas constituindo-se nas principais ferramentas para classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humana (Secretaria da Educação do Estado de São Paulo, 2004).

O monitoramento das variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto, este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como: a descontinuidade temporal e espacial das amostragens (METCALFE, 1989, WHITFIELD, 2001) e a deficiência na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente (BUSS *et al.* 2003). Para avaliar a qualidade ambiental como um todo, é preciso obter informações que estejam integradas entre os fatores bióticos e

abióticos que regem o funcionamento do ecossistema (ROSENBERG; RESH 1993, BOLLMANN, 2001, BUENO *et al.* 2003). A fusão das duas investigações permite obter informações não apenas sobre as causas da degradação, mas também sobre seus efeitos para os ecossistemas aquáticos, fornecendo maior consistência à tomada de medidas de controle.

De acordo com Bollmann (2001), a inserção das medidas biológicas justificam-se por, pelo menos, três razões que não são avaliadas pelas variáveis abióticas: 1) integram a ação de vários poluentes, situação mais comum tanto em descargas industriais quanto domésticas, que podem vir a exibir efeitos sinérgicos; 2) respondem a níveis de contaminantes não detectáveis pela metodologia química; e 3) acusam a ocorrência de despejos intermitentes, como a liberação noturna de efluentes industriais. Analisando os fatores abióticos e bióticos, como a mata ciliar, a diversidade da fauna e flora, juntamente com a utilização do solo e da bacia hidrográfica, os resultados finais podem ser enriquecidos pelo conjunto desses fatores, evidenciando uma interação entre os seres vivos e os fatores abióticos com o ambiente.

O uso de variáveis biológicas para medir a qualidade da água se baseia nas respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem (ROSENBERG; RESH 1993). Como os rios, e ambientes lênticos em geral, estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam naturais ou antropogênicos. Nesse contexto, a definição de biomonitoramento mais aceita é o uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas (BUSS *et al.* 2003).

O conceito de organismo bioindicador, ou indicador biológico obedece à condição de sensibilidade ou tolerância frente a certas condições do meio, portanto, os organismos considerados nesta categoria são as espécies que, por sua presença ou ausência, indiquem a abundância ou a existência de um fator crítico determinado, ou assinalem o impacto de um contaminante presente neste meio (BUSS *et al.* 2003).

Os macroinvertebrados bentônicos constituem uma importante comunidade em rios, riachos e lagoas, servindo de alimento para peixes e crustáceos, e participando do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes (ESTEVEZ, 1988, BUENO *et al.* 2003). O seu uso como bioindicadores na qualidade das águas tem sido bastante recomendado por apresentar técnica de amostragem a baixo custo e fácil identificação dos táxons. Na Europa Ocidental e América do Norte, a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores ambientais, juntamente com os outros fatores abióticos para análise da água, tem sido bastante comum desde a década de 70 (BUSS *et al.* 2003). No Brasil uso de indicadores biológicos para avaliação da qualidade das águas é sustentado pela legislação dos Recursos Hídricos (Lei 9433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos), a qual tem como um de seus preceitos “considerar que a saúde e o bem-estar humanos, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados como consequência da deterioração da qualidade das águas” (BRASIL, 1997). Desse modo, se justifica a necessidade de avaliar a condição da comunidade biológica para a manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos, a qual pode ser definida como a capacidade do sistema em manter a sua biodiversidade natural e os processos ecológicos essenciais para seu perfeito funcionamento (BUSS *et al.* 2003).

Diversos métodos de avaliação da qualidade da água têm sido usados para monitorar a qualidade, ou a saúde de ecossistemas aquáticos (PLAFKIN *et al.* 1989, CALLISTO *et al.* 2001b, BUSS *et al.* 2003). Um desses métodos inclui o uso de taxa indicador, que são espécies ou maiores grupos taxonômicos cujos parâmetros tais como densidade, presença ou ausência, ou sobrevivência juvenil, são usados como fatores próximos das condições do ecossistema (JOHNSON *et al.* 1993, HILTY; MERELENDER, 2000). Ainda segundo os mesmos autores, a escolha do taxa indicador que melhor se insira no contexto de monitoramento de mudanças da qualidade ambiental pode ser bastante complexa, pois

depende de uma série de critérios ou atributos dos organismos como: posição taxonômica, distribuição geográfica, tolerância, migração, “home range”, nicho e característica de história de vida, especialistas ou generalistas, taxas reprodutivas, facilidade de captura entre outros, fato nem sempre disponível na literatura.

A comunidade de invertebrados bentônicos apresenta elevada riqueza taxonômica pertencente a diversos filos, crustáceos, moluscos e insetos (adultos e imaturos), entre outros. Devido à grande diversidade de espécies, a comunidade macrobentônica apresenta diversas formas e modos de vida, adaptando-se ao habitat local, os quais podem ser: fundos de corredeiras, riachos, rios, lagoas e represas (SILVEIRA *et al.* 2004).

O uso de macroinvertebrados bentônicos é cada vez maior, como uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água para fins de monitoramento de corpos hídricos. Estes têm sido escolhidos para avaliar as condições locais da qualidade das águas porque apresentam os seguintes atributos, segundo Bollmann (2001).

- São abundantes em todos os tipos de sistemas aquáticos, vivendo sob ou sobre substrato;
- São facilmente coletados com equipamento relativamente barato;
- São de rápida identificação;
- Geralmente, permanecem em uma área restrita por causa de sua baixa motilidade preferência de habitat, permitindo uma análise espacial eficiente dos efeitos de poluentes ou de perturbações físicas do meio;
- No decorrer de seu ciclo de vida, que pode variar de semanas a até anos, estão continuamente sujeitos a todo o rigor do ambiente local;
- Este ciclo de vida, considerado relativamente longo, possibilita a elucidação de padrões temporais de alterações causadas por perturbações;
- Exibem ampla variedade de tolerâncias a vários graus e tipos de poluição;



- Integram os efeitos de todos os poluentes e as condições do ambiente ao longo do tempo e, assim, proporcionam uma medida holística do impacto ecológico. Como monitores contínuos do habitat em que vivem, possibilitam análises a longo prazo dos efeitos de descargas regulares, intermitentes e difusas, de concentrações variáveis de poluentes, de poluição simples ou múltipla e de efeitos sinérgicos e antagônicos de contaminantes.

Com relação à sensibilidade, os organismos podem ser classificados em três grupos principais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos tolerantes e organismos resistentes (GOULART; CALLISTO, 2003). De acordo com os mesmos autores, organismos sensíveis são aqueles que necessitam de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água, normalmente são habitantes de ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats, como representantes das ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Os organismos tolerantes são gastrópodes, bivalves e algumas famílias de Diptera, embora algumas espécies destes grupos sejam habitantes típicos de ambientes não poluídos. Para estes organismos, a necessidade de concentrações elevadas de oxigênio dissolvido é menor, uma vez que parte dos representantes deste grupo, como os Heteroptera, adultos de Coleóptera e alguns moluscos Pulmonata (gastropoda) utilizam o oxigênio atmosférico. Os organismos resistentes ou extremamente tolerantes são representados principalmente por larvas de Chironomidae, de Diptera e muitas espécies, especialmente da família Tubificidae; a classe de Oligochaeta, que são organismos capazes de viver em condições de anóxia (depleção total de oxigênio) por várias horas, além de serem organismos detritívoros, se alimentando de matéria orgânica depositada no sedimento o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes. Tanto os Oligochaeta quanto os

Chironomidae são organismos de hábito fossorial, não possuindo nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e microhabitats.

Dentre alguns estudos que investigaram a estrutura de comunidades de invertebrados bentônicos e as variáveis físicas e químicas dos rios brasileiros, pode se destacar os de Branco e Necchi Jr. (1997), Fagundes e Shimizu (1997), Kikuchi e Uieda (1998), Marques *et al.* (1999), Fonseca-Gessner e Guerreschi (2000) para o Estado de São Paulo, Baptista *et al.*, (2001a,b) no Estado do Rio de Janeiro, Callisto *et al.* (2001a, b), Galdean *et al.* (2001) em Minas Gerais, Bueno *et al.* (2003) para o Rio Grande do Sul. Estes trabalhos fornecem importantes contribuições locais sobre os táxons que podem ser considerados bioindicadores de degradação ambiental.

O presente trabalho visa contribuir para estas informações por meio do estudo da qualidade das águas dos córregos da Areia e Areia Branca, inseridos na microbacia do Córrego da Areia Branca, situada no município de Campinas, SP.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 Local de Estudo

A cidade de Campinas localiza-se na parte centro leste do estado de São Paulo, a 93 Km da capital. Está localizado na área de contato entre o Planalto Cristalino Atlântico e a Depressão Periférica do estado de São Paulo (BARRETTO, 1995).

Quanto à hidrografia, Campinas está situada integralmente na Bacia hidrográfica do Rio Tietê. Como receptor de suas águas e seus afluentes de margem direita, encontram-se os rios Piracicaba e o Capivari. O município está cortado, ao norte e nordeste, pelos rios Jaguari e Atibaia, formadores do rio Piracicaba. Na parte oeste de Campinas, localiza-se o Ribeirão Quilombo, o qual deságua na margem esquerda do rio Piracicaba após atravessar os municípios de Sumaré, Nova Odessa e Americana. Na parte sul, na qual foi realizada a pesquisa, a cidade é atravessada pelo Rio Capivari, afluente direto do Rio Tietê, após percorrer as cidades de Monte Mor, Capivari, Rafard e Mombuca (BARRETTO, 1995, MARTINS, 2004).

Toda a rede de drenagem interna do município, composta por córregos e ribeirões é convergente para quatro sub-bacias: Jaguari, Atibaia, Quilombo e Capivari, responsáveis pelo escoamento e transporte das águas pluviais e servidas (MARTINS, 2004).

Os córregos da Areia e da Areia Branca estão localizados na zona urbana da cidade de Campinas e fazem parte da microbacia do Córrego da Areia Branca, sub-bacia do Capivari. A nascente do Córrego da Areia situa-se dentro do Parque Augusto Ruschi, uma área de 20.480m<sup>2</sup>, preservada pela Prefeitura Municipal de Campinas, SP (LEAL, 1995), localizada próxima à região do aeroporto de Viracopos, divisa de dois bairros: Distrito Industrial I – DIC I e Parque Universitário. A figura 1 mostra a localização dos pontos de amostragens do presente trabalho.

## 4.2 Pontos de Amostragens

Os pontos de amostragens para análises da qualidade da água e da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram selecionados considerando-se as características presentes na área do entorno da microbacia do Córrego da Areia no município de Campinas, SP.

**Ponto 1:** Nascente do córrego da Areia ( $22^{\circ}58'620''S$  e  $47^{\circ}08'662''W$ ), localizado dentro do Parque Augusto Ruschi, é uma área densamente arborizada (Fig.2), com pequenos saltos artificiais, com acesso restrito a pessoas autorizadas e funcionários.

**Ponto 2:** Localizado fora dos domínios do parque ( $22^{\circ}58'674''S$  e  $47^{\circ}08'563''W$ ), distante a 500m do ponto 1; o trecho apresenta-se bastante assoreado devido a retirada de areia do local; a mata ciliar é praticamente inexistente, apenas algumas árvores isoladas participam da paisagem dominada por gramíneas (Fig. 2). Seu entorno é utilizado como local de pastagem de eqüinos.

**Ponto 3:** Localizado a 1000m a jusante do ponto 2 ( $22^{\circ}57'937''S$  e  $47^{\circ}08'108''W$ ). A água percorre esse trajeto, passando pelo fundo do Centro de Saúde do DIC I (margem direita), e pelo fundo das casas da Rua Guarani Futebol Clube (margem esquerda), a região é destacada por conjuntos residenciais que, provavelmente, contribuem para a poluição do córrego. É o trecho mais antropofizado com a água de qualidade perceptivelmente mais degradada, apresenta como uma de suas características o odor acentuado de lixo e de material orgânico em decomposição. Essa área também é bastante assoreada, devido à retirada constante de areia utilizada para construção civil. Não possui mata ciliar e o local é utilizado inadequadamente pela população, a qual descarta entulho de caçambas, além de lixo doméstico que flui pelo córrego (Fig. 3).

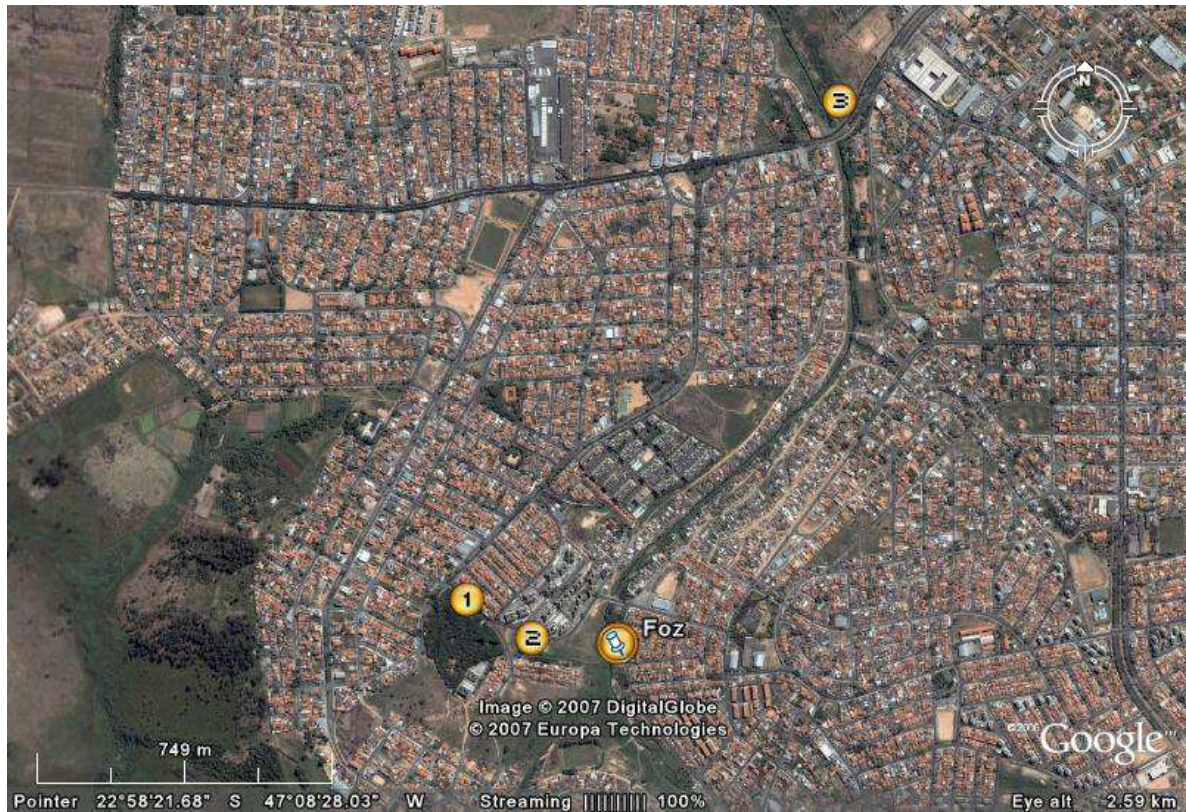


Figura 1. Imagem de satélite (Google Earth) mostrando a localização dos pontos de amostragens na microbacia do Córrego da Areia Branca, município de Campinas, SP.



Figura 2. Imagem de satélite (Google Earth) mostrando os pontos 1 e 2 de amostragens realizadas no Córrego da Areia - Campinas, SP.



Figura 3. Imagem de satélite (Google Earth) mostrando o Ponto 3 no Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

### 4.3 Amostragens dos Macroinvertebrados Bentônicos

As coletas foram realizadas quinzenalmente, no período de setembro de 2005 a janeiro de 2006, nos três pontos de amostragens localizados no Córrego da Areia e Córrego da Areia Branca, se iniciando sempre às 15:00h.

A captura dos organismos zoobentônicos foi efetuada com auxílio de um amostrador tipo Surber (33 x 33 cm) com malha de 250  $\mu$ m. A coleta foi realizada posicionando-se a rede contra a correnteza e fixando-a no leito do córrego, com movimentos manuais, foi revolvido o substrato do fundo do leito, animais aderidos aos substratos se soltaram e com auxílio da corrente foram deslocados para dentro da rede.

A seguir, o material biológico retido no interior da rede foi acondicionado em um recipiente plástico contendo água do local. Em laboratório, os animais foram triados e transferidos para frascos de vidro devidamente etiquetados, contendo álcool 70% para fins de conservação.

A identificação dos animais, realizada com auxílio de estereomicroscópio, foi primeiramente realizada em maiores níveis taxonômicos (Família) com auxílio de chaves taxonômicas (McCAFFERTY, 1983, PÉREZ, 1988, TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995, NIESER; MELO, 1997, COSTA, 2006). Menores níveis como subfamília, tribos e gêneros, foram identificados por especialistas.

Foram registrados os dados sobre a abundância (número de organismos pertencentes a um mesmo táxon) e riqueza (número de táxons) dos zoobentos amostrados em cada ponto. Os resultados são expressos em termos de abundância relativa (%) de cada táxon.

#### **4.4 Amostragens das Variáveis Hidrológicas**

Simultaneamente às coletas dos organismos biológicos, para cada ponto foram registradas as variáveis físicas e químicas: temperatura da água, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica e transparência da água.

Estas análises foram realizadas por meio do “Kit para avaliação da qualidade da água do Curso de Educação Ambiental do CRHEA” (MORAES, 2001), o qual foi cedido gentilmente pelo Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) da Universidade de São Paulo, “Campus” de São Carlos.

#### **4.4.1 Temperatura da Água**

Amostras da água foram coletadas em garrafa de Van Dorn. A temperatura da água foi medida com auxílio de um termômetro de mercúrio com escala interna de -10 a 100°C, introduzido na garrafa de Van Dorn, imediatamente após a coleta.

#### **4.4.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)**

A coleta de amostra de água para medida de pH foi realizada em frasco de polietileno, procurando-se encher totalmente o frasco com a amostra a ser analisada, evitando-se a contaminação com o ar e a formação de bolhas na hora da amostragem. O pH foi determinado *in situ* pelo método potenciométrico utilizando-se pH-metro digital, da marca Corning, modelo pH-10.

#### **4.4.3 Oxigênio Dissolvido**

O oxigênio dissolvido da água foi determinado pelo Método de Winkler, modificado pela azida sódica. As amostras de água foram coletadas em frascos específicos, evitando-se borbulhamento durante o enchimento. A seguir foi acrescentado às amostras solução de sulfato manganoso e solução alcalina de azida sódica como fixadores (2ml de cada).

No laboratório, a titulação foi realizada em menos de 24 h da coleta, utilizando-se solução de tiosulfato de sódio de normalidade conhecida ( $N = 0,0125$ ) e solução de amido indicador.



#### 4.4.4 Condutividade Elétrica da Água

A determinação da condutividade elétrica da água foi realizada *in situ*, através do método eletrométrico, utilizando-se um condutivímetro portátil da marca Corning, modelo CD- 30. Os resultados obtidos da medida de condutividade são expressos em  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

#### 4.4.5 Transparência da Água

A transparência da água foi determinada com auxílio de um disco de Secchi, mergulhando-o na coluna de água até seu total desaparecimento. Os resultados da transparência são dados em centímetros.

### 4.5 Análise dos Dados

As características de organização da fauna de macroinvertebrados foram determinadas por meio dos índices de diversidade de Shannon-Wiener; de equidade de Pielou e de similaridade de Jaccard (KREBS, 1989). A realização dos cálculos dos índices de Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pielou permite compreender a estrutura dessas comunidades e suas respostas mediante os impactos ocorridos nos trechos estudados.

O índice de diversidade de Shannon prevê que a diversidade de organismos diminui à medida que diminui a qualidade da água enquanto o índice de Equidade de Pielou prevê que ambientes naturais tem maior equilíbrio entre as espécies e suas densidades, enquanto que em ambientes impactados este equilíbrio não ocorre, ou seja, existe uma maior abundância de um número pequeno de espécies.

Para auxiliar na compreensão da estrutura e distribuição das comunidades de macroinvertebrados, entre as estações de coletas, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis bióticas e abióticas sobre uma matriz de correlação, para

avaliar o quanto cada parâmetro influenciou na caracterização de cada ponto amostrado. Antes desta análise, foi realizada a padronização dos valores dos dados brutos por meio de transformação logarítmica, para reduzir a importância de valores extremos. De maneira geral, estas transformações também são utilizadas para reduzir a contribuição de espécies comuns e garantir a contribuição de espécies raras (KREBS, 1989). Estas análises foram realizadas utilizando-se o programa *Statistica for Windows*, versão 7.0 (STATSOFT INC) e o programa PAST 1.12 (HAMMER *et al.* 2003).

Devido ausência de normalidade dos dados ambientais (Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0,05$ ), as comparações dos valores médios das variáveis hidrológicas entre os pontos de amostragens foram efetuadas por meio da análise de variância para dados não paramétricos Kruskal-Wallis, seguido do método de Dun (ZAR, 1999). As análises foram interpretadas considerando-se o nível de significância de 5%.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Composição e Distribuição de Macroinvertebrados Bentônicos na Microbacia do Córrego da Areia Branca

Foram encontrados macroinvertebrados pertencentes a três filós: Arthropoda, Annelida e Mollusca. O filo Arthropoda foi representado pela classe Insecta e ordem Díptera, contando com quatro famílias. O filo Annelida foi representado pelos taxa Hirudínea (família Glossiphoniidae) e Oligochaeta (família Tubificidae). Como representante de Mollusca, foi amostrado apenas uma concha do Gastropoda *Lymnaea* sp, pertencente à família Lymnaeidae (Tabela 1).

A família Chironomidae foi a mais representativa, contando com 60% do total de táxons amostrados, seguida de Psychodidae (13,3%) e Tubificidae (11,1%).

Os pontos 1 e 2 foram representados por sete categorias enquanto que o ponto 3 foi representado apenas por quatro táxons. A figura 4 mostra a frequência relativa de táxons amostrados em cada ponto de coleta.

A família Chironomidae ocorreu nos três pontos de coletas, sendo dominante nos pontos 1 e 2. Como representantes dos quironomídeos foram encontrados animais pertencentes à subfamília Tanypodinae, à tribo Tanytarsini e ao gênero *Chironomus*.

O gênero *Chironomus* foi o mais representativo numericamente, e ocorreu nos três pontos de amostragens, enquanto Tanytarsini ocorreu apenas no ponto 1, representado por sete exemplares, e Tanypodinae ocorreu nos pontos 2 e 3.

No ponto 2, *Chironomus* e Tubificidae (Oligochaeta) foram os táxons mais abundantes seguidos de Psychodidae.

Houve aumento da frequência de Tipulidae e Psychodidae do ponto 1 ao ponto 3. O ponto 3 apresentou menor riqueza de táxons em relação aos outros dois, sendo que neste, apenas larvas de quironomídeos ocorreram (Tabela 1 e Figura 4).

Tabela 1. Número total de exemplares e frequência relativa de cada táxon amostrados em cada ponto de coleta da microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

Táxons/ P/coletas	P1 No.	%	P2 No.	%	P3 No.	%	Total No.	Total %
Família Chironomidae								
<i>Chironomus</i>	20	57,1	17	46	8	44,4	45	50
Tanytarsini	7	20	0	0	0	0	7	7,8
Tanypodinae	0	0	1	2,7	1	5,6	2	2,2
Família Tipulidae								
	1	2,9	3	8,1	3	16,7	7	7,8
Família Psychodidae								
	1	2,9	5	13,5	6	33,3	12	13,3
Família Simuliidae								
<i>Simulium</i>	1	2,9	1	2,7	0	0	2	22,2
Família Tubificidae								
	1	2,9	9	24,3	0	0	10	11,1
Família Glossiphoniidae								
	4	11,4	0	0	0	0	4	4,4
Família Lymnaeidae								
<i>Lymnaea</i>	0	0	1	2,7	0	0	1	1,1
Total	35		37		18		90	

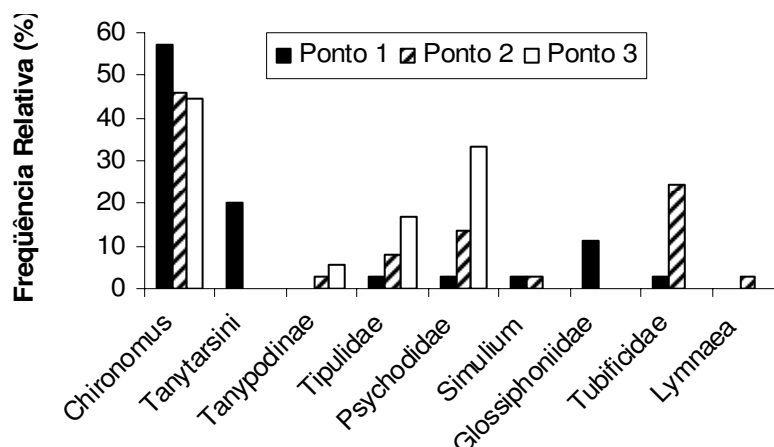


Figura 4. Frequência relativa de táxons de macroinvertebrados bentônicos amostrados ao longo dos três pontos de coleta da microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

## 5.2 Índices Bióticos

Os índices de Diversidade Shannon ( $H'$ ) e Equidade de Pielou ( $J$ ) foram calculados com base na matriz de números absolutos totais dos três pontos de amostragens. Os Índices de Diversidade Shannon, calculados para cada ponto, foram os seguintes: Ponto 1 = 1,296; Ponto 2 = 1,468; Ponto 3 = 1,186, indicando maior riqueza de espécies no ponto 2 e menor diversidade no ponto 3.

O Índice de Equidade de Pielou ( $J$ ) avalia a participação proporcional das espécies presentes. A equidade entre os pontos apresentou os seguintes valores: Ponto 1 = 0,66; Ponto 2 = 0,75; Ponto 3 = 0,85, demonstrando maior homogeneidade das espécies no ponto 3.

A similaridade entre os pontos (análise de agrupamento) foi analisada por meio do índice de Similaridade de Jaccard e é apresentado por meio de dendrograma de similaridade (Figura 5). Este índice permite a comparação dos três trechos do córrego, com base na presença e ausência dos táxons. Os pontos 2 e 3 apresentaram boa similaridade, com

coeficiente 0,63. O ponto 1 mostrou maior diferença em relação a outros dois pontos com coeficiente de similaridade 0,47. De maneira geral, esta análise mostra uma leve separação das categorias taxonômicas amostradas na nascente com as amostradas a jusante da microbacia.

Resultados similares foram obtidos pela análise de componentes principais pela qual pode se interpretar a distribuição espacial dos macroinvertebrados bentônicos ao longo dos três pontos estudados (Figura 6).

Os fatores 1 e 2 explicam 89,9% da variabilidade total dos dados. O fator 1 explica 61,3%, a ele está ligado o táxon *Chironomus*. Negativamente associada aos fatores 1 e 2 estão os táxons Glossiphoniidae e Simuliidae. Os pontos 2 e 3 foram positivamente associados com as famílias Psychodidae, Tipulidae e Tubificidae, e estiveram negativamente associados com o ponto 1 que apresentou maior associação com a família Glossiphoniidae e com a tribo Tanytarsini.

O dendrograma de similaridade entre os táxons amostrados, evidenciou a presença de 3 agrupamentos com similaridades acima de 50%. Os táxons Tipulidae, Psychodidae e Tubificidae formam um agrupamento bastante relacionado com o ponto 3 e, Tanytarsini e Glossiphoniidae representam bem a relação com o ponto 1. Os táxons menos representativos formaram um terceiro agrupamento, não relacionado a algum ponto de amostragem por suas baixas abundâncias e baixa frequência de ocorrência nas amostras (Figura 7).

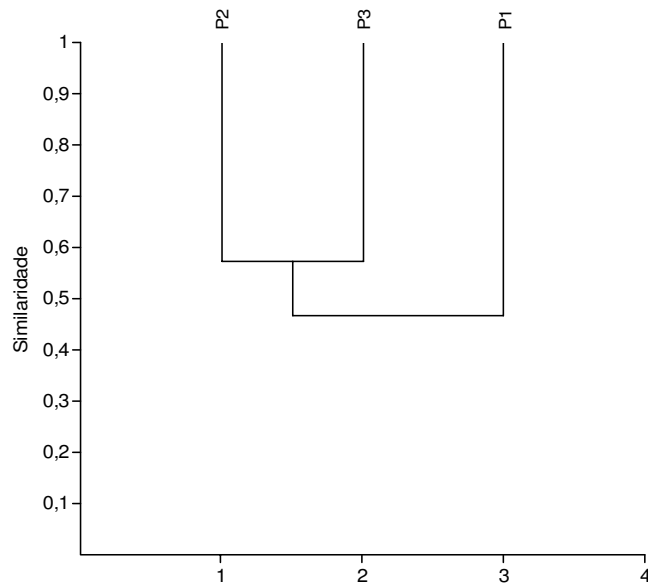


Figura 5. Dendrograma de similaridade de Jaccard, elaborado a partir dos dados de diversidade (H), equitabilidade e dominância das amostras de macroinvertebrados bentônicos em três trechos da microbacia da Areia Branca, Campinas, SP.

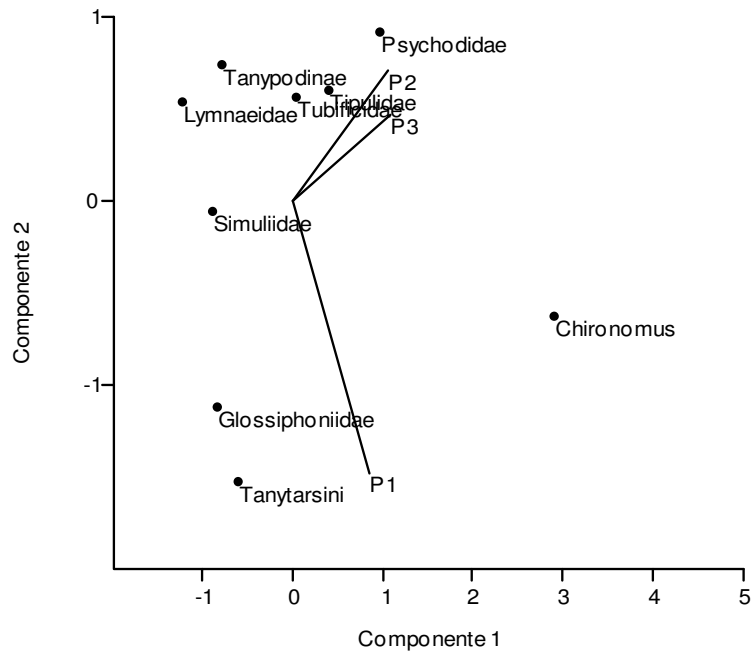


Figura 6. Diagrama de ordenação representando os fatores 1 e 2 extraídos a partir da análise de componentes principais dos pontos de amostragem (P1, P2 e P3) na microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

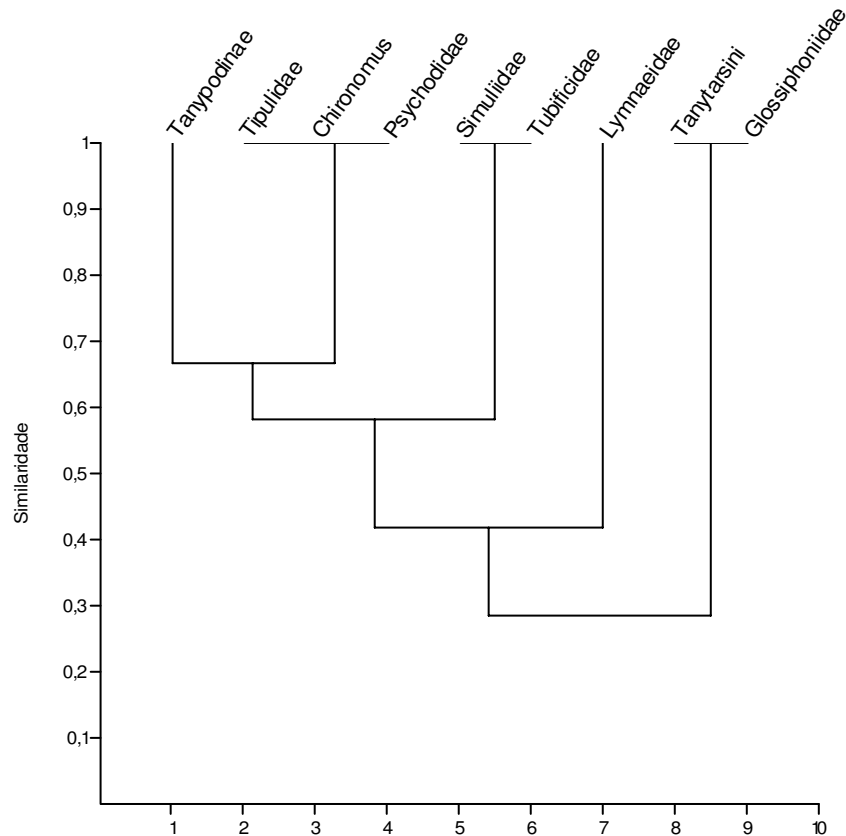


Figura 7. Dendrograma de similaridade de Jaccard elaborado para os táxons amostrados ao longo da microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

### 5.3 Variáveis Hidrológicas

Concomitantemente às coletas dos macroinvertebrados bentônicos foram realizadas medidas das variáveis hidrológicas dos locais de amostragem. Os valores médios das variáveis foram comparados entre os pontos de amostragem por meio da análise de Kruskal-Wallis devido à não normalidade dos dados (Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0,05$ ). Comparações entre os valores médios de cada variável entre os pontos de coletas foram realizadas pelo método de Dunn, considerando-se o nível de significância de 5%.



### 5.3.1 Temperatura da água

Maior variação na temperatura da água foi observada nas coletas de setembro e outubro, principalmente no ponto 3. Um aumento na temperatura da água foi observado a partir de novembro de 2005 nos três pontos de coletas. No ponto 1, a temperatura média foi de 23,08 °C, variando de 17 a 25 °C. No ponto 2 variou de 23 a 28 °C, com média 25,6 °C e, no Ponto 3, observou-se as temperaturas mais elevadas com média 27,2 °C (Fig. 8). Comparando-se a temperatura média da água entre os pontos de coleta verificou-se diferença estatística significativa apenas entre o ponto 1 e o ponto 3 (K-W.,  $H = 9,74$ ,  $p < 0,05$ ).

### 5.3.2 Oxigênio Dissolvido

Os valores dos teores de oxigênio dissolvido da água foram menores no ponto 3, com variação de 0 a 2,4 mg/L e com média de 0,96 mg/L. No ponto 1 o teor de OD médio foi de 7,5 mg/L variando de 6 a 7,8 mg/L. No ponto 2 verificou-se maior flutuação com valores variando de 3,6 a 9,6 mg/L e com média 8,1 mg/L (Figura 9). O teor de OD do ponto 3 diferiu estatisticamente dos pontos 1 e 2 (K-W.,  $H = 22,28$ ,  $p < 0,05$ ).

### 5.3.3 Condutividade Elétrica

De maneira geral, os valores obtidos da condutividade em todos os pontos de amostragem foram bastante elevados. O menor valor foi 247  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , registrado no ponto 1. Os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados no ponto 3 com média 537,2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . A condutividade média da água no ponto 3 diferiu significativamente da

condutividade média dos pontos 1 e 2 (K-W.,  $H = 13,47$ ,  $p < 0,05$ ), cujos valores médios foram 340,9 e 358,7  $\mu\text{S/cm}$ , respectivamente (Fig. 10).

#### **5.3.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)**

O pH da água apresentou características mais ácidas no ponto 1, com valores variando de 6,11 a 6,73 e média 6,43. Valores tendendo à neutralidade foram verificados nos pontos 2 e 3 com valores médios de 6,96 e 7,02, respectivamente (Fig. 11). Comparando-se os valores médios do pH entre os três pontos de amostragens, obteve-se diferença estatística significativa do ponto 1 em relação aos pontos 2 e 3 (K-W.,  $H = 17,35$ ,  $p < 0,05$ ).

#### **5.3.5 Transparência da Água**

A transparência média da água diferiu significativamente entre os 3 pontos de amostragens (K-W.,  $H = 25,35$ ,  $p < 0,05$ ). A partir do início de novembro, nota-se que a transparência no ponto 2 quase se iguala à do ponto 3 e permanece estável até janeiro (Fig.12)

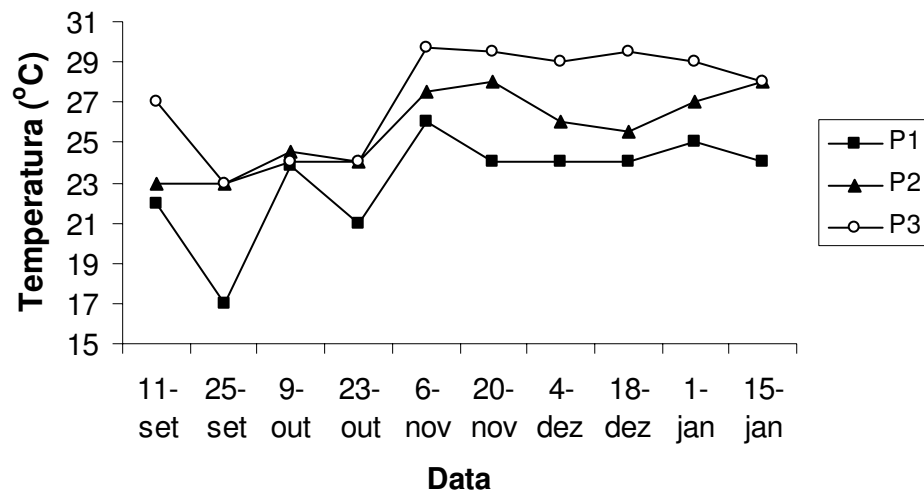


Figura 8. Variação da temperatura da água nos três pontos de amostragens da microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

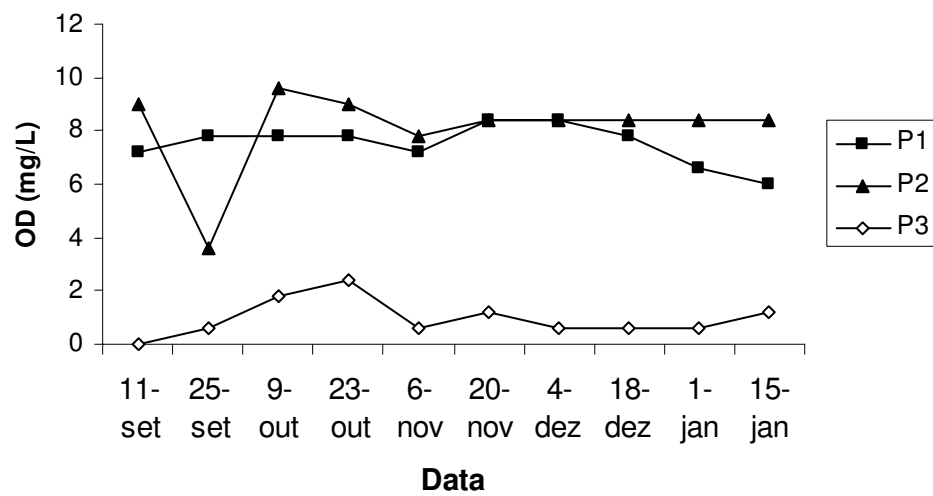


Figura 9. Variação do teor de oxigênio dissolvido da água nos três pontos de amostragens da microbacia da Areia Branca - Campinas, SP.

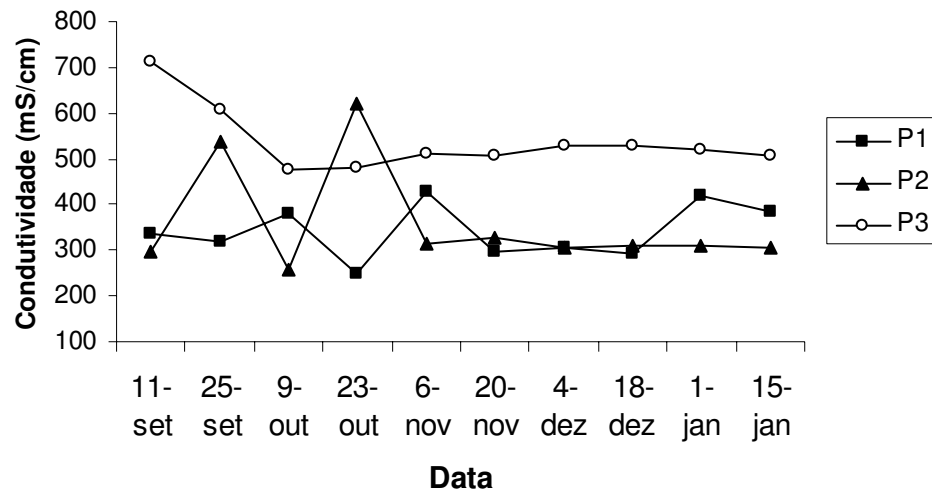


Figura 10. Variação da condutividade da água nos três pontos de amostragens da microbacia da Areia Branca, Campinas, SP.

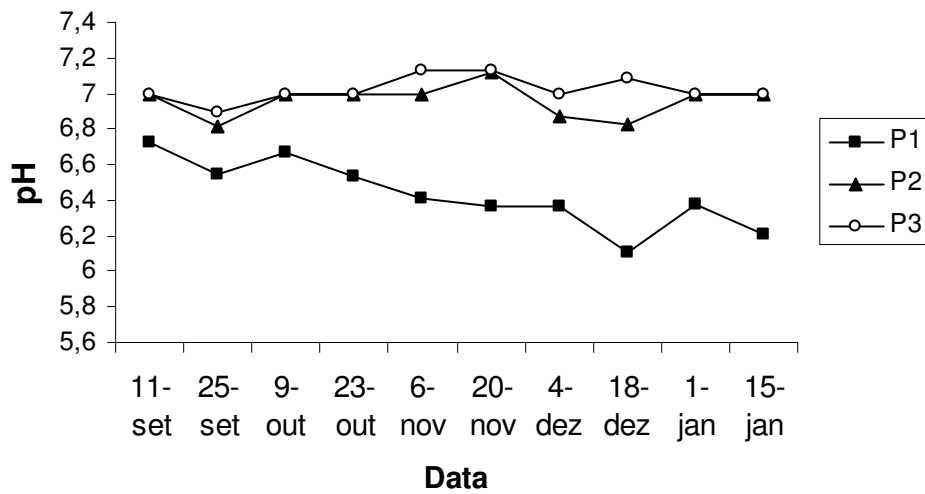


Figura 11. Variação do pH da água nos três pontos de amostragens da microbacia do Córrego da Areia Branca - Campinas, SP.

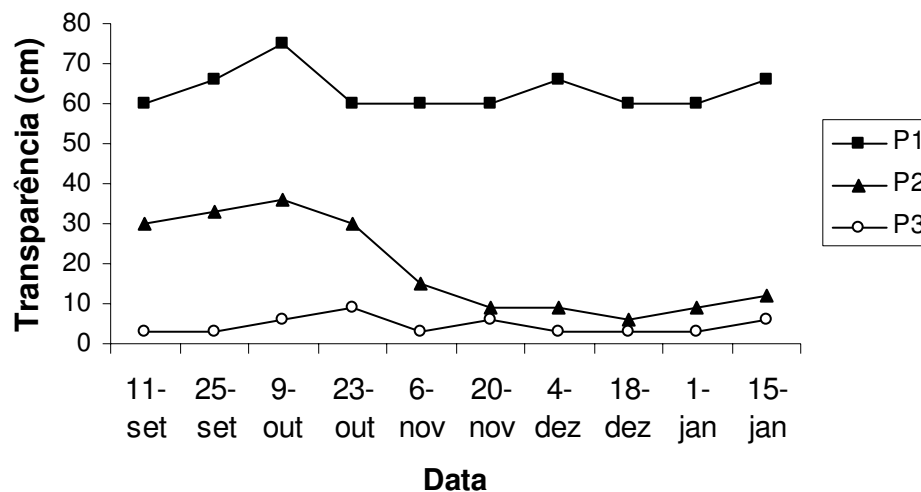


Figura 12. Variação da transparência da água nos três pontos de amostragens da microbacia da Areia Branca, Campinas, SP.

#### 5.4 Análise de Componentes Principais

A análise integrada da associação das variáveis hidrológicas com a abundância dos táxons foi analisada por meio de Análise de Componentes Principais sobre uma matriz de correlação, sendo que os valores descritivos foram previamente logaritimizadas (Ln), para garantir maior homogeneidade de variabilidade. As representações gráficas e obtenção dos autovalores e variância explicada foram obtidas por meio do programa PAST.

Primeiramente, a análise foi efetuada considerando-se os pontos de amostragens (P1, P2 e P3), utilizando-se os valores médios das variáveis bióticas e abióticas para a análise de ordenação (Figura 13). Por esta análise, a primeira componente principal explicou 88,28% da variância, sendo que a componente 2 explicou 8,32% (Tabela 2). Observou-se uma clara correlação inversa entre o ponto 1 e o ponto 3. As variáveis condutividade, temperatura e transparência da água apresentaram associação positiva com a primeira componente. Em oposição, projetam-se negativamente à componente 1 os táxons Tipulidade, Tanypodinae,

*Lymnae* e Tubificidae. Essa primeira componente principal sintetiza o efeito preponderante das condições ambientais, principalmente da condutividade elétrica, sobre a distribuição dos táxons. A componente II é formada pela contribuição positiva de Psychodidae, abundante nos Pontos 2 e 3, e pela associação negativa com os táxons Glossiphoniidae e Tanytarsini, os quais só ocorreram no Ponto 1. Em razão da projeção negativa do OD sobre esta componente, podemos interpreta-lo como fator de influência comum na distribuição dos táxons.

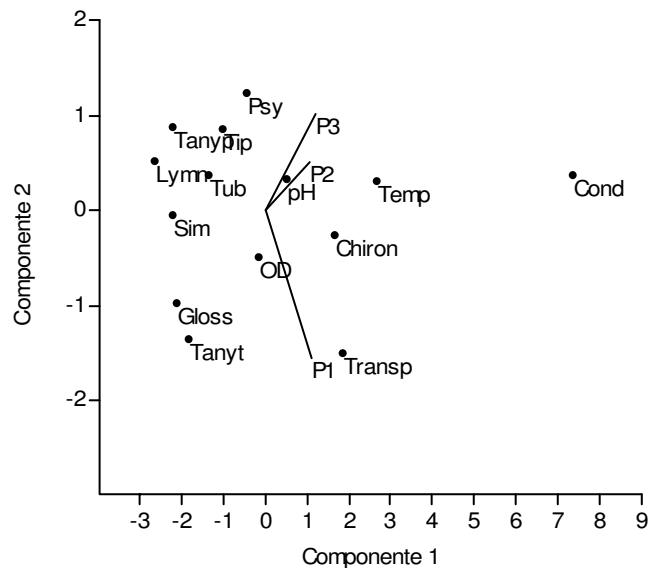


Figura 13. Diagrama de ordenação dos pontos de amostragem considerando as variáveis bióticas e abióticas em relação aos componentes principais 1 e 2. (Chiron = *Chironomus*, Tany = Tanypodinae, Tip = Tipulidae, Tub = Tubificidae, Lymn = Lymnaeidae, Gloss = Glossiphoniidae, Psy = Psychodidae, Sim = Simuliidae, Temp = temperatura, Cond = condutividade, transp = transparência)

Tabela 2. Resultados da análise de componentes principais por pontos de coletas: autovalores e variância explicada (%).

CP	Autovalores	% Variância
1	2,58	88,2
2	0,20	8,32
Variância Acumulada		96,5

Para avaliar as relações entre os fatores bióticos e abióticos, utilizou-se o número absoluto de táxons que ocorreram em cada amostragem, bem como todos os fatores hidrológicos tomados simultaneamente às coletas, desconsiderando-se assim os pontos de amostragens. Os dados foram normalizados por meio de transformação logarítmica e, a partir de uma matriz de correlação realizou-se uma análise de componentes principais (Fig. 14). Por esta análise, a componente 1 explica 26,9% da variância (Tabela 3). A ela estão associados os fatores oxigênio dissolvido, a transparência e a temperatura, fatores estes com influência na distribuição dos táxons. Entretanto, a condutividade elétrica da água foi o principal fator influenciando a diversidade dos táxons. Também se pode observar uma correlação negativa entre a condutividade elétrica da água com o oxigênio dissolvido e com a transparência (Fig.14). As correlações entre as variáveis bióticas e ambientais estão descritas na Tabela 4, esta análise foi efetuada utilizando-se o programa *Statistica for Windows*, versão 5.0 (STATSOFT INC./1996).

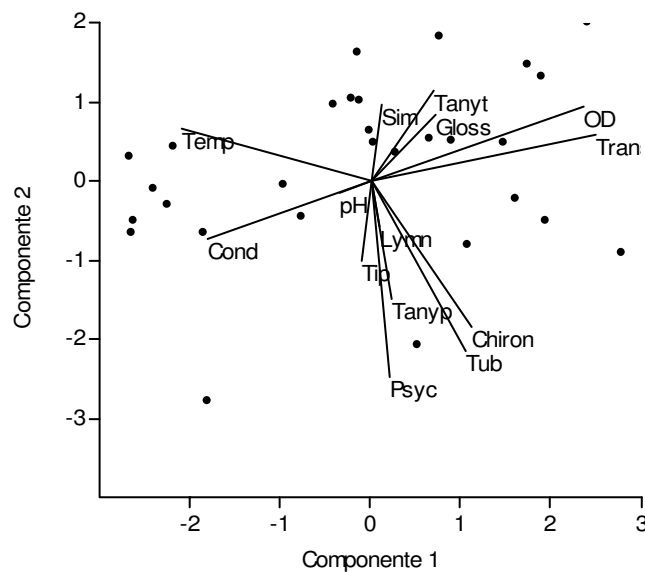


Figura 14. Ordenação das variáveis bióticas (táxons) e ambientais da microbacia da Areia Branca, em relação aos componentes principais 1 e 2 extraídos da Análise de Componentes Principais. (Chiron = *Chironomus*, Tany = Tanyptodinae, Tip = Tipulidae, Tub = Tubificidae, Lymn = Lymnaeidae, Gloss = Glossiphoniidae, Psy = Psychodidae, Sim = Simuliidae, Temp = temperatura, Cond = condutividade, transp = transparência)

Tabela 3. Resultados da análise de componentes principais efetuada para a amostra total: autovalores e variância explicada (%).

CP	Autovalores	% Variância
1	2,97	26,88
2	1,98	17,91
Variância Acumulada		34,79

Tabela 4. Correlação das variáveis bióticas e ambientais com os dois primeiros componentes principais (considerados valores > 0,50, em negrito).

Variáveis	CP-I	CP-II
Temperatura	<b>0,721</b>	-0,273
PH	<b>0,767</b>	0,162
Condutividade	<b>0,745</b>	0,123
OD	<b>-0,838</b>	-0,122
Transparência	<b>-0,931</b>	-0,373
<i>Chironomus</i>	-0,347	<b>0,610</b>
Tanytarsini	-0,329	-0,342
Tanypodinae	0,006	<b>0,599</b>
Tipulidae	0,069	0,229
Simuliidae	-0,094	-0,359
Psychodidae	0,033	<b>0,688</b>
Glossiphonidae	-0,319	-0,204
Tubificidae	-0,269	<b>0,714</b>
Lymnaeidae	-0,019	0,342



## 6 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo, referente aos macroinvertebrados bentônicos dos Córregos da Areia e da Areia Branca revelaram baixa riqueza e abundância taxonômica. Estes resultados podem ser reflexos diretos da qualidade física e química das águas analisadas. De acordo com Resh e Jackson (1993), os valores de riqueza de táxons, seja para famílias, gêneros ou espécies, em geral decrescem com a diminuição da qualidade do ambiente aquático.

A resposta da fauna de macroinvertebrados de rios e riachos a mudanças no uso da terra tem sido relacionada a um conjunto de condições físicas, químicas e biológicas alteradas que incluem temperaturas elevadas, entrada de nutrientes, lixo orgânico e sedimentos finos, mudanças vazão e redução de oxigênio dissolvido (SCOTT *et al.* 1994, TOWNSEND *et al.* 1997, HALL *et al.* 2001). Em zonas urbanas, fatores como velocidade da correnteza, entrada de sedimentos finos são maiores devido a grandes áreas com superfície impermeabilizada que durante períodos de chuvas torrenciais promovem fortes enxurradas diretamente para os rios (HOGG; NORRIS, 1991).

Hall *et al.* (2001), analisando diversos trechos de um rio na Austrália concluíram que a riqueza de táxons em riachos urbanos foi menor que em florestas nativas ou riachos de zonas agrícolas. Freitas (2004) observou menor riqueza nos trechos expostos a maiores impactos antrópicos, próximos às áreas urbanas. O mesmo tem sido observado em estudos de córregos no Estado de São Paulo (FONSECA-GESSNER; GUERESCHI, 2000, ROQUE; TRIVINHO-STRIXINO, 2000).

No presente trabalho, a família Chironomidae predominou nos três pontos de amostragens, mas sua abundância foi decrescente do ponto da nascente para o curso médio do córrego. A dominância deste grupo junto à nascente pode estar associada às características

peculiares deste ambiente que é margeado por vegetação ripária mais densa em relação aos outros trechos estudados. A presença de mata ciliar garante o influxo de substrato vegetal dentro do córrego, o qual tem grande importância, pois serve tanto de suporte e abrigo como já é por si só um recurso alimentar de macroinvertebrados bentônicos (KIKUCHI; UIEDA, 2005).

Em diversos estudos, diptera-Chironomidae quase sempre apresenta-se como dominante, tanto em ambientes lóticos como lênticos. Isto se deve à sua tolerância a situações extremas como hipóxia e grande capacidade competitiva (DEVAI, 1988, BOTTS, 1997, MARQUES *et al.* 1999, CALLISTO *et al.*, 2001b, BUENO *et al.*, 2003). Entretanto, estes autores denotaram menor riqueza de quironomídeos em áreas muito poluídas, corroborando com os resultados do presente trabalho.

A abundância do táxon Chironomidae em córregos expostos a interferências antrópicas e o predomínio deste táxon em áreas de despejos domésticos e com entrada de efluentes industriais, ou de agrotóxicos lixiviados dos campos agrícolas é relatado por diversos autores (CAIRNS; PRATT, 1993, JOHNSON *et al.*, 1993, SPONSELLER *et al.*, 2001).

Marques *et al.* (1999), analisaram a distribuição e abundância de larvas de quironomídeos ao longo do Rio Piracicaba. Neste trabalho, os autores concluem que os Chironomidae são comuns e tolerantes a uma ampla gama de condições ambientais, entretanto, a subfamília Chironomini, representada principalmente por *Chironomus* mostrou significativo aumento de abundância em resposta ao enriquecimento orgânico provocado por ação antrópica e conseqüente deterioração da qualidade da água. Os mesmos autores ressaltam ainda a importância de se analisar a diversidade genérica de Chironomidae em programas de biomonitoramento em bacias sob forte pressão de atividades antrópicas.

Pelo exposto acima, nota-se que a família Chironomidae é um grupo importante de macroinvertebrados de água doce por sua abundância e elevada diversidade. Apesar de poder estar associada a ambientes degradados as larvas possuem importante função ecológica nestes, pois como detritívoras são essenciais para a reciclagem de nutrientes e podem mudar a velocidade do processo de eutrofização por meio de sua alimentação (DEVAI, 1990).

Segundo Fagundes e Shimizu (1997), Chironomidae tende a dominar juntamente com Oligochaeta e Hirudinea em áreas onde há influxos de matéria orgânica e baixos níveis de oxigênio. A exceção de Hirudinea, estes dados estão de acordo com o observado neste trabalho no ponto 2, onde a presença de animais domésticos pastadores podem estar contribuindo para o influxo de matéria orgânica dentro do córrego.

No ponto 3, foi verificada grande abundância de Psychodidae. De acordo com Pérez (1988) esta família ocorre em habitats de águas lênticas contaminadas e com muita matéria orgânica em decomposição, sendo considerada indicadora de águas eutrofizadas. A abundância desta família no local de estudo merece atenção especial, por possuir uma grande variedade de espécies vetoras da Leishmaniose (SUCEN, 2001-2002). Travi *et al.* (2003) chama a atenção para estudos desta família, pois diversas espécies de interesse médico-sanitário são capazes de explorar ambientes modificados.

Dos táxons amostrados, Simuliidae é relatado por Perez (1988) como indicador de águas oligotróficas. Exemplares desta família foram amostrados tanto no ponto 1 e 2, que apesar de bem oxigenados, apresentaram altos valores de condutividade, sugerindo tolerância destes organismos a este fator, considerado indicador de ambiente aquático degradado (MATHEUS; TUNDISI, 1988; MORAES, 2001).

Apesar de poucos táxons terem sido amostrados no presente estudo, em comparação com outros trabalhos, a riqueza de espécies entre diferentes localidades pode ser comparada com base no índice de diversidade. Em áreas de riachos com boa qualidade de águas, este

índice pode alcançar valores superiores a 3 como registrados em córregos da Estação Ecológica de Jataí (SP) por Fonseca-Gessner e Guerreschi (2000) e em córrego de Campos do Jordão (SP) por Suriano e Fonseca-Gessner (2004). No presente trabalho, estes índices ficaram entre 0,85 e 1,3, indicando degradação ambiental.

Os resultados da análise de similaridade entre os pontos também deixaram claro que o ponto 3 ficou mais distante dos outros com relação à riqueza específica, fato que está diretamente associado à condição das características físicas e químicas e da água.

A temperatura da água é determinada pelos aquecimentos direto e indireto dos raios solares, sendo o indireto promovido por meio da insolação no solo, relacionado com o substrato por onde a água escoar (MATHEUS; TUNDISI, 1988). As diferenças entre as temperaturas do Ponto 1 e as dos demais pontos, podem ser conseqüência do fato de que este localiza-se dentro de uma mata, protegido das radiações solares diretas (DIAS, 2001), ao passo que os pontos 2 e 3, além de estarem expostos às radiações, estão sujeitos também a uma maior quantidade de partículas em suspensão que tem como conseqüência o aumento da absorção de calor (MATHEUS; TUNDISI, 1988).

Moraes (2001) relata que a temperatura da água é um importante fator ecológico, tanto pela influência direta que pode exercer sobre vários tipos de organismos como pela relação existente entre ela e o teor de gases dissolvidos. Assim, as variações de temperatura estão ligadas à economia de oxigênio, à economia de gás carbônico, ao teor de carbonatos e ao pH.

As diferenças de temperatura da água, podem também ser uma das explicações para os índices de oxigênio dissolvido (OD) serem menores no ponto 3, pois com o aumento da temperatura, ocorre a diminuição da solubilidade da água (MORAES, 2001).

Os níveis de oxigênio indicam a capacidade de suporte em manter a vida aquática. São consideradas águas poluídas aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo no processo de decomposição de compostos orgânicos por

microrganismos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas. O ponto 3 apresentou valores muito baixos de OD, de forma que os táxons amostrados em tal ponto podem ser considerados bastante resistentes a poluição antrópica. Devido as condições do ponto 2, também, seriam esperados resultados de OD similares ao ponto 3. Ocorre porém, que existe uma queda d'água de dois metros de altura, a montante do ponto 2, que influencia diretamente nesses índices, agindo como um processo natural de aeração (MARTINS, 2004). Tal fato é relatado pelo relatório da CETESB (2006), que constata que este efeito pode “mascarar” a avaliação do grau de poluição de um curso d'água, quando se toma por base apenas a concentração de oxigênio dissolvido.

Por meio da medição da condutividade pode-se detectar fontes poluidoras nos sistemas aquáticos, uma vez que valores elevados podem indicar poluição. Dentre as fontes poluidoras que promovem aumentos na condutividade pode-se citar lançamentos de efluentes domésticos e industriais e atividades agropastoris (MORAES, 2001). De acordo com Matheus e Tundisi (1988), valores de condutividade até  $100\mu\text{S}/\text{cm}$  são considerados aceitáveis. Os valores de condutividade no presente estudo, com variação média de 340 a  $537\mu\text{S}/\text{cm}$ , são considerados muito elevados, indicando que o sistema sofre interferência antrópica significativa. Uma das formas de se reverter esse tipo de situação é por meio da recomposição da mata ciliar. De acordo com Moraes (2001), na presença de mata ciliar, os valores de condutividade podem ser reduzidos em decorrência da absorção de íons dissolvidos pela própria vegetação.

O pH representa a atividade do hidrogênio na água, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes, como efluentes industriais, e da dissociação de compostos orgânicos que resulta da decomposição anaeróbia da matéria orgânica (MORAES, 2001). No presente estudo, o pH apresentou valores similares aos obtidos por outros autores em áreas

preservadas (MATHEUS; TUNDISI, 1988, GUERESCHI; FONSECA-GEESNER, 2000), demonstrando não ser um bom indicador de qualidade hídrica em ambientes degradados.

A transparência da água depende da quantidade de partículas em suspensão no ecossistema aquático, podendo ser orgânicas ou inorgânicas (MORAES, 2001). No ponto 1 a transparência coincide com a profundidade média do poço. Os valores de transparência tendem a diminuir ao longo do gradiente longitudinal do córrego. Este fato pode estar associado ao processo de assoreamento do córrego, devido retirada de areia nos pontos 2 e 3 e devido ausência de mata ciliar a partir do ponto 2, fato que permite o escoamento do solo das margens dos córregos a montante (MARTINS, 2004). É importante ressaltar que os córregos estudados apresentam a maior parte do curso d'água desprovido de vegetação ripária, fato que promove aumento da incidência de luz e da temperatura. Acreditamos que, na condição de ausência de vegetação ripária, ocorre também a intensificação do carregamento de sedimentos finos para o leito. Este fato mais a retirada de areia do ponto 2 leva à instabilidade do substrato, que pode ser um importante impacto associado à baixa abundância dos macroinvertebrados, já que estes precisam de um certo tempo para se estabelecerem a um substrato consolidado.

A análise de componentes principais, efetuada em conjunto com as variáveis bióticas e abióticas confirmam a separação do ponto 3 de amostragem dos demais pontos, revelando o possível processo de maior degradação em escala longitudinal. Estes resultados indicam a forte influência antrópica ao longo dos Córregos da Areia e da Areia Branca. Na área da nascente, a presença de mata ciliar pode estar garantindo algum padrão de qualidade da água, mas a partir do ponto 2, a ausência de mata ciliar, o elevado processo de assoreamento e a utilização do entorno para atividade pastoril se reflete na diminuição da qualidade da água.

## 7 CONCLUSÕES

A análise integrada da qualidade física, química e biológica das águas da microbacia do Córrego da Areia Branca demonstrou uma diminuição da qualidade ambiental ao longo de um gradiente longitudinal.

A nascente do Córrego da Areia apresentou melhor estado de conservação em relação aos outros pontos analisados a jusante, provavelmente devido à presença de mata ciliar no local. Entretanto, pelos resultados da condutividade elétrica da água, essa área não está de acordo com as características típicas de uma nascente preservada.

O ponto 2 pode ser considerado um ambiente com maior grau de degradação. Apesar de estar a poucos metros da nascente, demonstrou baixa qualidade de suas águas. A ausência de mata ciliar pode ser considerada fator importante.

O ponto 3 apresentou-se bem impactado podendo ser classificado como área em situação de elevada degradação ambiental. Os baixos valores de oxigênio dissolvido e a elevada condutividade comprovam a influência negativa de ação antrópica na área.

Quanto à composição de macroinvertebrados bentônicos, observou-se que houve modificação dos bentos do ponto da nascente ao ponto 3, sendo que neste último, apenas organismos típicos de ambientes degradados ocorreram (*Chironomus*, Psychodidae e Typulidae).

As análises físicas e químicas das águas complementaram os resultados obtidos por meio da análise dos macroinvertebrados. De maneira geral, as variáveis hidrológicas analisadas no presente estudo, indicam águas de baixa qualidade em toda a microbacia, o que explica a baixa diversidade e abundância de macroinvertebrados bentônicos em todo leito inspecionado.

Ficou evidente a importância da utilização de informações biológicas associadas à caracterização abiótica da qualidade das águas o que permitiu uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados pela degradação ambiental do Córrego da Areia e intermediário da Areia Branca.



## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAPTISTA, D.F.; DORVILL, L. F. M.; BUSS, D. F.; NESSIAMIAN, J. L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, SP, v.61, n. 2, p. 249-258, 2001a.

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

BARRETTO, M. **Vivendo a história de Campinas**. Campinas : Mercado de Letras, 1995.

BOLLMANN, H. A. **Indicadores ambientais: conceitos e aplicações**. São Paulo: EDUC/COM PED/INEP, 2001.

BOTTS, P.S. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biology**, v.37, p. 277-286. 1997.

BRAGA, A. R. GRABHER, C.; LAHÓZ, F. C. C.; GOTARDI, K. R. **Educação ambiental para a gestão dos recursos hídricos: livro de orientação ao educador**. Americana: Consórcio PCJ, 2003.

BRANCO, L. H. Z.; NECCHI JR., O. Variação longitudinal de parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a diferentes bacias de drenagem na região noroeste do Estado de São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v 9. p. 165-177, 1997.

BRASIL. Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 9 jan. 1997.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115-125, 2003.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIAMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19 n.2, p. 465-473, 2003.

CAIRNS, J. Jr; PRATT, J. R. A history of Biological Monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSEMBERG, D. M. e RESH, V. H. (eds) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 10-27.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F.A.R. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. Porto. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001a.

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

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

CETESB (São Paulo). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005/CETESB**. São Paulo: CETESB, 2006.

CORGOSINHO, P. H. C.; CALIXTO, L. S. F.; FERNANDES, P. L.; GAGLIARD, L. M.; BALSAMÃO, V. L. P. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de Três Marias, MG. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 71, n. 2, p. 227-232. 2004.

COSTA, C. (ed.) **Insetos imaturos. Metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2006.

DEVAI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hydrobiologia**, v. 191, p. 189-198, 1990.

DIAS, G. F. **Educação ambiental: princípios e práticas**. 7 ed. São Paulo: Gaia, 2001.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência/ FINEP: Rio de Janeiro. 1988. 575p.

FAGUNDES, R.C.; SHIMIZU, G.Y. Avaliação da qualidade da água do Rio Sorocaba-SP, através da comunidade bentônica. **Revista Brasileira de Ecologia**, v.1, p. 63-66. 1997.

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (eds.). **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: Editora Universitaria de Tucuman, 2001. 282p.

FONSECA-GESSNER, A. A.; GUERESCHI, R. M. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: SANTOS, J. E. e PIRES, J.S. R. (eds) **Estação Ecológica de Jataí: estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos, RiMa, 2000. v. 2., p. 707-720.

GALDEAN, N.; CALLISTO, M.; BARBOSA, F.A.R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n.2, p. 239-248. 2001.

GUERESCHI, R. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In: SANTOS, J. E. e PIRES, J. S. R. **Estação Ecológica de Jataí: estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos: RiMa, 2000. v. 2, p. 387-402.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Fapam em Revista**. v. 2, n. 2, p. 153-164. 2003.

HALL, M. J.; CLOSS, G. P.; RILEY, R. H. Relationships between land use and stream invertebrate community structure in South Island, New Zealand, coastal stream catchments.

New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, p. 591-603. 2001.

HAMMER, Ø.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2003. **Past-Palaentological Statistics**, ver. 1.12. Disponível em: <http://folk.io.no/ohammer/past>> Acesso em: 15 jun.2006.

HILTY, J.; MERELENDER, A. Faunal indicator taxa for selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**, v. 92, p. 185-197, 2000.

HOGG, I.D.; NORRIS, R.H. Effects of runoff from land clearing and urban development on the distribution and abundance of macroinvertebrates in pool areas of a river. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, p.507-518, 1991.

JOHNSON, R. K.; WIEDRHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H. (eds) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.

KARR, J. R. Defining and measuring river health. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 221-234. 1999.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In: NESSIMIAM, J. L. e CARVALHO, E. (eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Série Oecologia Brasiliensis, v. 5, Rio de Janeiro: PPGE/UFRJ, 1998, p. 157-173.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomological Vectors**, v. 12, n. 2, p. 193-231. 2005.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. Harper Collins: University of British Columbia, 1989. 654p.

LEAL, A. C. **Meio ambiente e urbanização na microbacia do Areia Branca – Campinas/SP**. 1995. Dissertação (Mestrado em Geociências). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro/SP.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, f. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Díptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561. 1999.

MARTINS, J. P. S. **Água e cidadania em Campinas e região: o desafio do século 21**. Campinas/ SP: Câmara Municipal de Campinas/ Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento S/A – SANASA, 2004.

MATHEUS, C. E.; TUNDISI, J. G. Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e Represa do Lobo (Broa). In: Tundisi, J.G. (ed.) **Limnologia e Manejo de Represas**, São Carlos/SP. Série: Monografias em limnologia. 1988. v. 1, p. 417-471.

McCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology**. Portolla Valley, CA: Jones and Bartlett Publishers, Inc., 1983.

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

MORAES, A. J. **Manual para avaliação da qualidade da água – 1**. São Carlos: RiMA, 2001.

NIESER, N.; MELO, A. L. de. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1997. 180p.

PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. USA/ EPA, Washington, DC., 1989.

PEQUENO, P. L. L.; LOCATELLI, M.; VIEIRA, A. H.; MARTINS, E. P.; VASCONCELOS, L. P. de; OLIVEIRA, V. B. V. de. **Importância das matas ciliares**. Porto Velho: EMBRAPA –CPAF, Rondônia, 2002.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá, Colômbia: Editorial Presencia Ltda, 1988.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. **Fundamentos ecológicos para o manejo efetivo do ambiente rural nos trópicos**: educação ambiental produtividade com qualidade. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2003.

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

ROCHA, O.; PIRES, J. S.; SANTOS, J. E. dos. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e planejamento. In: ESPÍNDOLA, E.L.G. *et al.* (eds) **A bacia hidrográfica do rio do Monjolinho**. São Carlos/ SP: RiMa, 2000.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do município de Luiz Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. In: Santos, J. E. dos e Pires, J. S. R. (eds) **Estação Ecológica de Jataí: estudos integrados em ecossistemas**. São Carlos: RiMa, 2000. v. 2. p. 721-731.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H. (eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p.1-9.

SÃO PAULO (Estado) Secretaria da Educação. Coordenadoria de Estudos e Normas Pedagógicas. **Água hoje e sempre**: consumo sustentável. São Paulo: SE/CENP, 2004.



SCOTT, D.; WHITE, J. W.; RHODES, D. S.; KOOMEN, A. Invertebrate fauna of three streams in relation to land use in Southland, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**. v. 28, p. 277-290. 1994.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Jaguariúna/SP: EMBRAPA, 2004. Comunicado Técnico, 19.

SPONSELLER, R. A.; BENTIFIELD, E. D.; VALLET, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1409-1424. 2001.

SUCEN 2000-2001. Doenças e vetores: leishmaniose tegumentar americana. Disponível em: <[http://www.sucen.sp.gov.br/doencas/leish\\_teg/texto\\_leish\\_tegum\\_pro.htm#ag\\_etiol](http://www.sucen.sp.gov.br/doencas/leish_teg/texto_leish_tegum_pro.htm#ag_etiol)>. Acesso em: 20 nov. 2006.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo state, Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 16, n.2, p. 01-08, 2004.

TOWNSEND, C.R.; ARBUCKLE, C. J.; CROWL, T. A.; SCARSBROOK, M. R. The relationship between land physicochemistry, food resources and macroinvertebrates in tributaries of the Taieri River, New Zealand: a multivariate approach. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 177-191, 1997.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo**: guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: UFSCAR, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 1995. 229p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: RIMA, 2003.

WHITFIELD, J. Vital signs. **Nature**, v. 411, n. 28, p. 989-990, 2001.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4<sup>a</sup> ed. New Jersey : Prentice-Hall, 663 p. 1999.

Ficha catalográfica elaborada por:  
Meyre Raquel Tosi  
Bibliotecária – CRB-8 nº 759

627.0981 Cabral - Rodrigues, Fernanda Mara  
C613a Abordagem preliminar e integrada da  
qualidade da água da Microbacia do Córrego  
da Areia Branca – Campinas-SP./Fernanda  
Mara Cabral Rodrigues. – Taubaté: F.M.C.R.,  
2007.  
67p. 23cm.

Dissertação (mestrado) Ciências Ambientais.  
Universidade de Taubaté - SP

1. Água – Análises. 2. Ambientes degradados.  
3. Bioindicadores ambientais. 4. Recursos hídricos.  
I. Título.

CDD 627.0981

#### Índice para catálogo sistemático

Água – Análises	627.0981
Ambientes degradados	627.0981
Bioindicadores ambientais	627.0981
Recursos hídricos	627.0981