

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E FATORES FÍSICOS
E QUÍMICOS COMO INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA
DA BACIA DO ALTO JACARÉ-GUAÇU (SP)**

CAROLINA CUNHA ANDRADE

**São Carlos – SP
2009**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E FATORES FÍSICOS
E QUÍMICOS COMO INDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUA
DA BACIA DO ALTO JACARÉ-GUAÇU (SP)**

CAROLINA CUNHA ANDRADE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências.

**São Carlos – SP
2009**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

A553mb

Andrade, Carolina Cunha.

Macroinvertebrados bentônicos e fatores físicos e químicos como indicadores de qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu (SP) / Carolina Cunha Andrade. -- São Carlos : UFSCar, 2009.
75 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2009.

1. Macroinvertebrados bentônicos. 2. Bioindicadores. 3. Água - qualidade. 4. Jacaré-Guaçu, Rio, Bacia (SP). I. Título.

CDD: 574.522 (20ª)

Carolina Cunha Andrade

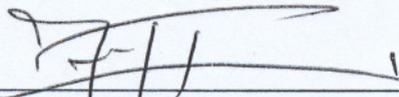
**MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E FATORES FÍSICOS E QUÍMICOS
COMO INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO ALTO
JACARÉ-GUAÇU (SP)**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 26 de maio de 2009

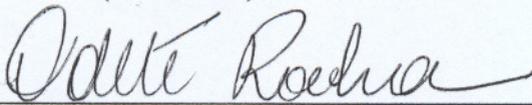
BANCA EXAMINADORA

Presidente



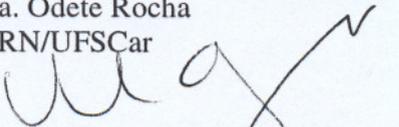
Prof. Dr. José Galízia Tundisi
(Orientador)

1º Examinador

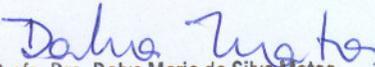


Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Marcos Nogueira
UNESP/Botucatu-SP



Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
Coordenadora
PPGERN/UFSCar

Orientador: Prof. Dr. José Galizia Tundisi

“O mestre na arte da vida faz pouca distinção entre o seu trabalho e o seu lazer, entre a sua educação e a sua recreação. Ele simplesmente persegue sua visão de excelência em tudo que faz, deixando para os outros a decisão de saber se está trabalhando ou se divertindo. Ele acha que está sempre fazendo as duas coisas simultaneamente.”

Texto Zen Budista

Dedico este trabalho a Hamilton, Gisele e Pedro,
por me darem forças para continuar.

Agradecimentos

- Ao meu orientador, Prof. Tundisi pela paciência, dedicação e boa vontade durante minhas ausências;
- A Prof. Takako, pelas valiosas dicas durante o desenvolvimento do trabalho;
- A Prof. Odete Rocha, pelas sugestões durante a qualificação;
- A Prof. Alaíde pela ajuda com os índices biológicos;
- A Corina, Donato, Guto e Edson pela ajuda com as análises químicas,
- Aos “Fernandos”, Guilherme, Mari e Heliana pela super ajuda na coleta e com a identificação dos bentos;
- A Dani pela ajuda infinita durante cada etapa deste trabalho,
- A Suelen por sempre conseguir resolver todos os meus problemas;
- A todos os colegas do IIE pelo suporte e preocupação durante o trabalho;
- A toda a equipe da secretaria do PPG ERN por solucionar as dúvidas e ajudar com os procedimentos;
- A Helô e Leda por compreenderem minhas ausências da OFS;
- Ao Fabio por ser meu anjo da guarda de macroinvertebrados bentônicos;
- A Ingritt e Mobraal por me abrigarem e fazerem de São Carlos um lugar inesquecível;
- Aos amigos da república por sempre garantirem meu lugar por lá;
- Ao Marcelo, pela paciência, carinho, apoio e dedicação intermináveis;
- Aos meus pais pelo incentivo e força constantes;
- A todos aqueles que durante esse caminho me apoiaram, se preocuparam e me ajudaram a chegar até o fim.

Sumário

Resumo

Abstract

1. INTRODUÇÃO	1
1.1 <i>Histórico das avaliações físicas e químicas</i>	2
1.2 <i>Histórico dos macroinvertebrados bentônicos e biomonitoramento</i>	3
2. OBJETIVOS	8
3. ÁREA DE ESTUDO	9
3.1 <i>Caracterização da área de estudo</i>	9
3.2 <i>Descrição dos pontos de amostragem</i>	10
4. MATERIAIS E MÉTODOS	14
4.1 <i>Variáveis limnológicas</i>	14
4.2 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	14
4.3 <i>Cálculo de métricas e índices bióticos</i>	15
4.3.1 <i>Riqueza taxonômica</i>	15
4.3.2 <i>Abundância relativa</i>	16
4.3.3 <i>Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Odum, 1988; Magurran, 1988; Krebs, 1999)</i>	16
4.3.4 <i>Classificação de acordo com o grupo funcional</i>	16
4.3.5 <i>Índice biótico BMWP – score system</i>	17
4.3.6 <i>Índice Biótico Belga (IBB)</i>	17
4.3.7 <i>Hilsenhoff Biotic Index</i>	18
4.3.8 <i>Razão EPT/ Chironomidae</i>	18
4.3.9 <i>Índice de Estado Trófico</i>	18

5. RESULTADOS	20
5.1 <i>Variáveis físicas, químicas e biológicas da água</i>	20
5.1.1 <i>Pluviometria</i>	20
5.1.2 <i>Temperatura da água, pH e concentração de oxigênio dissolvido</i> ...	20
5.1.3 <i>Condutividade elétrica e turbidez</i>	22
5.1.4 <i>Fósforo total e fosfato</i>	24
5.1.5 <i>Nitrogênio Kjeldahl, nitrito, nitrato e amônia</i>	25
5.1.6 <i>Coliformes totais e fecais</i>	27
5.1.7 <i>Índice de Estado Trófico (IET)</i>	28
5.2 <i>Comunidade de macroinvertebrados bentônicos</i>	29
5.2.1 <i>Estrutura da comunidade</i>	29
5.2.2 <i>Riqueza de táxons e abundância relativa</i>	36
5.2.3 <i>Diversidade de Shannon-Wiener</i>	37
5.2.4 <i>Classificação de macroinvertebrados bentônicos em grupos funcionais</i>	38
5.3 <i>Métricas que relacionam macroinvertebrados bentônicos e qualidade de água</i>	39
5.3.1 <i>Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera</i>	39
5.3.2 <i>Índice Biótico Belga (IBB)</i>	39
5.3.3 <i>Biological Monitoring Working Party (BMWP)</i>	40
5.3.4 <i>Hilsenhoff Biotic Index</i>	41
6. DISCUSSÃO	42
6.1. <i>Caracterização físico-química da sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu</i>	442
6.2. <i>Estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e sua relação com a qualidade da água</i>	47

6.3. <i>Uso de métricas para avaliar a qualidade da água por meio dos macroinvertebrados bentônicos</i>	552
7. CONCLUSÕES	60
8. RECOMENDAÇÕES	663
9. BIBLIOGRAFIA	63
10. ANEXOS	71

Lista de Figuras

Figura 1	Imagem das principais sub-bacias que compõe a bacia hidrográfica do rio Tietê/Jacaré. Em destaque amarelo está a sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu. Modificado de Tundisi <i>et al.</i> (2008).	9
Figura 2	Imagem da área de estudo. As estações amostrais estão destacadas em verde.	12
Figura 3	Fotos das estações amostradas na sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu	13
Figura 4	Temperatura da água (°C) ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	21
Figura 5	Variação do pH da água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O valor mínimo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 está destacado na linha vermelha.	21
Figura 6	Variação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O valor mínimo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe I está destacado na linha vermelha.	22
Figura 7	Variação da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	23
Figura 8	Variação dos valores de turbidez (UNT) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe I está destacado na linha vermelha.	23
Figura 9	Variação dos valores de fósforo total (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas lóxicas de classe I está destacado na linha vermelha.	24
Figura 10	Variação dos valores de fosfato ($\mu\text{g-P/L}$) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	25
Figura 11	Variação dos valores de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	25
Figura 12	Variação dos valores de nitrito (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	26
Figura 13	Figura 13: Variação dos valores de nitrato (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	26
Figura 14	Concentração de coliformes totais (NMP/100ml) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe II está destacado na linha vermelha.	27

Figura 15	Concentração de coliformes fecais (NMP/100ml) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	28
Figura 16	Cálculo do Índice de Estado Trófico segundo Carlson, 1977 ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). Os limites entre mesotrófico, eutrófico e hiper-eutrófico estão indicados por linhas vermelhas.	28
Figura 17	Riqueza de táxons coletados ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	36
Figura 18	Abundância relativa (%) dos principais táxons coletados ao longo das estações amostrais na época de estiagem (julho/2007).	37
Figura 19	Abundância relativa (%) dos principais táxons coletados ao longo das estações amostrais na época de chuva (março/2008).	37
Figura 20	Diversidade de Shannon Wiener para o táxon família ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).	38
Figura 21	Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT) ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).	39

Lista de Tabelas

Tabela 01	Uso e ocupação do solo na UGRHI Tietê-Jacaré e sub-bacia Jacaré-Guaçu. Fonte: adaptado de IIE (2006) e CETESB (2008).	10
Tabela 02	Descrição dos pontos amostrais incluindo área de entorno.	12
Tabela 03	Táxons registrados na sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).	30
Tabela 04	Abundância absoluta dos táxons registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de estiagem (julho/2007).	31
Tabela 05	Abundância absoluta de gêneros de Chironomidae registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de estiagem (julho/2007).	33
Tabela 06	Abundância absoluta dos táxons registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de chuva (março/2008).	34
Tabela 07	Abundância absoluta de gêneros de Chironomidae registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de chuva (março/2008).	35
Tabela 08	Classificação dos macroinvertebrados coletados em grupos funcionais.	38
Tabela 09	Resultado do índice biótico IBB ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).	40
Tabela 10	Resultados dos índices BMWP Original e BMWP adaptado por Junqueira em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nos períodos de estiagem e chuva.	41
Tabela 11	Tabela 11: Resultados do índice Hiselnhoff Biotic Index para cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nos períodos de estiagem e chuva.	41

Lista de Anexos

Quadro 01	Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição (0 a 10), segundo o BMWP original segundo Armitage et al. (1983). A classificação é mostrada abaixo.	70
Quadro 02	Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição (0 a 10), quanto maior mais sensível, segundo o BMWP' adaptado à bacia do rio das Velhas (MG) segundo Junqueira e Campos (1998) – BMWP /CETEC. A classificação é mostrada abaixo.	71
Quadro 03	Diagrama para determinação do Índice Biótico Belga (IBB), com modificações de Trivinho-Strixino & Nascimento (2000). A classificação é mostrada abaixo. Fonte: Peláez, 2001.	72
Quadro 04	Diagrama para determinação do Hilsenhoff Biotic Index (HBI), com modificações de Bode (1988) Hilsenhoff (1988a, 1988b) and Lehmkuhl (1979). A classificação é mostrada abaixo.	73

Resumo

As características físicas, químicas e biológicas de 6 estações de amostragem abrangendo rios e um reservatório pertencentes à sub-bacia hidrográfica Jacaré-Guaçu (SP) foram amostradas no meses de julho/07 e março/08. As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram obtidas a partir do substrato natural, com o auxílio de draga de Ekman-Birge e junto à vegetação, com uma rede kiknet. O objetivo foi relacionar a riqueza e abundância dos macroinvertebrados bentônicos (identificados em nível de família, Chironomidae em nível de gênero) com a qualidade de água por meio de uso de mensurações e índices bióticos. Estes foram aplicados com intuito de verificar a relação da estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com a qualidade de água, analisada por meio de variáveis físicas e químicas. Em locais mais preservados, com baixas concentrações de fósforo e menores valores de condutividade elétrica, foram detectadas maiores riquezas e diversidades de macroinvertebrados bentônicos. Em contrapartida, locais impactados pelo lançamento de esgoto doméstico apresentaram maior dominância de organismos tolerantes à poluição orgânica como Oligochaeta, Chironomidae e Hirudinea. Dentre a família Chironomidae, *Tanytarsini* e *Tanypodinae* estiveram associados às melhores qualidades de água, enquanto que *Chironomus* ocorreu em grande abundância nos locais impactados por esgoto doméstico. Dentre os índices aplicados, o Hilsenhoff Biotic Index foi o que apresentou melhor resultado, corroborando com aqueles obtidos por meio de análises físicas e químicas da água.

Palavras chave: macroinvertebrados bentônicos, bioindicadores, qualidade de água, sub-bacia Jacaré-Guaçu.

Abstract

Physical, chemical and biological variables from 6 pre-selected sampling stations, including rivers and one reservoir at the Jacaré-Guaçu (SP) watershed, were sampled during the months of July, 2007 and March, 2008. The macroinvertebrates samples were collected from natural substratum with Ekman-Birge dredger and also from vegetation with kicknet net. The goal of this study was to relate richness and abundance of benthic macroinvertebrates (identified until the level of family, except for Chironomidae, which was identified until the level of genus) with water quality by using metrics and biological index. These were applied in order to verify the relation between macroinvertebrates communities and water quality, which was analyzed through physical and chemical methods. In most preserved places, with low values of electrical conductivity and total phosphorus, a greater richness and diversity of benthic macroinvertebrates. On the other way, in places under influence of sewage, a greater dominance of organisms that are tolerant to organic pollution, such as Oligochaeta, Chironomidae and Hirudinea was found. Among Chironomidae family, *Tanytarsini* and *Tanypodinae* were associated to better water quality, while *Chironomus gr. decorus* occurred in great abundance on places under sewage discharge influence. Among the indexes applied, HBI provided the best answers, matching the physical and chemical results.

Key words: benthic macroinvertebrates, bioindicators, water quality, Jacaré-Guaçu watershed.

1. INTRODUÇÃO

Embora a água seja um fator limitante para a vida na Terra, o uso irracional dos recursos hídricos tem trazido conseqüências prejudiciais para os ambientes aquáticos. As fortes alterações nesses ecossistemas, decorrentes da expansão das fronteiras agrícolas e do aumento desordenado das demais atividades humanas tem gerado graves problemas para os sistemas aquáticos e grande preocupação em relação à disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (Tundisi, *et al*, 2003). Muitos estudos tem sido realizados para investigar estes problemas, levando à identificação das fontes poluidoras, bem como à elaboração de propostas para seu controle. Entre os impactos que podem ser observados destacam-se aqueles oriundos da deficiente gestão das bacias hidrográficas, como desflorestamento de áreas próximas aos corpos d'água e lançamento de efluentes sem tratamento (Peláez-Rodríguez, 2005).

Entre os ecossistemas aquáticos, os de água doce possuem fortes razões para sua conservação: abrigam grande diversidade biológica, e são essenciais para garantir a sustentabilidade dos processos mais utilizados pelo homem. Assim sendo, as avaliações e monitoramentos ambientais atuam como ferramentas indispensáveis na elaboração de planos e estratégias de manejo para conservação e recuperação de ambientes naturais ou degradados (Guereschi, 2004).

Para que os impactos das atividades antrópicas possam ser mensurados, é necessário um esforço multidisciplinar. O conhecimento atual das características físicas, químicas e biológicas, além da biodiversidade de macroinvertebrados bentônicos da sub-bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu contribuirá para a identificação dos problemas existentes e planejamentos de manejos de recuperação para a região.

1.1 Histórico das avaliações físicas e químicas

As características físicas e químicas de todo corpo d'água são determinadas, em grande parte, pelo clima, geomorfologia e condições geoquímicas pertencentes à bacia. Essas características variam com a intensidade de influências naturais e antrópicas, como por exemplo, a precipitação pluviométrica e a poluição.

Meybeck *et al* (1992) afirma que a qualidade da água em um ponto de amostragem de um rio depende de fatores como água subterrânea, proporção do escoamento superficial, mistura de águas de tributários, entrada de efluentes, entre outros. Tradicionalmente, a medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas e químicas tem sido utilizada como ferramenta para avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos. Juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), essas medições constituem estudos fundamentais para classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas (Goulart & Callisto, 2003).

Dentre as vantagens de se optar pelo monitoramento de variáveis físicas e químicas podemos destacar a identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; a detecção precisa da variável modificada e a determinação de concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001). Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e porte do rio) antes da data de coleta das

amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e microhabitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas (Goulart & Callisto, 2003).

Análises físicas e químicas podem apresentar valores aceitáveis para ecossistemas que já foram completamente degradados, portanto é necessário que estas sejam complementadas por análises biológicas, para que se possa obter uma avaliação mais completa da integridade do ambiente (Cairns Jr & Dickson, 1971). Ao se utilizar estudos bioecológicos em conjunto com análises físico-químicas, é possível avaliar com mais exatidão o grau de trofia de um corpo d'água e as consequências desse processo (Róldan-Pérez, 1998).

1.2 Histórico do uso dos macroinvertebrados bentônicos para biomonitoramento

Macroinvertebrados bentônicos de água doce são definidos como aqueles organismos que ficam retidos em rede com abertura de malha entre 200 μm e 500 μm , e seus principais representantes são insetos, anelídeos, moluscos, crustáceos e turbelários. Habitam os substratos de fundo de ambientes lóticos e lênticos em parte ou durante todo o seu ciclo de vida (Hauer & Resh, 1996; Rosenberg & Resh, 2001). Nos substratos, colonizam resíduos, troncos, sedimento, folhas, macrófitas, etc.

Nos lagos e reservatórios, os macroinvertebrados localizam-se no litoral e sublitoral e na zona profunda, a qual é mais uniforme. A zona litoral apresenta maior variabilidade e heterogeneidade espacial e conseqüentemente maior diversidade de organismos e grupos funcionais (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

Nas diferentes regiões dos rios, a velocidade da corrente e o tipo de substrato determinam, em grande parte, a composição, a diversidade de espécies e a sucessão dos diferentes grupos de macroinvertebrados bentônicos (Hynes, 1970; Welch, 1980). Outros fatores como oxigênio dissolvido, temperatura, pH, substâncias dissolvidas e presença de vegetação aquática e ciliar também são determinantes na composição da comunidade desses organismos. Há consideráveis diferenças entre a composição qualitativa da comunidade bentônica em águas lóticicas e lênticas.

Os sistemas lóticicos são complexos, influenciados pela paisagem local e caracterizados pela heterogeneidade de habitats e biota. Alterações na qualidade da água refletem não só em suas características físicas e químicas, mas também na composição da biota (Allan, 2004). Dentre os resultados dessas alterações podemos citar a alteração da qualidade e quantidade de material orgânico alóctone e o decréscimo de habitats, com conseqüente perda na densidade de indivíduos, biomassa e diversidade de espécies (perda de espécies sensíveis a perturbações).

Buscando complementar as informações abióticas obtidas por meio das análises físicas e químicas, os métodos biológicos tem sido recomendados e incluídos em programas de monitoramento, na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e da qualidade ambiental (Rosenberg & Resch, 1993).

A utilização da biota nos programas de gerenciamento ambiental tem se mostrado uma ferramenta importante na busca de informações sobre a integridade dos ecossistemas e a qualidade ambiental (Callisto *et al.* .2001). O uso de bioindicadores permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (Callisto *et al.* Op. Cit.).

Cada espécie na natureza tem um nicho determinado. Isso significa que um organismo, no meio em que vive, é exigente em relação à qualidade física, química e

estrutural do ambiente. As espécies e as comunidades podem responder a diferentes alterações nos recursos alimentares ou alterações nas variáveis ambientais como velocidade da água, condutividade, temperatura, oxigênio e outras substâncias dissolvidas. As mudanças físicas e químicas refletem na característica dos habitats selecionando espécies mais resistentes às perturbações no meio, as quais passam a ser espécies indicadoras da qualidade do ambiente em questão (Peláez-Rodríguez, 2005).

O monitoramento contínuo da variação das comunidades biológicas é superior à amostragem isolada e periódica de variáveis físicas e químicas, pois uma vez que a concentração de poluentes varia ao longo do tempo, os organismos reagem a todos os efeitos sinérgicos e antagônicos de poluentes ou de estresse combinado (Freire, 2000). As espécies indicadoras de poluição orgânica, no geral, são resistentes a falta total ou parcial de oxigênio, a baixa intensidade de luz e ao aumento da concentração de nutrientes (Barbour *et al*, 1999).

A utilização da biota na avaliação da qualidade de água é realizada principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e hábitat. 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; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros. Estes índices são ferramentas importantes para a avaliação da qualidade da água. (Alba-Tercedor, 1996; Callisto *et al*, 2001; Silva, 2007).

Em ambientes aquáticos, os macroinvertebrados bentônicos são considerados bons bioindicadores da qualidade ambiental. Estes organismos apresentam

características que os destacam de outros grupos: por incluírem diferentes grupos taxonômicos encontram-se espécies sensíveis e outras tolerantes às diversas influências antrópicas; eles são relativamente abundantes (comuns na maioria dos sistemas); sedentários (apresentam pouco deslocamento); não estão sujeitos a migrações rápidas, possuem ciclo de vida relativamente longo (variando de algumas semanas a alguns anos) e são facilmente coletados (Metcalfé, 1989; Rosenberg & Resh, 1993; Toman & Steinman, 1995), adequando-se aos requisitos estabelecidos aos bons indicadores ambientais (Cairns & Dickson, 1971; Rosenberg, 1993).

Ao longo da história do uso de macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água, os europeus desenvolveram diversos índices que tem como base o grau de tolerância das espécies. Esses índices utilizam o sistema dos sapróbios, que considera como principal problema a poluição orgânica. Nos Estados Unidos e Reino Unido, estudos dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água vem sendo realizados há décadas, gerando um conhecimento mais consolidado sobre a diversidade dos macroinvertebrados em nível específico e suas amplitudes de tolerância aos diversos fatores ambientais (Pareschi, 2008).

Nestes países, o conhecimento básico da biologia das espécies de macroinvertebrados bentônicos serviu como suporte para o desenvolvimento de uma série de índices e protocolos para aplicação no biomonitoramento dos ecossistemas aquáticos (Armitage et al, 1983; Hellawell, 1986; Workshop, 2007; Queiroz et al., 2008).

No Brasil, os primeiros trabalhos com macroinvertebrados bentônicos foram iniciados na década de 60 em lagoas na região amazônica por Fittkau (1971) e Reiss (1977) e na represa de Americana por Strixino (1971) e Rocha (1972). Atualmente, a

maioria dos trabalhos recentes tem sido desenvolvida em sistemas lóticos, principalmente nas regiões sul e sudeste.

Na bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu podemos destacar os trabalhos de Guereshi, 2004, em área de estação ecológica; Peláez-Rodríguez, 2005 nos principais rios que compõe a bacia; e Pareschi, 2008, que analisou a comunidade bentônica da bacia hidrográfica do rio Tietê/Jacaré.

Apesar dos trabalhos já realizados, dificuldades ainda são encontradas, como por exemplo, o pouco conhecimento da diversidade dos organismos em nível de espécie, a falta de índices regionais e de padronização das metodologias de amostragem (Workshop, 2007; Roque et al., 2008). O uso de bioindicadores de qualidade de água, especialmente macroinvertebrados bentônicos vem despertando no Brasil. Há um grande esforço da CETEC (MG), FEEMA (RJ) e CESTEB (SP) para a aplicação de análises da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em programas de biomonitoramento, porém uma vez que a maioria desses estudos é desenvolvida por universidades e instituições de pesquisa, seu uso acaba sendo restrito e pontual. Isso, juntamente com a falta de índices regionais e a dificuldade de identificação dos organismos em nível de espécies, atrasa a padronização dos procedimentos utilizados e a elaboração de um sistema de monitoramento amplo. Assim sendo, pesquisas com esse enfoque são importantes para o fornecimento de informações para o manejo ambiental (Guereschi, 2004).

Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade de água de três sistemas lóticos e um sistema lêntico na bacia do Alto Jacaré-Guaçu, assim como sua relação com a distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, buscando ampliar o conhecimento sobre a região e fornecer informações que possam contribuir para estudos de monitoramento.

2. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo principal avaliar a qualidade de água de três sistemas lóticos e um sistema lêntico na sub-bacia do Alto Jacaré/Guaçu, por meio de análises físico-químicas e estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Também foi objetivo deste trabalho ampliar o conhecimento sobre a região e fornecer informações que possam contribuir para futuros estudos de monitoramento.

Para cumpri-lo, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Analisar variáveis físicas e químicas da sub-bacia;
- Analisar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em relação à riqueza, abundância e densidade dos grupos até o nível taxonômico de família, buscando relacioná-las com as variáveis físicas e químicas da água;
- Aplicar métricas e índices bióticos buscando classificar a qualidade da água;
- Avaliar se há correspondência entre as métricas aplicadas e as variáveis físicas e químicas.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na região superior da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu, uma das principais componentes da bacia do rio Tietê Jacaré (UGRHI nº 13 do estado de São Paulo) (ANA, 2009). Localizada na região centro-oriental do estado de São Paulo, a bacia do Alto Jacaré-Guaçu possui uma extensão de 1.100 km², abrangendo parcialmente os municípios de São Carlos, Brotas, Ibaté, Analândia e Itirapina (fig. 01).

No município de São Carlos estão localizadas as maiores altitudes da região.

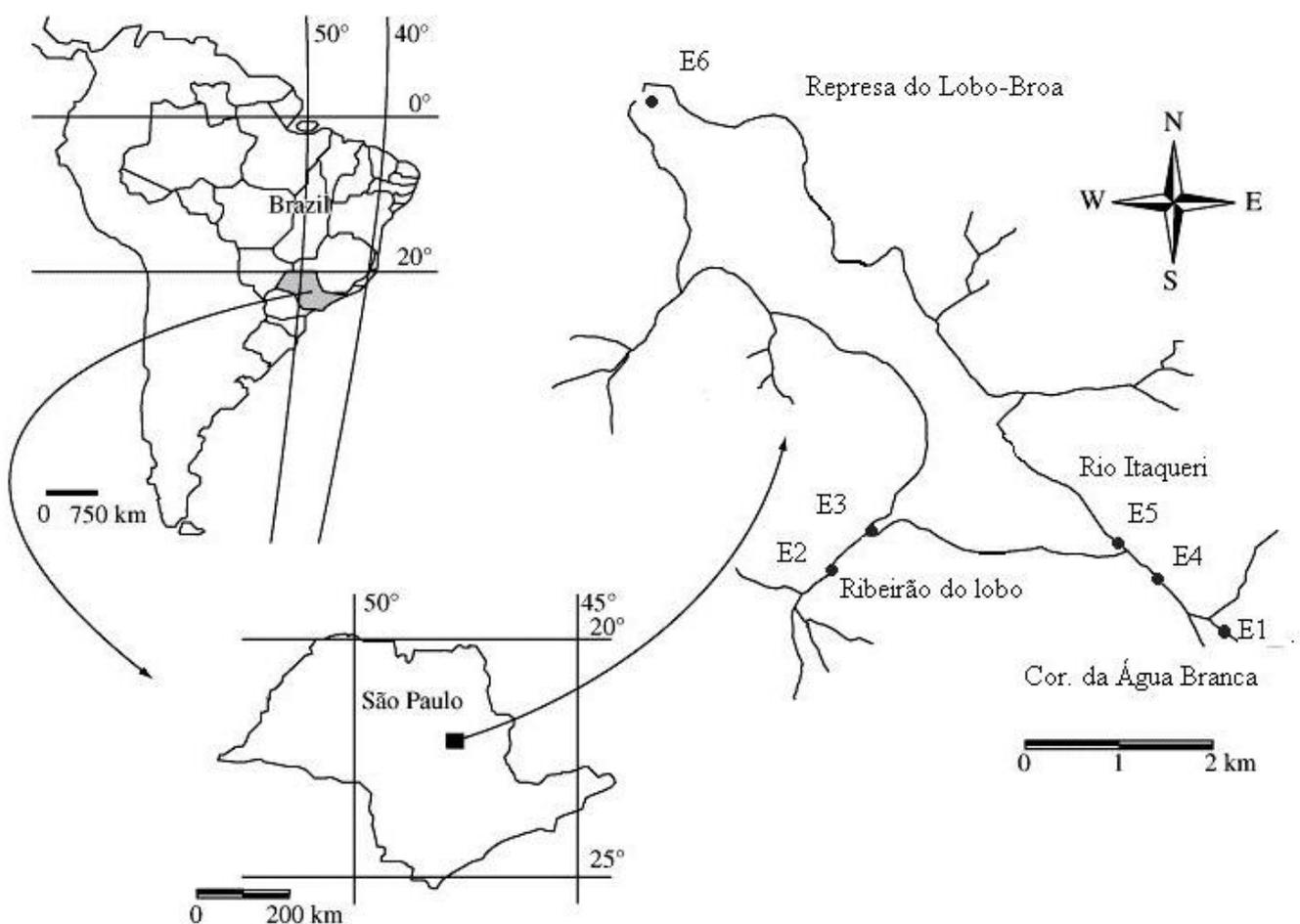


Figura 01: Localização da área de estudo, incluindo os corpos de água amostrados. Modificado de Tundisi *et al.* (2004).

Segundo a classificação de Köppen, a bacia possui clima classificado como Cwb, ou seja, tropical com verão úmido entre outubro e março, e inverno seco entre abril e setembro. A temperatura do ar segue as duas estações, com dias mais quentes no verão e mais frios no inverno.

De acordo com Ferrante (1989), a vegetação primitiva que compunha esta bacia era representada principalmente pelo cerrado. Devido à interferência antrópica para usos múltiplos, ultimamente poucos testemunhos da vegetação primitiva persistem, sendo encontradas em maiores altitudes e locais de difícil acesso. Atualmente, o principal uso do solo é para atividades de agropecuária e agroindústria, destacando-se culturas de cana-de-açúcar, laranja e pastagens. São encontradas também áreas de reflorestamento de Pinus e Eucalipto (Tab. 01) (Pareschi 2008; Peláez-Rodríguez 2001).

Tabela 01 – Uso e ocupação do solo na UGRHI Tietê-Jacaré e sub-bacia Jacaré-Guaçu. Fonte: adaptado de IIE (2006) e CETESB (2008).

Uso e ocupação do solo	Bacia Tietê/Jacaré	Sub-bacia Jacaré-Guaçu
Área total (km ²)	11.589	3.908
Área urbana (%)	2,4	2,9
(%) Mata (vegetação nativa + mata ciliar)	16,3	17,1
(%) Reflorestamento (Pinus e Eucalipto)	7,3	6,4
(%) Agronegócio (laranja, cana)	48,0	48,5
(%) Pastagem	24,6	24,6
(%) Área úmida (rios, represas e áreas alagadas)	1,3	0,33
Número de municípios	34	10
N. de municípios com tratamento de esgoto	12	4
População total	1.277.984	508.975

3.2 Descrição dos pontos de amostragem

Foram realizadas duas campanhas de amostragem, sendo a primeira em julho de 2007 e a segunda em março de 2008, de forma a abranger as épocas de estiagem e

chuva. A determinação dos pontos foi feita primeiramente através de mapas e posteriormente verificada em campo considerando aspectos como acessibilidade e características da área de entorno. Os pontos foram escolhidos considerando também o grau de impacto com relação ao despejo de esgoto doméstico, para abranger locais mais preservados e outros mais impactados.

Em ambas as estações, foram realizadas coletas em seis pontos de amostragem, sendo cinco deles em ambientes lóticos e um em ambiente lêntico. Sistemas lóticos de segunda e terceira ordem, assim como um sistema lêntico foram amostrados para representar a qualidade da água e os macroinvertebrados bentônicos de corpos de água da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu, em locais com diferentes níveis de impacto.

Dentre os rios, o ponto do córrego da Água Branca recebe o descarte de esgoto da cidade de Itirapina. Esse mesmo córrego deságua no rio Itaqueri, que, portanto, é influenciado indiretamente por este descarte de esgoto. O primeiro ponto no ribeirão do Lobo é influenciado pela ação antrópica, apresentando uma barragem feita de sacos de cimento, grandes canalizações e uma rodovia que cruza bem acima do local amostrado. A localização dos pontos amostrados está representada na figura 02, e a descrição de cada ponto encontra-se na tabela 02.

Tabela 02 – Descrição dos pontos amostrais incluindo área de entorno.

Identificação das estações de amostragem	Localização e descrição
Estação 1	Córrego da Água Branca: trecho coletado sob ponte, raso, com vegetação de campo sujo abundante. Recebe águas residuais do município de Itirapina. 2ª ordem.
Estação 2	Ribeirão do Lobo: trecho coletado sob ponte, raso, com barragem feita de sacos de cimento no entorno. Apresenta cheiro forte e canalizações. 2ª ordem.
Estação 3	Ribeirão do Lobo: entrada do ribeirão na represa do Lobo, raso, vegetação de cerrado no entorno. Raso e com muita vegetação aquática. 2ª ordem
Estação 4	Rio Itaqueri: entrada do rio na represa do Lobo, com <i>Pistia</i> e <i>Eichornia</i> abundantes. Recebe influência de esgoto do Córrego da Água Branca, que deságua neste rio. 3ª ordem
Estação 5	Rio Itaqueri: trecho coletado sob ponte, raso, com vegetação rasteira e grama no entorno. Presença abundante de macrófitas. 3ª ordem.
Estação 6	Reservatório do Lobo (Broa): trecho coletado próximo à barragem, com profundidade de 10m. Construções de habitação na margem, que apresenta pouca vegetação ciliar. 3ª ordem

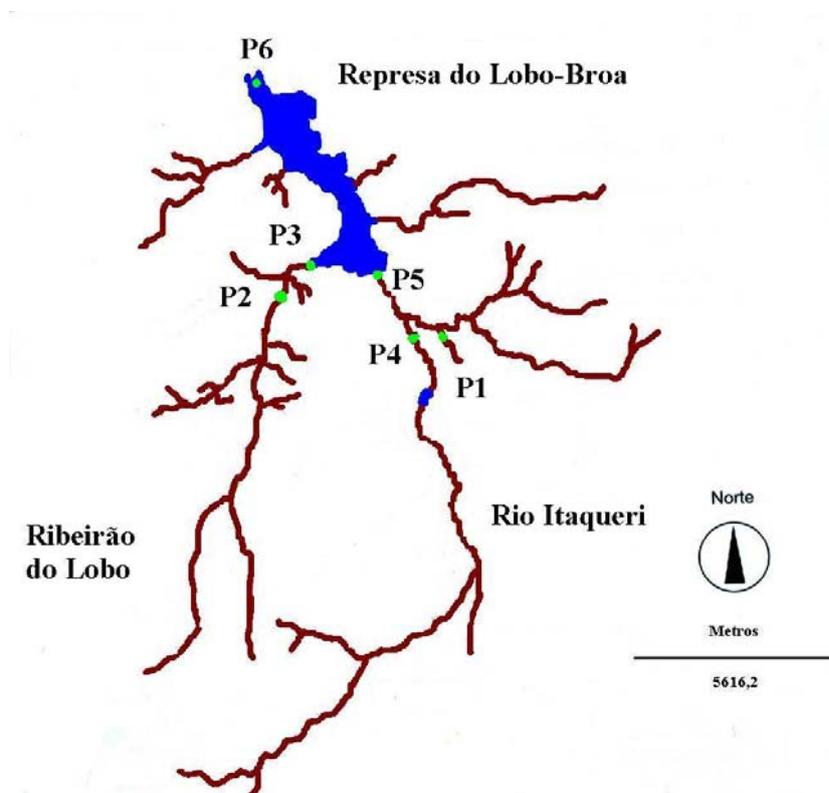


Figura 02: Imagem da área de estudo. As estações amostrais estão destacadas em verde



Figura 03: Fotos das estações amostradas na sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Variáveis limnológicas

As amostras de água das 6 estações amostrais foram coletadas na superfície com uma garrafa de Van Dorn (capacidade de 3L). Em campo, os valores de temperatura, pH, condutividade, turbidez, TDS, ORP, profundidade, velocidade de corrente e concentração de oxigênio dissolvido foram determinados através de um multi-sensor HORIBA, modelo U22.

No laboratório, as amostras de água foram congeladas até o momento da análise. Composição iônica (cálcio, magnésio, sódio, potássio, bicarbonato, carbonato, sulfato e cloreto) e nitrogênio total Kjeldahl foram determinados segundo APHA (1989). Fósforo total foi determinado de acordo com Valderrama, 1981. Os coliformes totais e fecais foram determinados com o uso de um kit Colilert, descrito em APHA (1989). No presente trabalho, as variáveis físicas e químicas da água foram comparadas com aquelas citadas na resolução Conama nº 357/05 para águas de classe 01.

4.2 Macroinvertebrados bentônicos

As amostras de macroinvertebrados bentônicos foram obtidas com auxílio de draga de *Ekman-Birge* (15x15) de acordo com Brandimarte *et al.* (2004). Em todas as estações amostrais, com exceção do ponto 06, também foi utilizada uma rede de mão, com malha de 0,5mm, para coleta de organismos em macrófitas. Com a finalidade de padronizar as coletas e poder comparar as informações obtidas nos diferentes pontos de

amostragem, utilizou-se um esforço (tempo) de 5 minutos, em acordo com Fontoura (1985). Para todas as estações amostrais, as amostras foram coletadas em trélicas. *In situ*, as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos previamente esterilizados contendo água do local.

No laboratório, as amostras foram lavadas sobre peneiras de malha 210 μ m. A triagem dos organismos foi feita sob bandeja de PVC branca transluminada e as amostras foram preservadas em álcool a 70% até o momento da identificação. Os exemplares foram analisados sob microscópio estereoscópico Leica MZ8 acoplado a câmera fotográfica e identificados até o nível igual ou superior ao de família, de acordo com Merritt & Cummins (1984); Lopretto & Tell (1995); Trivinho – Strixino & Strixino (1995); McCafferty (1981); Roldán-Pérez (1988); Epler (2001); Melo (2003), entre outras.

Foi dado tratamento especial à família Chironomidae (Diptera). As larvas foram identificadas até a categoria de gênero com o auxílio de chaves de identificação como as de Wiederholm (1983) e Trivinho-Strixino (1995). O objetivo desta distinção foi identificar gêneros tolerantes e sensíveis à poluição orgânica, permitindo uma avaliação mais detalhada destes organismos como bioindicadores de qualidade de água.

4.3 Cálculo de métricas e índices bióticos

Com o intuito de correlacionar a qualidade de água e seus respectivos reflexos na comunidade de macroinvertebrados bentônicos algumas métricas e índices bióticos foram calculados conforme descrito abaixo.

4.3.1 Riqueza taxonômica

A riqueza foi calculada pela somatória dos táxons encontrados nas amostras por período de amostragem.

4.3.2 Abundância relativa

Refere-se ao número de indivíduos de cada grupo taxonômico em relação ao número total de indivíduos em cada período. Foi calculada a partir da seguinte fórmula:

$$\%Sp_i = n (100/N)$$

Onde n = número de indivíduos da espécie x,

N = número total de indivíduos na amostra

4.3.3 Índice de diversidade de Shannon-Wiener (Odum, 1988; Magurran, 1988; Krebs, 1999)

$$H' = - \sum p_i \text{Log } p_i$$

Onde: $p_i = n_i/N$ = probabilidade de importância de cada espécie

n_i = número de indivíduos de cada táxon na amostra

N = número total de indivíduos na amostra

4.3.4 Classificação de acordo com o grupo funcional

A classificação dos organismos de acordo com os grupos funcionais foi feita para avaliar possíveis reflexos do entorno e qualidade da água na riqueza e abundância de grupos alimentares de macroinvertebrados bentônicos. Os grupos taxonômicos foram classificados em cinco grupos funcionais de alimentação, sendo eles predadores, coletores, filtradores, raspadores e fragmentadores, de acordo com Merritt e Cummins, 1984 e Cummins *et al.*, 2005. Para essa classificação foi considerado o nível taxonômico de família.

4.3.5 Índice biótico BMWP – score system

Foram utilizadas duas versões do índice biótico BMWP – score system:

- a original (Armitage *et al.* 1983);
- o índice BMWP de Armitage *et al.* 1983, com adaptações de Junqueira & Campos, 1998 para a bacia do rio das Velhas, em uma área de cerrado em Minas Gerais.

As tabelas contendo as pontuações atribuídas a cada família e a classificação dos corpos d'água estão apresentadas nos quadros 01 e 02 do anexo.

4.3.6 Índice Biótico Belga (IBB)

O Índice Biótico Belga (IBB) também é qualitativo e varia de 0 a 10. Para seu cálculo, considera-se o número de unidades sistemáticas de cada grupo taxonômico (UTOs); o grau de sensibilidade de ordens ou famílias e o número total de unidades sistemáticas presentes na amostra. O resultado numérico corresponde à qualidade de água, variando de não poluída a fortemente poluída.

As tabelas contendo as pontuações atribuídas a cada família e a classificação dos corpos d'água estão apresentadas no quadro 03 do anexo.

4.3.7 Hilsenhoff Biotic Index (HBI)

O Hilsenhoff Biotic Index é um índice qualitativo que requer a identificação de indivíduos em nível de família e a contagem do número de indivíduos coletados de cada família. É baseado em uma escala de 0 a 10, na qual valores mais altos indicam alta tolerância a poluição e valores mais baixos indicam intolerância a poluição. A versão do HBI utilizada neste trabalho é a de (Hilsenhoff, 1988), adaptada por Bode (1988), Hilsenhoff (1998a, 1988b) e Lehmkuhl (1979). As tabelas contendo as pontuações atribuídas a cada família e a classificação dos corpos d'água estão apresentadas no quadro 04 do anexo.

4.3.8 Razão EPT/ Chironomidae

Uma vez que a maioria das famílias do grupo EPT são mais sensíveis a poluição orgânica e alterações no meio, Resh & Jackson (1993) creem que a razão entre as densidades dos grupos EPT e Chironomidae oferece parâmetros para a avaliação ambiental

4.3.9 Índice de Estado Trófico

Foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET, Carlson, 1977) que utiliza dados de fósforo total para classificar os corpos d'água em oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hiper-eutróficos. O cálculo foi feito a partir da seguinte fórmula:

$$\text{IET} = 10 \times \{6 - (\ln 48/\text{PT})/\ln 2\}$$

Onde PT = concentração de fósforo total em $\mu\text{g/L}$.

A classificação em grau de trofia foi feita de acordo com o seguinte protocolo:

Ultraoligotrófico	≤ 20
Oligotrófico	21-40
Mesotrófico	41-50
Eutrófico	51-60
Hipereutrófico	≥ 61

5. RESULTADOS

5.1 Variáveis físicas, químicas e biológicas da água

5.1.1 Pluviometria

Segundo o CPTEC – INPE (2009), nos meses de junho e julho de 2007, a precipitação média para a região da bacia do Alto Jacaré-Guaçu esteve entre 50 e 100mm. Já os meses de fevereiro e março de 2008 tiveram precipitação média de 400 mm. Isso evidencia a caracterização de períodos de chuva e estiagem na região amostrada.

5.1.2 Temperatura da água, pH e concentração de oxigênio dissolvido

Durante o período de estiagem (mês de julho), a temperatura da água foi mais alta no ponto 06, na represa do Lobo Broa, e mais baixa no ponto 04, no rio Itaqueri (fig. 04). Já na estação chuvosa (mês de março), o maior valor de temperatura foi encontrado no rio Itaqueri (ponto 04) e o menor no ribeirão do Lobo (ponto 02). Entre as duas estações do ano, a maior variação de temperatura da água ocorreu no rio Itaqueri (ponto 05), com valor aproximado de 13°C.

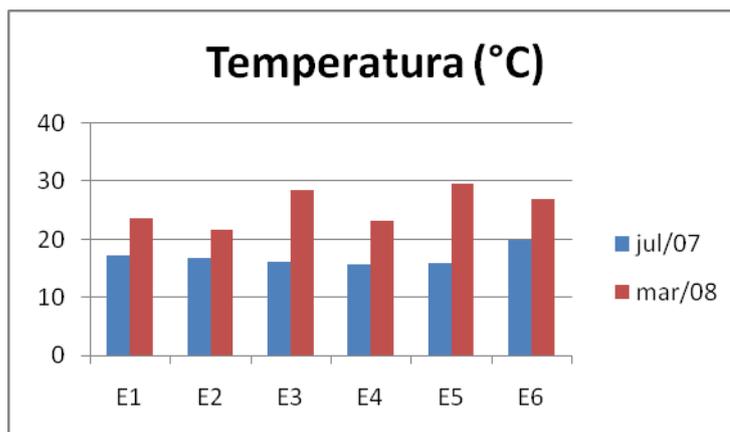


Figura 04: Temperatura da água (°C) ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

O pH foi em geral mais alto durante a estação chuvosa, chegando a atingir o valor de 7,1 na represa do Lobo Broa. Esse valor pode ter ocorrido por influência das grandes densidades de algas observada neste período de coleta. Já no período de estiagem, o pH apresentou características mais ácidas, com valores variando entre 5,2 e 6,0 (fig.05). Durante a estiagem, todas as estações amostrais, com exceção do ponto 05, apresentaram valores de pH abaixo do recomendado pela resolução Conama nº 357/05, que estabelece limites de pH entre 6,0 e 9,0.

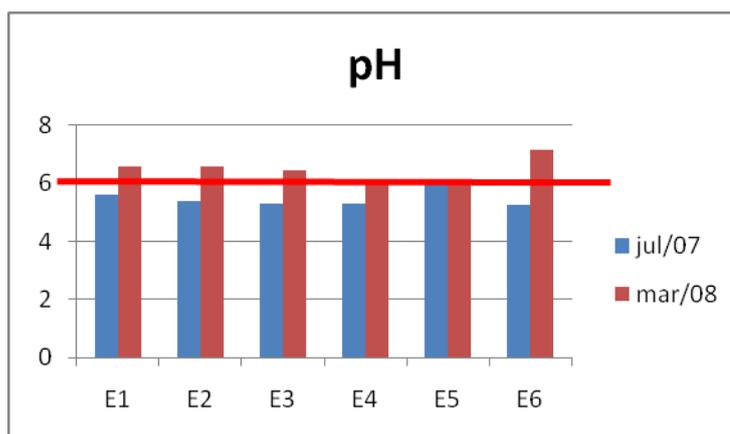


Figura 05: Variação do pH da água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O valor mínimo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 está destacado na linha vermelha.

As menores concentrações de oxigênio dissolvido foram encontradas durante a estação chuvosa, porém sempre com valores iguais ou acima de 6,0mg/L (limite estabelecido pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe 1), conforme demonstrado na figura 06. Em ambas as estações do ano a concentração de oxigênio dissolvido foi menor nos pontos 01 e 05, que sofrem maior influência do despejo de esgoto doméstico da cidade de Itirapina.

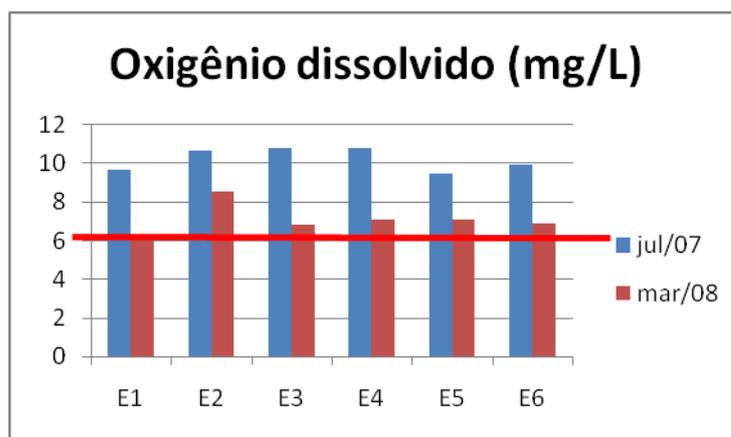


Figura 06: Variação da concentração de oxigênio dissolvido (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O valor mínimo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe I está destacado na linha vermelha.

5.1.3 Condutividade elétrica e turbidez

Em ambas as estações do ano, a condutividade elétrica foi muito maior no córrego da Água Branca (ponto 01), que sofre a influência direta do esgoto doméstico da cidade de Itirapina. No ponto 05, o valor de condutividade elétrica foi o segundo mais alto durante o período de estiagem (fig. 07). Esse ponto é afetado indiretamente pela mesma fonte de esgoto, uma vez que o córrego da Água Branca deságua no rio Itaqueri. Os menores valores de condutividade foram encontrados no ponto 03 em ambas as estações.

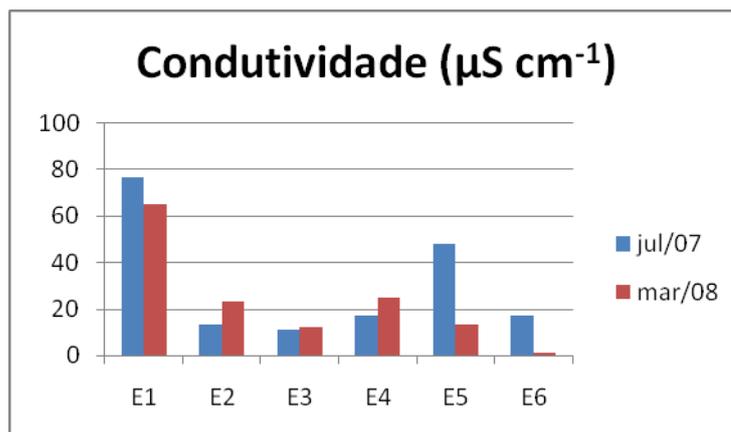


Figura 07: Variação da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

Os valores de turbidez foram sempre maiores durante a estação chuvosa, com exceção do ponto 05, que teve turbidez alta e fora do padrão observado durante o período de estiagem (fig. 08). A chuva provoca o carreamento de materiais da bacia de drenagem para os corpos de água, aumentando a turbidez nestes sistemas. O pico de turbidez do ponto 05 durante o período de estiagem ultrapassou o limite de 40 UNT estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 provavelmente devido a grande quantidade de macrófitas no local da coleta.

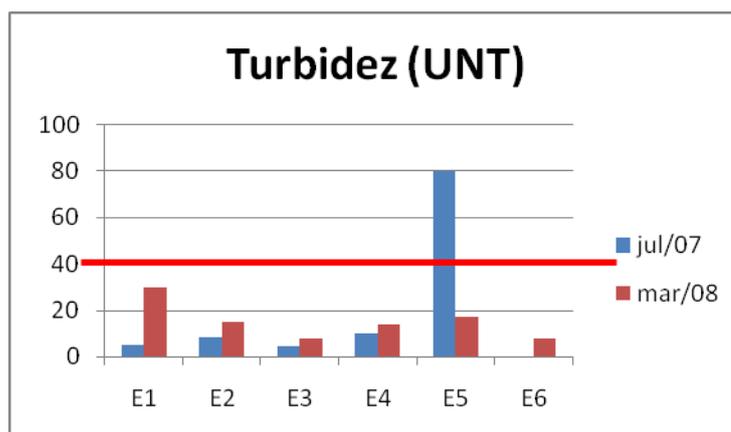


Figura 08: Variação dos valores de turbidez (UNT) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama n° 357/05 para águas de classe I está destacado na linha vermelha.

5.1.4 Fósforo total e fosfato

Os valores de fósforo total foram maiores no ponto 01 em ambas as estações do ano, ultrapassando o limite máximo de 0,1mg/L estabelecido pela resolução Conama 357/05 para ambientes lóticos. Isso indica a presença do esgoto doméstico da cidade de Itirapina. Com exceção do ponto 06, as concentrações de fósforo total foram maiores na estação chuvosa. A concentração de fósforo aumentou ao longo do curso do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo (fig. 09).

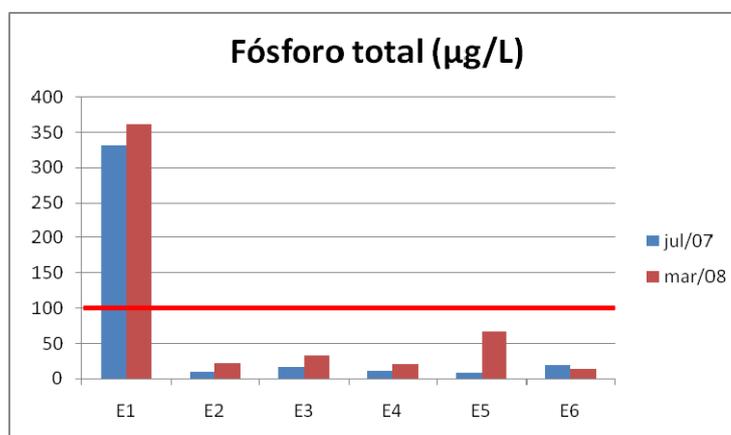


Figura 09: Variação dos valores de fósforo total (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas lóticas de classe I está destacado na linha vermelha.

Os valores de fosfato acompanharam o padrão encontrado para o fósforo, apontando maiores concentrações no ponto 01 em ambas as estações do ano (fig. 10).

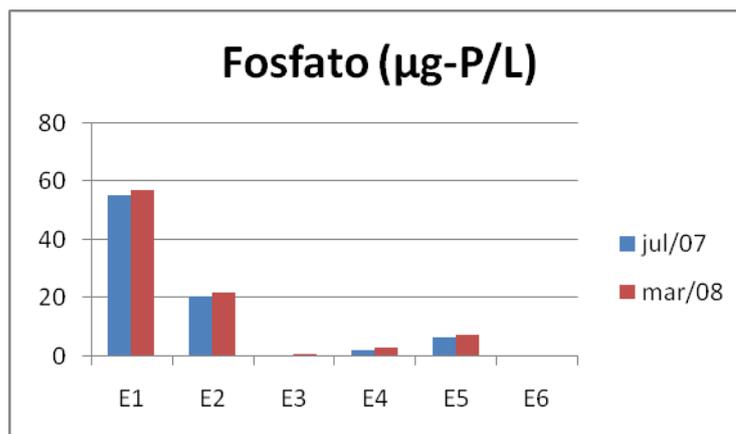


Figura 10: Variação dos valores de fosfato ($\mu\text{g-P/L}$) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

5.1.5 Nitrogênio Kjeldahl, nitrito e nitrato

Os valores de nitrogênio total também foram maiores no ponto 01 em ambas as estações do ano, condizendo com os resultados obtidos para fósforo e reforçando a presença do esgoto doméstico neste ponto. Assim como o fósforo, o nitrogênio também aumentou ao longo do curso do rio Itaqueri e ribeirão do Lobo (fig. 11). As maiores concentrações deste nutriente foram encontradas na estação chuvosa, com exceção dos pontos 01 e 04, podendo indicar uma maior diluição do efluente doméstico na água no período chuvoso.

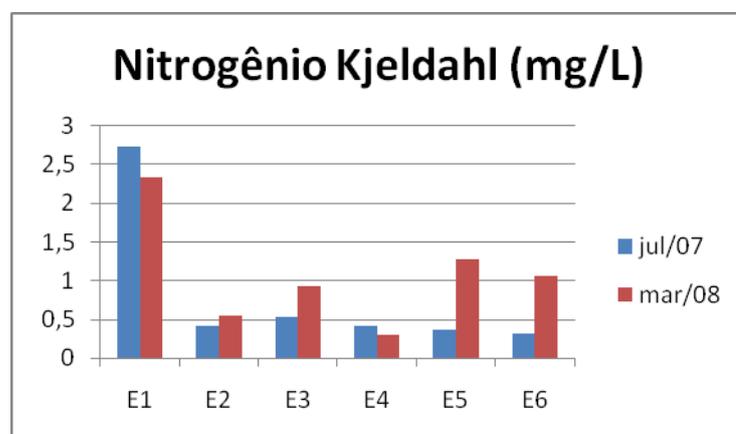


Figura 11: Variação dos valores de nitrogênio Kjeldahl (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

As variáveis nitrito e nitrato se comportaram de maneira semelhante ao nitrogênio, apresentando maiores valores nos pontos afetados pelo esgoto doméstico (01 e 05). Também foi observada a tendência de aumento das concentrações ao longo do curso do rio (figs 12 e 13).

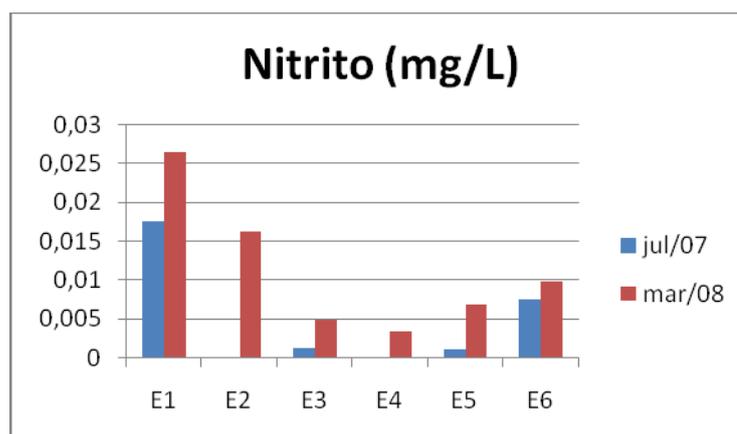


Figura 12: Variação dos valores de nitrito (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

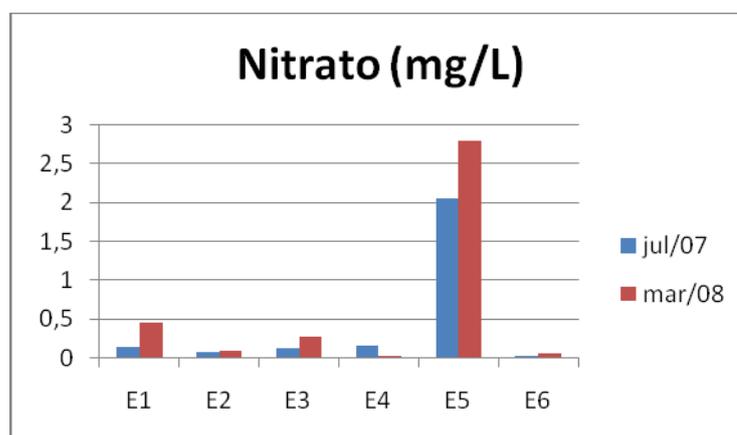


Figura 13: Variação dos valores de nitrato (mg/L) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

5.1.6 Coliformes totais e termotolerantes

O número mais provável de coliformes totais e termotolerantes foram sempre maiores durante o período de estiagem. O ponto 01, que recebe o esgoto doméstico da cidade de Itirapina apresentou as maiores concentrações de coliformes totais e termotolerantes em ambas as estações do ano. Em relação à concentração de coliformes totais, somente o ponto 03 não ultrapassou o limite estabelecido pela resolução Conama nº357 para águas de classe II. No rio Itaqueri, é possível notar o aumento da concentração de coliformes após a entrada do efluente córrego da Água Branca.

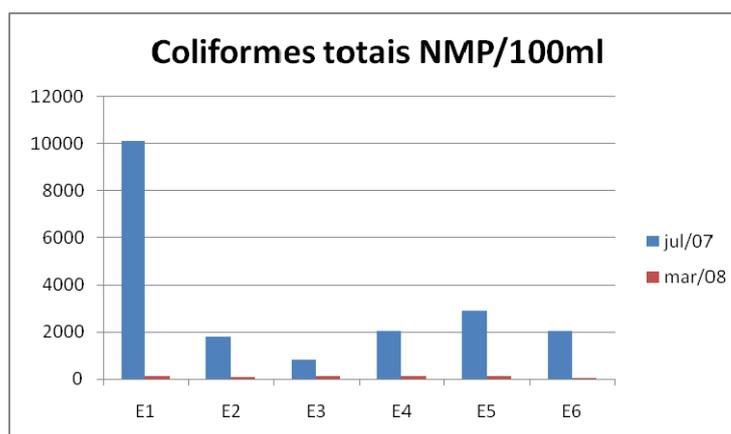


Figura 14: Concentração de coliformes totais (NMP/100ml) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). O limite máximo recomendado pela resolução Conama nº 357/05 para águas de classe II está destacado na linha vermelha.

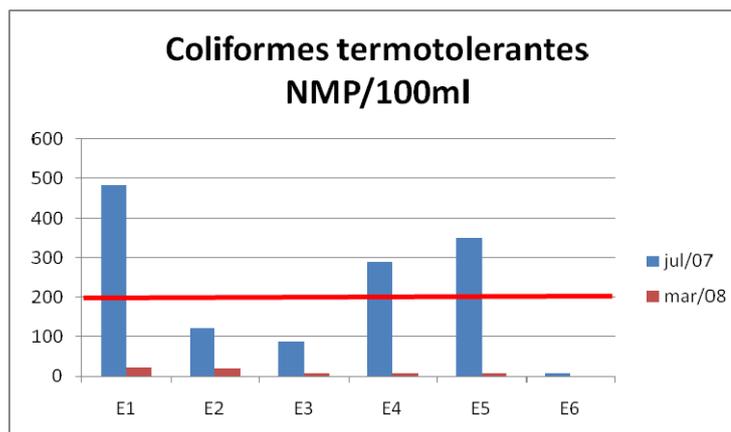


Figura 15: Concentração de coliformes fecais (NMP/100ml) na água ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

5.1.7 Índice de Estado Trófico (IET)

O índice de estado trófico que leva em consideração os dados de fósforo classifica os corpos d'água em cinco níveis de trofia: ultra-oligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hiper-eutrófico. Para os corpos d'água avaliados, o índice classificou todos os pontos como eutróficos, sendo que o ponto 01 mostrou resultados bem próximos ao valor limite para a classificação como hiper-eutrófico (fig. 16).

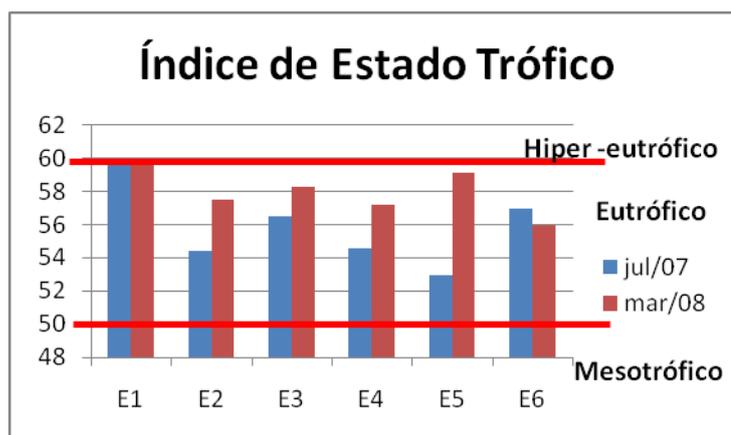


Figura 16: Cálculo do Índice de Estado Trófico segundo Carlson, 1977 ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008). Os limites entre mesotrófico, eutrófico e hiper-eutrófico estão indicados por linhas vermelhas.

5.2 Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

5.2.1 Estrutura da comunidade

Nos dois períodos de amostragem foram coletados 925 exemplares de macroinvertebrados bentônicos pertencentes a 68 táxons de 39 famílias, abrangendo as classes Insecta, Hirudinea, Oligochaeta, Turbellaria e Gastropoda (tabela 03). A maior parte dos indivíduos foi identificada em nível de família, e Chironomidae foi identificada em nível de gênero.

Tabela 03: Táxons registrados na sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

ARTHROPODA	Tribo Orthoclaadiini	ANELLIDA
Classe Insecta	<i>Orthoclaadiini</i> sp1	Classe Hirudinea
Ordem Coleoptera	<i>Cricotopus</i>	Família Glossiphoniidae
Família Amphizoidae	<i>Lopescladius</i>	Família Helobdella
Família Dytiscidae	<i>Nanoclaadius</i>	Classe Oligochaeta
Família Elmidae	Subfamília Tanypodinae	Família Tubificidae
Família Gyrinidae	Tribo Coelotanypodini	PLATYHELMINTES
Família Helodidae (Syrtidae)	<i>Coelotanypus</i>	Classe Turbellaria
Família Hydrophilidae	Tribo Pentaneurini	Família Dugesidae
Ordem Diptera	<i>Ablabesmyia</i>	MOLLUSCA
Família Ceratopogonidae	<i>Labrundinia</i>	Classe Gastropoda
Família Culicidae	<i>Monopelopia</i>	Família Planorbidae
Família Empididae	<i>Nilotanypus</i>	<i>Biomphalaria</i> sp.
Família Ephydriidae	Tribo Procladiini	Família Ampullariidae
Família Stratiomyidae	<i>Djalmabatista</i>	<i>Pomacea</i> sp.
Família Sciomyzidae	<i>Procladius</i>	
Família Thaumalidae	Ordem Ephemeroptera	
Família Chironomidae	Família Baetidae	
Subfamília Chironominae	Família Leptophlebiidae	
Tribo Chironomini	Família Oligoneuridae	
<i>Caladomyia</i>	Família Oniseigastriidae	
<i>Chironomus</i>	Família Siphonuridae	
<i>Cryptochironomus</i>	Ordem Hemiptera	
<i>Endotribelos</i>	Família Belostomatidae	
<i>Goeldichironomus</i>	Família Notonectidae	
<i>Harnischia</i> (Complexo)	Família Pleidae	
<i>Larsia</i>	Família Veliidae	
<i>Beardius</i>	Ordem Plecoptera	
<i>Stenochironomus</i>	Família Gripopterygidae	
<i>Polypedilum</i>	Ordem Odonata	
Tribo Pseudochironomini	Família Aeslunidae	
<i>Pseudochironomus</i>	Família Calopterygidae	
Tribo Tanytarsini	Família Coenagrionidae	
<i>Rheotanytarsus</i>	Família Gomphidae	
<i>Tanytarsus</i>	Família Libellulidae	
<i>Tanytarsini</i> gênero A	Família Protoneuridae	
Subfamília Orthoclaadiinae	Ordem Trichoptera	
Tribo Metriocnemini	Família Helicopsychidae	
<i>Parametriocnemus</i>	Família Hydropsychidae	
Tribo Corynoneurini	Família Leptoceridae	
<i>Thienemanniella</i>		

A tabela 04 aponta a abundância absoluta dos organismos coletados em cada estação amostral no mês de julho de 2007 (período de estiagem). A grande quantidade de organismos coletados nesse período se deve à menor precipitação nessa época do ano, com uma possível diminuição da velocidade de corrente e vazão. Por não ocorrer com frequência o processo de lixiviação do sedimento (processo característico do período chuvoso), os macroinvertebrados bentônicos tem maior facilidade de permanecer no sedimento.

Tabela 04: Abundância absoluta dos táxons registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de estiagem (julho/2007).

jul/07							
Táxons	E1	E2	E3	E4	E5	E6	TOTAL
ARTHROPODA							
Classe Insecta							
Ordem Coleoptera							
Família Amphizoidae	1						1
Família Dytiscidae			1	1			2
Família Elmidae				1			1
Família Gyrinidae				1	3		4
Família Helodidae (Syrtidae)	1		1	1			3
Família Hydrophilidae			2	1	3		6
Ordem Diptera							
Família Ceratopogonidae			1			2	3
Família Culicidae	1		1				2
Família Empididae			1				1
Família Ephydriidae					3		3
Família Stratiomyidae	1						1
Família Sciomyzidae			3				3
Família Thaumalidae			2				2
Família Chironomidae	258	56	98	72	49	9	542
Ordem Ephemeroptera							
Família Baetidae	3	1		10			14
Família Leptophlebiidae	5		2	3	1		11
Família Oniseigastriidae				1			1
Família Siphonuridae				1			1
Ordem Hemiptera							
Família Belostomatidae	7		1	1			9
Família Notonectidae			1				1
Família Veliidae	2			1			3
Ordem Plecoptera							
Família Gripopterygidae	1			1			2

Tabela 04 (Continuação): Abundância absoluta de táxons registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de estiagem (julho/2007).

jul/07							
Táxons	E1	E2	E3	E4	E5	E6	TOTAL
ARTHROPODA							
Classe Insecta							
Ordem Odonata							
Família Aeslunidae	1			2			3
Família Calopterygidae				1			1
Família Coenagrionidae	1		2				3
Família Libellulidae		1					1
Família Protoneuridae	2						2
Ordem Trichoptera							
Família Helicopsychidae		2					2
Família Hydropsychidae			11		1		12
Família Leptoceridae				2			2
ANELLIDA							
Classe Hirudinea							
Família Helobdella	38				2	3	43
Classe Oligochaeta							
Família Tubificidae	55	10		4	17		86
PLATYHELMINTES							
Classe Turbellaria							
Família Dugesidae	45				6		51
MOLLUSCA							
Classe Gastropoda							
Família Planorbidae							
<i>Biomphalaria</i> sp.	5				8		13
Família Ampullariidae							
<i>Pomacea</i> sp.	3						3
TOTAL	430	70	127	104	93	14	838

A família Chironomidae foi a mais abundante, representando aproximadamente 71% da fauna coletada. Dentre os gêneros de Chironomidae coletados, os que pertencem à Tribo Chironomini foram mais abundantes em todas as estações amostrais. O ponto 01, que sofre influência direta do esgoto doméstico, teve maior ocorrência de *Chironomus*, gênero tolerante a poluição orgânica. Gêneros mais sensíveis, como *Labrundinia* e *Ablabesmyia* também foram encontrados ao longo das estações amostrais. O ponto 06 apresentou menor abundância de organismos, possivelmente por representar um ambiente lântico. A velocidade de corrente é um fator essencial na distribuição espacial de macroinvertebrados bentônicos. A tabela 05 apresenta a

abundância absoluta dos os gêneros de Chironomidae encontrados em cada estação de amostragem durante o período de estiagem.

Tabela 05: Abundância absoluta de gêneros de Chironomidae registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de estiagem (julho/2007).

jul/07							
Táxons	E1	E2	E3	E4	E5	E6	TOTAL
Família Chironomidae							
Subfamília Chironominae							
Tribo Chironomini							
<i>Caladomyia</i>	11		2	6	15		34
<i>Chironomus</i>	163	5	34		4		206
<i>Cryptochironomus</i>		7				3	10
<i>Endotribelos</i>		39			3		42
<i>Harnischia</i> (Complexo)	19						19
<i>Larsia</i>	23		12	6	3	1	45
<i>Polypedilum</i>		5	2	10	4		21
<i>Beardius</i>			5		2		7
<i>Stenochironomus</i>				7			7
Tribo Pseudochironomini							
<i>Pseudochironomus</i>				2			2
Tribo Tanytarsini							
<i>Rheotanytarsus</i>				8			8
<i>Tanytarsus</i>			6		5		11
<i>Tanytarsini</i> gênero A					2		2
Subfamília Orthoclaadiinae							
Tribo Metriocnemini							
<i>Parametriocnemus</i>				8	2	1	11
Tribo Corynoneurini							
<i>Thienemanniella</i>				12			12
Tribo Orthoclaadiini							
<i>Orthoclaadiini</i> sp1				2			2
<i>Cricotopus</i>				2			2
Tribo Pentaneurini							
<i>Ablabesmyia</i>	2		9	9	8	1	29
<i>Labrundinia</i>	40		24		1	3	68
<i>Monopelopia</i>			4				4
TOTAL	258	56	98	72	49	9	542

A tabela 06 mostra a abundância absoluta dos organismos coletados em cada estação amostral no mês de março de 2008. Por ser um período de chuva, a quantidade de organismos coletados foi bem baixa quando comparada aos que foram coletados na época de estiagem (julho/2007). Em sistemas lóticos, as chuvas provocam dispersão e arraste de partículas devido à lavagem e lixiviação do leito, dificultando a permanência dos macroinvertebrados bentônicos no sedimento durante o período chuvoso.

Tabela 06: Abundância absoluta dos táxons registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de chuva (março/2008).

mar/08							
Táxons	E1	E2	E3	E4	E5	E6	TOTAL
ARTHROPODA							
Classe Insecta							
Ordem Diptera							
Família Chironomidae	4	28	13	11	3	3	62
Ordem Coleoptera							
Família Dytiscidae	1						1
Família Hydrophilidae	1			1			2
Família Syrtidae	4						4
Ordem Ephemeroptera							
Família Oligoneuridae		8		2			10
Ordem Hemiptera							
Família Pleidae					1		1
Ordem Odonata							
Família Gomphidae		1					1
ANELLIDA							
Classe Hirudinea							
Família Glossiphoniidae	1						1
Classe Oligochaeta							
Família Tubificidae	1	1				3	5
TOTAL	12	38	13	14	4	6	87

Também na estação chuvosa a família Chironomidae foi a mais abundante, representando aproximadamente 71% da fauna coletada. Os pontos 05 e 06, que já são dentro do reservatório do Lobo-Broa, apresentaram menores abundâncias de organismos, possivelmente por representar um ambiente lântico. O ponto 02 apresentou maior abundância de organismos, especialmente aqueles mais resistentes à poluição orgânica. O gênero *Ablabesmyia* foi mais abundante no ponto 03, que representa o ribeirão do Lobo desaguando na represa do Lobo-Broa. A alta velocidade de corrente nos períodos de chuva ajudam a diminuir a densidade de organismos nessa época do ano. A abundância absoluta dos gêneros de Chironomidae encontrados em cada estação de amostragem durante o período chuvoso está representada na tabela 07.

Tabela 07: Abundância absoluta de gêneros de Chironomidae registrados em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu na época de chuva (março/2008).

mar/08							
Táxons	E1	E2	E3	E4	E5	E6	TOTAL
Ordem Diptera							
Família Chironomidae							
Subfamília Chironominae							
Tribo Chironomini							
<i>Caladomyia</i>			4				4
<i>Chironomus</i>					1		1
<i>Cryptochironomus</i>		1	1				2
<i>Endotribelos</i>		7					7
<i>Goeldichironomus</i>				4	1		5
<i>Harnischia</i> (Complexo)		5					5
<i>Polypedilum</i>		5					5
Tribo Tanytarsini							
<i>Rheotanytarsus</i>		2					2
Subfamília Orthoclaadiinae							
Tribo Orthoclaadiini							
<i>Orthoclaadiini</i> sp1		1					1
<i>Cricotopus</i>		1					1
<i>Lopescladius</i>					1		1
<i>Nanocladius</i>		1					1
Subfamília Tanypodinae							
Coelotanypodini							
<i>Coelotanypus</i>		2					2
Tribo Pentaneurini							
<i>Ablabesmyia</i>	1	1	4	1		2	9
<i>Labrundinia</i>				2		1	3
<i>Monopelopia</i>	1						1
<i>Nilotanypus</i>				1			1
Tribo Procladiini							
<i>Djalmabatista</i>		4	4	1			9
<i>Procladius</i>				2			2
TOTAL	4	28	13	11	3	3	62

5.2.2 Riqueza de táxons e abundância relativa

As riquezas de táxons sempre foram maiores durante o período de estiagem, assim como a abundância de organismos. Durante a estação chuvosa a riqueza de táxons foi menor, refletindo o menor número de macroinvertebrados coletados. Para ambas as estações do ano a riqueza de táxons foi maior no ponto 01 e menor no ponto 06, reforçando a influência da velocidade de corrente na distribuição dos organismos. O ponto 02 representa um local com bastante influência antrópica, como por exemplo, canalizações e barragens feitas de cimento, fato que pode explicar a baixa riqueza de táxons no período de estiagem.

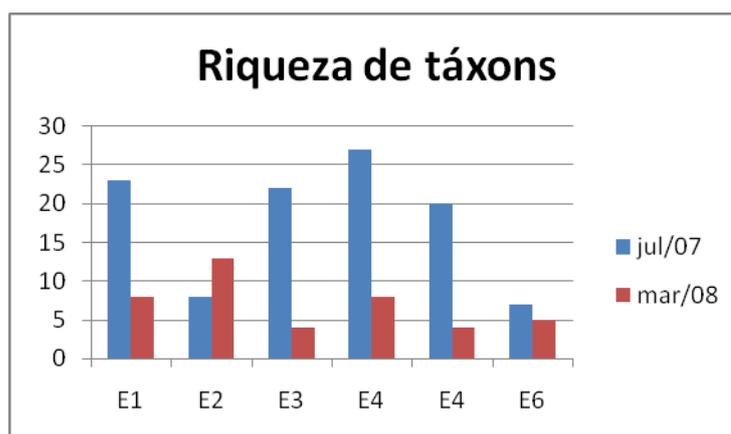


Figura 17: Riqueza de táxons coletados ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (julho/2007) e chuva (março/2008).

Os gráficos de abundância relativa para as épocas de estiagem e chuva indicam a forte participação da família Chironomidae, dominante em todas as estações amostrais em ambos os períodos do ano. A classe Oligochaeta também foi bastante representativa. A classe Hirudinea foi a representante com o terceiro maior número de organismos. Não foi coletado nenhum representante de Plecoptera, Trichoptera e Mollusca durante o período chuvoso (figs. 18 e 19).

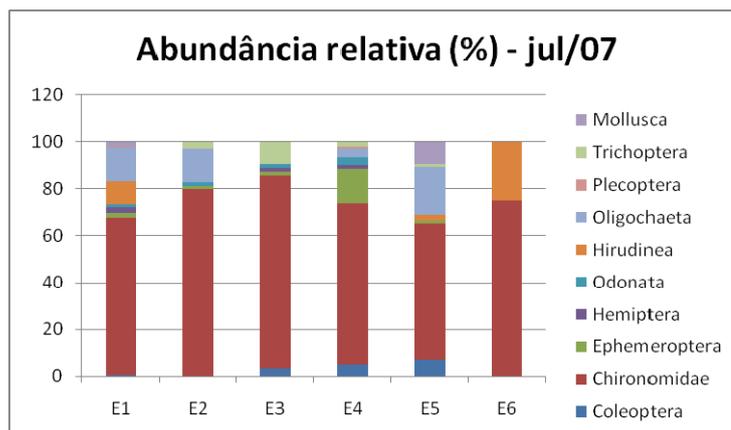


Figura 18: Abundância relativa (%) dos principais grupos taxonômicos coletados ao longo das estações amostrais na época de estiagem (julho/2007).

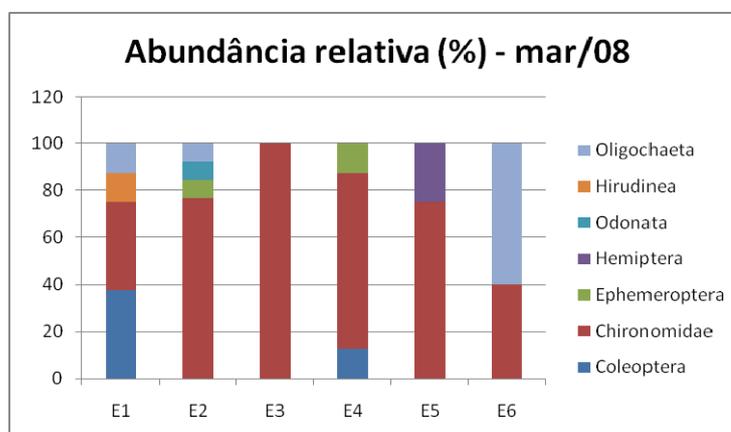


Figura 19: Abundância relativa (%) dos principais grupos taxonômicos coletados ao longo das estações amostrais na época de chuva (março/2008).

5.2.3 Diversidade de Shannon-Wiener

De maneira geral, o índice de diversidade de Shannon-Wiener foi mais alto no período de estiagem, possivelmente devido à maior quantidade de táxons amostrados nesse período (fig. 20). No mês de março de 2008 o ponto 03 teve um índice de Shannon-Wiener igual a zero, pois somente quatro organismos foram coletados, sendo todos eles pertencentes à família Chironomidae.

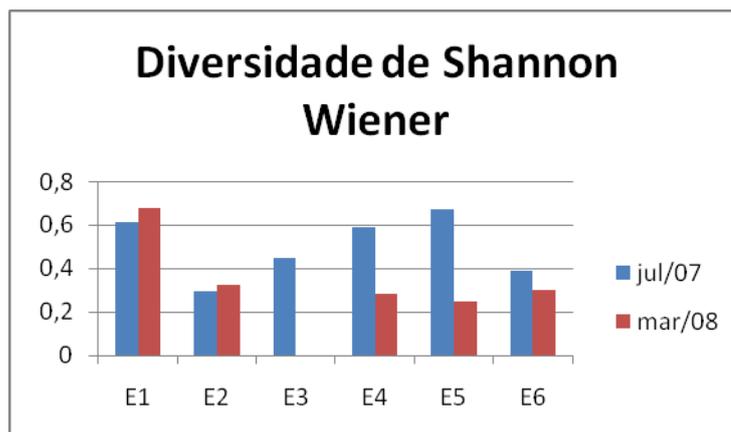


Figura 20: Diversidade de Shannon Wiener para o táxon família ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).

5.2.4 Classificação de macroinvertebrados bentônicos em grupos funcionais

A classificação dos macroinvertebrados bentônicos coletados de acordo com o grupo funcional permite verificar que o grupo de predadores foi dominante, com 20 famílias representadas. O grupo de fragmentadores foi o de menor ocorrência, sendo representado somente pela família Leptoceridae (tabela 08).

Tabela 08: Classificação dos macroinvertebrados coletados em grupos funcionais.

Grupos funcionais	Táxons
Coletor filtrador	Bivalvia (gêneros),Hydropsychidae, Siphonuridae
Raspador	Elmidae, Veliidae, Helicopsychidae
Predador	Gyrinidae, Helodidae, Hydrophilidae, Belostomatidae, Calopterygidae, Libellulidae, Protoneuridae, Gomphidae, Glossiphonidae, Dytiscidae, Grypopterygidae, Thaumalidae,Notonectidae, Culicidae, Pleidae, Aeslunidae, Coenagrionidae, Empididae, Sciomyzidae, Amphizoidae
Fragmentador	Leptoceridae
Coletor catador	Chironomidae, Stratyomidae, Baetidae, Leptophlebiidae, Oligochaeta, Ephydriidae

5.3 Métricas que relacionam macroinvertebrados bentônicos e qualidade de água

5.3.1 Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Durante o período de estiagem, foram encontrados organismos das ordens Ephemeroptera e Trichoptera em quase todas as estações amostrais (fig. 21). Plecoptera só foi encontrado nos pontos 01 e 04. Já no período chuvoso, Ephemeroptera e Trichoptera só foram encontrados nos pontos 02 e 04, e nenhum representante de ordem Plecoptera foi encontrado.

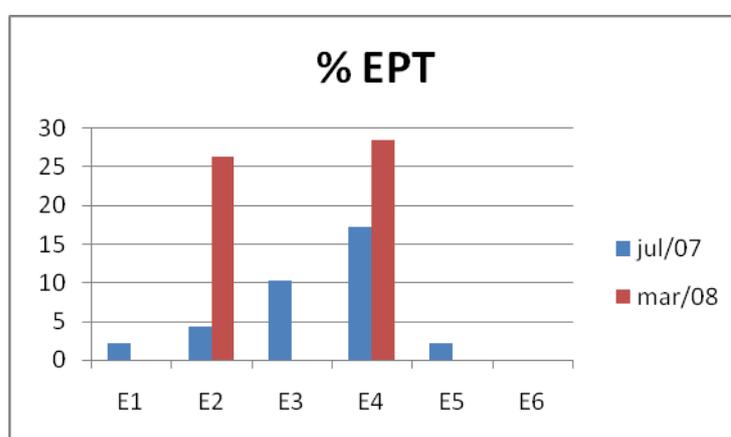


Figura 21: Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT) ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).

5.3.2 Índice Biótico Belga (IBB)

O IBB descreveu águas de classificações muito poluídas a fortemente poluídas para todos os pontos amostrados durante a estação chuvosa. A baixa densidade e diversidade de organismos coletados nesse período podem ter influenciado o resultado negativo para qualidade de água. Em nenhum dos locais amostrados a água foi classificada como não poluída, e os melhores resultados do IBB durante o período de estiagem foram encontrados no ponto 01, aquele que apresenta a maior influência de esgoto doméstico. Nessa mesma estação do ano, a represa (ponto 06) também apresentou água muito poluída (tabela 09).

Tabela 09: Resultado do índice biótico IBB ao longo das estações amostrais nas épocas de estiagem (jul/07) e chuva (março/2008).

Estações amostrais	IBB	
	Estiagem	Chuva
E1	8	2
E2	5	3
E3	7	3
E4	6	3
E5	5	2
E6	3	2

Legenda:

	Fortemente poluída
	Muito poluída
	Moderadamente poluída
	Ligeiramente poluída

5.3.3 Biological Monitoring Working Party (BMWP)

A tabela 10 mostra os resultados dos índices BMWP para cada estação amostral em cada período do ano. Nenhum dos índices foi aplicado para a estação amostral 06, pois estes índices não são adequados para uso em ambientes lênticos. Os resultados das duas versões do BMWP não foram compatíveis entre si e atribuíram diferentes qualidades de água em um mesmo período do ano. A qualidade de água do ponto 01, por exemplo, foi classificada como “ruim” pelo BMWP original, e ao mesmo tempo como “satisfatória” pelo BMWP o período chuvoso, fato que pode ser justificado pela baixa riqueza de organismos coletados nesse período.

Tabela 10: Resultados dos índices BMWP Original e BMWP adaptado por Junqueira & Campos (1998) em cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nos períodos de estiagem e chuva.

Estações de amostragem	BMWP Original		BMPW Junqueira		Legenda
	Estiagem	Chuva	Estiagem	Chuva	
E1	31	21	56	12	Boa
E2	15	11	12	8	Satisfatória
E3	38	2	45	2	Regular
E4	47	7	63	6	Ruim
E5	21	7	34	2	Muito ruim
					Péssima

5.3.4 Hilsenhoff Biotic Index

Os resultados do HBI para cada estação amostral nos dois períodos do ano estão apresentados na tabela 11. Assim como o BMWP, o HBI foi desenvolvido para sistemas lóticos, portanto não foi aplicado para a estação amostral 06. Os valores obtidos com o cálculo do HBI mostram qualidades de água variando de regular a pobre durante o período de estiagem. Já no período chuvoso, o HBI indica a qualidade de água do ponto 01 (onde é lançado o efluente doméstico) como pobre.

Tabela 11: Resultados do índice Hilsenhoff Biotic Index para cada estação amostral da sub-bacia do rio Jacaré-Guaçu nos períodos de estiagem e chuva.

Hilsenhoff Biotic Index			
Pontos	jul/07	Qualidade de água	Grau de poluição orgânica
E1	9,479224	Muito pobre	Poluição orgânica severa
E2	7,814286	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
E3	7,495652	Razoavelmente pobre	Poluição orgânica significativa
E4	7,212766	Razoavelmente pobre	Poluição orgânica significativa
E5	7,835616	Pobre	Poluição orgânica muito significativa

Pontos	mar/08	Qualidade de água	Grau de poluição orgânica
E1	8	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
E2	6,552632	Razoavelmente pobre	Poluição orgânica significativa
E3	8	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
E4	7,076923	Razoavelmente pobre	Poluição orgânica significativa
E5	8	Pobre	Poluição orgânica muito significativa

6. DISCUSSÃO

6.1. Caracterização físico-química da sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu

A química da água de rios, córregos e reservatórios é afetada por uma série de fatores e processos externos ao corpo d'água em si. A qualidade da água reflete a atividade humana que ocorre em sua área de influência, uma vez que córregos e rios servem tanto como integradores da paisagem como receptores de poluentes terrestres e atmosféricos (Stumm & Morgan, 1981). Diversos estudos tem mostrado como o uso do solo em uma bacia pode contribuir com alterações na qualidade da água, como, por exemplo, os de Nascimento (2000) e Tundisi *et al.* (2003).

O pH da água é uma variável bastante influenciada pelos processos químicos e biológicos que ocorrem em uma bacia. De acordo com Prado *et al* (1981), a bacia do Alto Jacaré-Guaçu possui solos ácidos, o que reflete nas características mais ácidas da água observadas no presente trabalho, especialmente no período de estiagem, quando a lixiviação do sedimento é menor.

A concentração de oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes para a caracterização limnológica, uma vez que, além de ser de grande importância biológica, o oxigênio participa de diversas reações químicas na água (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Todos os pontos apresentaram oxigenação alta, especialmente no período de estiagem. O ponto 01 teve as menores concentrações de oxigênio dissolvido, sendo que no período chuvoso essa concentração foi igual a 6,0 mg/L, limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/05. Este ponto representa o córrego da Água Branca, que recebe o efluente de esgoto doméstico da cidade de

Itirapina. A presença da contaminação orgânica aliada à menor oxigenação nesses pontos pode indicar uma tendência a severa poluição. No rio Itaqueri, a concentração de oxigênio dissolvido também foi afetada pelo efluente córrego da Água Branca, sofrendo uma leve diminuição do ponto 04 (a jusante do córrego da Água Branca) para o ponto 05 (a montante do córrego da Água Branca).

A condutividade é a expressão numérica da capacidade da água em conduzir corrente elétrica, e indica a quantidade de sais existentes no sistema. Assim sendo, essa variável pode ser influenciada pelas concentrações iônicas e pela temperatura, podendo ser considerada uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2003). De acordo com Wetzel 1983, informações importantes sobre os ecossistemas aquáticos e suas respectivas bacias de drenagem podem ser estimadas por meio de medidas de condutividade, uma vez que fatores como a geologia da área de drenagem, a geologia da bacia de acumulação, o regime de chuvas e a influência antrópica alteram a composição de íons dos sistemas aquáticos (Hutchinson, 1957). De maneira geral a condutividade elétrica foi baixa, com exceção do ponto 01. Nesse local a condutividade foi bem superior a encontrada nas demais estações amostrais, possivelmente devido à maior quantidade de íons livres na água disponibilizados pelo descarte do esgoto doméstico. A mesma influência antrópica pode ter afetado a condutividade do ponto 05 no período de estiagem, enquanto que no período chuvoso, o maior volume de água e maior vazão podem ter contribuído para um escoamento mais rápido dos poluentes.

Com exceção do ponto 05, os valores de turbidez foram sempre maiores durante a estação chuvosa. A chuva provoca o carreamento de materiais da bacia de drenagem para os corpos de água, aumentando a turbidez nestes sistemas. O pico de turbidez do ponto 05 durante o período de estiagem provavelmente ocorreu devido à grande quantidade de macrófitas no local da coleta, que inclusive dificultava o acesso do barco.

De maneira geral, os valores de nutrientes foram sempre maiores no ponto 01, evidenciando o esgoto doméstico da cidade de Itirapina como sua principal fonte na região estudada.

O fósforo é um nutriente essencial para as funções vitais dos seres vivos, e nos corpos d'água pode ser encontrado nas formas dissolvida ou particulada. É um elemento limitante na produtividade primária, e considerado um dos elementos químicos mais decisivos no processo de eutrofização (Sharpley, 2000). Dentre as fontes naturais de fósforo nos ambientes aquáticos, se destacam o processo de intemperismo das rochas e a decomposição de organismos. Já artificialmente, efluentes industriais, fertilizantes utilizados na agricultura e águas residuárias domésticas (principalmente aquelas que contém detergente) são grandes contribuições para o aumento da concentração de fósforo nos corpos d'água. O controle da entrada desse elemento nos ambientes aquáticos é dificultado ainda mais quando é originado de fontes difusas de poluição antrópica.

Na maioria das águas naturais e bem conservadas, as concentrações de fósforo se encontram entre 0,002mg/L e 0,005mg/L (Chapman, 1992). As concentrações de fósforo e fosfato se comportaram de maneira semelhante. Os menores valores de fósforo e fosfato foram observados nos pontos que não sofrem influência direta ou indireta do esgoto doméstico, ao passo que o ponto 01 apresentou valores acima do limite estabelecido pela resolução Conama nº 357/05. Isso pode indicar o maior grau de trofia desta estação amostral. Este comportamento está de acordo com outros trabalhos (Peláez Rodríguez, 2001; Pareschi, 2008) que demonstram o aumento na concentração do fósforo devido ao despejo de esgoto doméstico.

O nitrogênio Kjeldahl é a soma dos nitrogênios orgânico e amoniacal, e consiste principalmente de substâncias protéicas (aminoácidos, ácidos nucléicos e urina) e de

produtos de transformações bioquímicas (ácidos húmicos e fúlvicos). Na água sua principal fonte é a decomposição de organismos. O nitrogênio total pode contribuir para a completa abundância de nutrientes na água e sua eutrofização. A concentração de nitrogênio Kjeldahl Total em rios que não são influenciados pelo excesso de insumos orgânicos variam de 1 a 0,5 mg/L (CETESB, 2008).

A maior concentração deste nutriente foi observada no ponto 01, evidenciando o lançamento do esgoto doméstico nessa estação amostral e contribuindo para consolidar o maior grau de trofia nesse local. Os trabalhos de Peláez Rodríguez, 2001 e Pareschi, 2008 também demonstram o aumento no valor de nitrogênio Kjeldahl devido ao aumento da poluição orgânica.

As concentrações de nitrito geralmente são baixas, em torno de 0,001mg/L e dificilmente maiores que 1,0mg/L. Concentrações mais altas geralmente indicam a presença de efluentes industriais e são associadas a uma qualidade de água microbiologicamente insatisfatória. Esse não foi o caso dos ambientes aquáticos analisados, nos quais os valores de nitrito permaneceram dentro dos limites citados acima.

O íon nitrato é a forma mais comum de nitrogênio combinado encontrada nas águas naturais. As fontes naturais de nitrato nas águas incluem rochas ígneas, drenagem de solos e resíduos de animais e plantas. Os níveis naturais dificilmente excedem 0,10mg/L, mas podem ser aumentados por águas residuais domésticas, o que provavelmente influenciou os valores de nitrato nos pontos 01 e 05. Nos pontos 03 e 04, a grande quantidade de macrófitas existentes no local de coleta pode ter alterado a concentração de nitrato.

A concentração de coliformes totais e fecais foi sempre maior durante o período de estiagem, o que pode indicar uma maior diluição do esgoto doméstico durante a

estação chuvosa. O córrego da Água Branca (ponto 01) apresentou as maiores concentrações de coliformes, mostrando a influência direta do esgoto doméstico da cidade de Itirapina, que possui tratamento ineficiente. No rio Itaqueri, é possível verificar o aumento na concentração de coliformes após a entrada do efluente córrego da Água Branca. Esse fato evidencia a influência negativa do esgoto doméstico, que apesar de atingir indiretamente o rio Itaqueri, altera sua qualidade de água também. Já no ribeirão do Lobo foi observada uma diminuição da concentração de coliformes ao longo de seu curso. Isso ocorreu provavelmente devido a grande influência antrópica observada no ponto 03, local onde apesar de não haver fontes de esgoto evidentes, a ação humana já alterou bastante a paisagem local. Possivelmente a diminuição da concentração de coliformes ao longo do ribeirão do Lobo indica a capacidade de recuperação deste sistema. Na represa, foram observados valores de coliformes totais acima do limite estabelecido pela resolução Conama nº 357/05 durante o período de estiagem. Tanto o rio Itaqueri quanto o ribeirão do Lobo deságuam nesta represa, fato que pode estar contribuindo para a maior concentração de coliformes também neste local. A alta concentração de coliformes nesse local também pode estar sendo influenciada pela presença de criações de vacas na região do Broa, além da contribuição das fossas sépticas das casas de veraneio ao redor da represa.

O índice de estado trófico (IET) calculado leva em consideração os valores de fósforo, classificando os corpos d'água em cinco níveis de trofia: ultra-oligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hiper-eutrófico. O IET utilizado classificou todos os corpos d'água analisados como eutróficos, apesar de as concentrações de nutrientes mais altas terem sido encontradas no ponto 01. O ponto 01 apresentou valores de IET no limite entre eutrófico e hiper-eutrófico.

Seguindo os conceitos, um ambiente eutrófico é aquele onde há elevado enriquecimento de nutrientes, muito crescimento planctônico (alta produtividade), extensa área coberta com plantas aquáticas, muita acumulação de sedimentos no fundo e baixos níveis de oxigênio dissolvido no fundo. O ponto 01 se enquadra bem nessa categoria, uma vez que há sinais evidentes de eutrofização, corroborados pelas altas concentrações de nutrientes. O ponto 05 também aparenta se classificar como eutrófico, pois sofre ainda a influência indireta do esgoto doméstico, e apresenta valores de nutrientes relativamente mais altos que as demais estações amostrais. Já os pontos 02, 03, 04 e 06 poderiam ser classificados como mesotróficos caso o IET tivesse sido calculado por meio da clorofila-a ou transparência, pois essas estações amostrais não apresentam valores tão altos de nutrientes. Um ambiente mesotrófico é aquele no qual há moderado enriquecimento com nutrientes, moderado crescimento planctônico, alguma acumulação de sedimentos na maior parte do fundo e, em geral, suporta espécies de peixes de águas mais quentes.

De maneira geral, é notável que o ponto 01 apresentou qualidade de água inferior às demais analisadas, e o fato do córrego da Água Branca desaguar no rio Itaqueri contribui para uma má qualidade de água no ponto 05. As demais estações de amostragem apresentam qualidade de água um pouco melhor, mas também com risco de eutrofização.

6.2. Estrutura e distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e sua relação com a qualidade da água

Nos dois períodos de amostragem foram coletados 925 exemplares de macroinvertebrados bentônicos pertencentes a 68 táxons de 39 famílias, abrangendo as

classes Insecta, Hirudinea, Oligochaeta, Turbellaria e Gastropoda. No período de estiagem foi coletado o total de 838 organismos, enquanto que no período chuvoso somente 87 exemplares foram coletados.

Segundo Hynes (1972), a sazonalidade do ciclo hidrológico exerce forte influência sobre a fauna bentônica, especialmente em sistemas lóticos, levando a uma drástica redução do número de organismos durante o período chuvoso. A menor densidade total de organismos coletados no período chuvoso se deve à maior precipitação, com um possível aumento na velocidade de corrente e vazão, que trazem como consequência uma maior lixiviação do solo. Em sistemas lóticos pequenos, as chuvas provocam a dispersão e arraste de partículas, ocasionando maior dificuldade de permanência dos organismos e deriva da fauna. (Brandimarte, 1997). Os resultados desse trabalho indicaram a precipitação como um fator que influencia na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, e possivelmente responsável pelas alterações na densidade de indivíduos e riqueza taxonômica. A redução de organismos coletados em períodos chuvosos tem sido reportada em diversos trabalhos, como os de Fonseca-Gessner & Guereshi (2000); Guereshi (2004) e Pareschi (2008).

No presente trabalho, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou maior riqueza e abundância absoluta nos ambientes lóticos. O ponto 06, único ambiente lêntico analisado, apresentou a menor densidade de organismos e riqueza de táxons em ambos os períodos de estiagem e chuva.

Há diferenças consideráveis na composição qualitativa da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em ambientes lóticos e lênticos. De maneira geral, os organismos dominam as comunidades lóticas, onde tem maior diversidade de substratos, como superfície de pedras, galhos, etc. Já nas zonas profundas dos lagos, as condições limitantes e especiais, em conjunto com a baixa velocidade de corrente que

influencia na distribuição espacial dos organismos tornam a composição faunística mais simplificada, com pouca riqueza de táxons (Tundisi & Matsumura Tundisi 2008).

Na comunidade macrobentônica analisada, os representantes da família Chironomidae dominaram espacial e numericamente, estando presente em todos os pontos amostrados e contribuindo com aproximadamente 57% da fauna coletada. A vasta ocorrência desta família aparentemente é uma característica dos sistemas aquáticos da região, e tem sido documentada por diversos autores, como Nascimento, 2000; Freier; 2000; Peláez-Rodríguez, 2000.

Fatores resultantes da poluição e eutrofização, como matéria orgânica dissolvida, nutrientes em excesso e presença de substâncias tóxicas afetam consideravelmente a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, alterando a estrutura e distribuição da comunidade. Segundo Tundisi & Matsumura Tundisi (2008), diversos grupos de macroinvertebrados bentônicos apresentam baixa tolerância a níveis reduzidos de oxigênio, enquanto que outros com adaptações morfológicas ou fisiológicas especiais toleram baixas concentrações de oxigênio. Dentre os principais efeitos ecológicos do descarte de efluentes orgânicos nos ambientes aquáticos, se destacam a redução das concentrações de oxigênio, modificações do substrato e introdução de material nutritivo que favorece o crescimento acelerado de organismos tolerantes. Esse crescimento descontrolado faz com que espécies sensíveis desapareçam e a biodiversidade diminua (Hellawell, 1986).

Organismos das classes Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera, conhecidos por serem indicadores de melhor qualidade de água foram encontrados no ponto 01, apesar de este ser o local mais impactado de acordo com as análises físicas e químicas. Este fato pode estar relacionado à grande quantidade de macrófitas e a presença de mata ciliar no local de coleta, que proporcionam maior diversidade de habitats para os

macroinvertebrados bentônicos. De acordo com alguns autores, a presença de mata ciliar e macrófitas servem como fonte de matéria orgânica para macroinvertebrados bentônicos (Margalef, 1983; Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). Apesar da ocorrência de organismos sensíveis à poluição orgânica, a grande abundância de Chironomidae, especialmente do gênero *Chironomus*, organismo resistente a poluição orgânica, pode corroborar a má qualidade de água do córrego da Água Branca.

No rio Itaqueri, a distribuição dos macroinvertebrados bentônicos pode indicar uma piora na qualidade da água ao longo do rio, possivelmente devido ao deságüe do córrego da Água Branca, contaminado com esgoto doméstico. No rio Itaqueri, organismos das classes Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera só foram encontrados no ponto 04 (a montante do afluente córrego da Água Branca), e deixaram de ocorrer no ponto 05 (a jusante do afluente córrego da Água Branca). Representantes de Chironomidae, gênero *Chironomus* que não haviam ocorrido no ponto 04, passaram a ocorrer no ponto 05. Também foi detectada uma maior abundância da classe Oligochaeta, família Tubificidae, que é resistente a poluição orgânica no ponto 05. A distribuição da fauna bentônica nessas duas estações amostrais corrobora com o aumento na concentração de nutrientes e do índice de estado trófico no ponto 05.

Os macroinvertebrados do ribeirão do Lobo apresentaram uma distribuição oposta à que ocorreu no rio Itaqueri: a riqueza taxonômica foi bem maior no ponto 03. O ponto 02, apesar de não ter nenhuma influência conhecida de efluentes domésticos ou industriais, é um local visivelmente impactado pela ação antrópica, com barragem feita de sacos de cimento, grandes canalizações e uma ponte, na qual há uma rodovia que cruza por cima do local de coleta. Nessa estação amostral, a riqueza de táxons foi bem menor, com predominância de Chironomidae e Oligochaeta. A presença da APA de Corumbataí, que protege o entorno da represa do Lobo-Broa, região de coleta do ponto

03 também pode ser um fator que influencia na maior diversidade de organismos nesse local.

Já o ponto 03, que representa a região onde o ribeirão do Lobo deságua na represa do Lobo-Broa apresentou uma maior riqueza de organismos, incluindo as classes Trichoptera e Ephemeroptera. Os resultados de nutrientes e índice de estado trófico indicam os pontos 02 e 03 como ambientes semelhantes em relação à poluição orgânica, porém o comportamento de distribuição da fauna pode apontar uma melhoria na qualidade da água na medida em que se afasta da grande influência antrópica no ponto 02. O ribeirão do Lobo já foi classificado como um ambiente livre de contaminação e com boa qualidade de água no trabalho de Pareschi, 2008.

O ponto 06 apresentou baixa riqueza de táxons em ambos os períodos de amostragem, o que é comum para regiões profundas de lagos. O fato de a margem desse reservatório ser pouco desenvolvida (mais homogênea) também pode ter influenciado pouca quantidade de organismos coletados. A fauna foi basicamente composta por Chironomidae e Oligochaeta, organismos com maior tolerância a situações especiais de oxigenação e incidência de luz. Apesar de esses organismos representarem ambientes com maiores problemas de poluição, é comum observar sua ocorrência em zonas profundas de reservatórios, uma vez que são organismos cosmopolitas (Jonasson 1972; Brinkhurst 1974; Brinkhurst & Marchese 1989). A represa do Lobo-Broa já foi utilizada em outros trabalhos como referência de ambiente com boa qualidade de água, e está localizada na APA de Corumbataí, o que contribui para sua preservação (Pareschi 2008).

A presença ou ausência de mata ripária é um fator importante na inserção de material alóctone nos sistemas aquáticos e, portanto, tem grande influência na organização funcional dos macroinvertebrados bentônicos (Cummins *et al*, 2005). A

classificação dos organismos coletados em grupos funcionais mostrou a dominância do grupo de predadores. De acordo com Vannote *et al.* (1980) a dominância de grupos de predadores é relativamente constante, pois depende diretamente da presença de outros macroinvertebrados bentônicos e não da disponibilidade de partículas orgânicas. Os fragmentadores foram representados somente pela família Leptoceridae. Esse fato ocorreu provavelmente porque fragmentadores são mais comuns em córregos de baixa ordem situados em áreas florestadas (Vannote *et al.*, 1980), o que não é o caso dos pontos amostrados.

6.3. Uso de métricas para avaliar a qualidade da água por meio dos macroinvertebrados bentônicos

A resposta de macroinvertebrados frente a impactos não-pontuais é considerada complexa por diversos autores (Allan, 2004; Mykrä *et al.*, 2007; Heino *et al.*, 2007). Isso porque diferentes variáveis podem estar envolvidas, tais como os efeitos provocados pelos diferentes usos do solo e as variações naturais locais, como geologia, clima e vegetação. A diversidade da fauna pode estar relacionada a múltiplos fatores, como por exemplo as variáveis bióticas (predação, competição); abióticas (oxigênio dissolvido, pH, velocidade de corrente), biogeográficas (morfologia do canal, localização geográfica do mesmo) e espaciais (distância entre os pontos de coleta) (Legendre, 1993; Allan, 2004).

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener geralmente são sensíveis quando as comunidades são expostas a algum tipo de estresse ambiental ou mudança de habitat (Rabeni, 2000). Nesse estudo, apesar de a diversidade ter sido maior

no período seco para a maioria dos pontos, não foi possível observar um padrão de variação deste índice em relação à qualidade da água.

De maneira geral os resultados do índice foram baixos, especialmente no período chuvoso, refletindo a influência da pluviometria na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. A maior velocidade de corrente nos ambientes lóticos provocam maior arraste do sedimento de fundo, e conseqüente maior perda e deriva de organismos. A abundância e diversidade de organismos são ferramentas utilizadas no cálculo do índice de diversidade. Os valores dos índices aumentam com o aumento da riqueza de táxons e com a participação mais uniforme das famílias. Nas comunidades onde existem táxons dominantes em relação a outros, os resultados do índice de diversidade tendem a ser mais baixos. Isso ocorre com frequência em regiões que não possuem mata ripícola ou exposta a fatores de estresse (Suriano, 2008).

A métrica %EPT trabalha com informações dos grupos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera e é amplamente utilizada em avaliações da qualidade de córregos (Silveira *et al.*, 2005). Os três grupos utilizados nessa métrica são considerados sensíveis a alteração e degradação de habitats (Rosemberg & Resh, 1993; Feld & Hering, 2007). No presente trabalho, a maior %EPT foi encontrada nos pontos 02 e 04, possivelmente indicando menor degradação nesses locais. Durante o período de chuva, os únicos representantes do grupo EPT foram encontrados nesses dois pontos. Já no período de estiagem, a grande diminuição na %EPT do ponto 04 para o ponto 05 pode indicar a piora da qualidade de água ao longo do rio Itaqueri, especialmente após a entrada do efluente contaminado. Ainda assim, a métrica %EPT não pode ser considerada como uma métrica confiável no presente estudo, uma vez que a abundância de organismos desses grupos foi baixa em ambas as estações do ano.

A métrica BMWP utiliza pontuações atribuídas a famílias de macroinvertebrados bentônicos. Essas pontuações levam em consideração a presença/ausência de famílias e sua maior resistência ou tolerância aos impactos no sistema. A utilização do BMWP como métrica para avaliação de qualidade de água apresenta duas vantagens. A primeira é que o BMWP é bastante utilizado em programas de monitoramento, podendo ser facilmente encontrada em estudos como os da CETEC. A segunda vantagem é que seu cálculo pode ser feito em nível de família, o que facilita o trabalho em países em desenvolvimento que ainda não tem muitas espécies descritas, como o Brasil (Suriano, 2008).

Neste estudo, foram aplicadas duas versões da métrica BMWP: a versão original, de Armitage *et al* (1983) e a versão de Armitage *et al* (1983) com adaptações de Junqueira & Campos para região de cerrado. O índice não foi aplicado para o ponto 06, pois não é adequado para uso em ambientes lênticos. Nenhuma das duas versões apresentou resultados compatíveis aos da análise físico-química para todos os pontos.

Os resultados de ambas as versões do índice indicaram qualidade de água muito ruim e péssima para todos os pontos amostrados durante o período chuvoso. A baixa densidade de macroinvertebrados bentônicos coletada no período chuvoso pode ter mascarado esse resultado, influenciando o resultado de qualidade de água apontado pelos índices.

Já no período de estiagem, o índice BMWP em sua versão original apresentou resultados de qualidade de água ruim para o ponto 01, enquanto que o BMWP adaptado por Junqueira indicou qualidade de água satisfatória. No ponto 01, apesar de terem sido coletadas famílias que indicam melhor qualidade de água, como por exemplo, Gripopterygidae e Leptophlebiae, a abundância dessas famílias foi baixa quando comparadas às de organismos mais resistentes a poluição orgânica, como

Chironomidae, Dugesidae e Tubificidae. De acordo com Saether (1979), a família Chironomidae como um todo apresenta baixo valor indicativo nos índices. Alguns gêneros realmente são tolerantes a poluição orgânica, como por exemplo, *Chironomus*, bastante representativo no ponto 01 durante o período de estiagem. Em compensação, gêneros mais sensíveis a poluição orgânica, como por exemplo, *Labrundinia* e *Ablabesmyia* estiveram mais presentes nos outros pontos no período de estiagem. A maior abundância de organismos resistentes a poluição orgânica detectada no ponto 01 corrobora com os resultados físico-químicos, indicando que a qualidade de água nesse local deveria ter sido classificada como muito ruim ou péssima caso o BMWP levasse em consideração os dados de abundância de família.

Para o ponto 02, localizado no ribeirão do Lobo, as duas versões (original e adaptada) do BMWP indicaram respectivamente qualidades de água péssima e muito ruim durante o período de estiagem. Neste local, a maior abundância de macroinvertebrados bentônicos foi observada nas famílias Chironomidae e Tubificidae. Os resultados das análises físico-químicas indicam que o ponto 02 é um dos que apresenta menores concentrações de nutrientes e coliformes fecais, especialmente durante a estiagem. Apesar disso, o impacto antrópico nesse local é visível, e a construção de barragens com sacos de cimento, pontes para o cruzamento de rodovias e as grandes canalizações podem estar influenciando na distribuição dos macroinvertebrados e impedindo a ocorrência de organismos mais sensíveis.

O ponto 03, localizado no mesmo ribeirão a jusante do ponto 02 apresentou qualidades de água ruim (na versão original) e satisfatória (na versão adaptada). Nesse local foi coletada uma diversidade maior de táxons, incluindo organismos mais sensíveis a poluição orgânica como Hydropsychidae, Leptophlebiae e Chironomidae gêneros *Ablabesmyia* e *Labrundinia*. As análises físico-químicas indicam o ponto 03

como um dos menos impactados, com baixas concentrações de nutrientes e coliformes fecais em ambas as estações do ano. A qualidade ruim atribuída pelo índice BMWP original pode ter sido influenciada pela grande abundância da família Chironomidae, porém a maior diversidade taxonômica e os resultados obtidos com as análises físico-químicas apontam para um resultado de qualidade regular.

Para o ponto 04, os resultados obtidos com a aplicação do BMWP indicam águas de qualidade regular (BMWP original) e satisfatória (BMWP adaptado). Este ponto representa o rio Itaqueri antes de receber o córrego da Água Branca, contaminado por esgoto doméstico. Neste local também foi detectado um dos valores mais elevados de diversidade de Shannon, além da maior % EPT, indicando uma participação importante de organismos sensíveis à poluição orgânica. Apesar da grande quantidade de organismos da família Chironomidae coletados, houve maior participação das tribos Tanytarsini e Corynoneurini, que representam melhor qualidade de água. Os baixos valores de nutrientes e condutividade se contrastam com as concentrações de coliformes acima do limite estabelecido pela resolução Conama nº 357/05, indicando que a classificação da qualidade de água como regular, obtida por meio da aplicação do BMWP original talvez seja a mais apropriada para o ponto 04.

Já o ponto 05 representa o rio Itaqueri a jusante de seu encontro com o córrego da Água Branca. Tanto os resultados das análises físico-químicas quanto o dos índices BMWP indicam qualidade de água péssima / muito ruim. Nessa região poucas famílias além de Chironomidae foram coletadas, e a maioria delas representa organismos tolerantes a poluição orgânica, como Tubificidae, Dugesidae e Planorbidae. Dentre os Chironomidae capturados, a maior parte foi pertencente ao gênero *Chironomus*. A baixa diversidade de organismos, aliada a altas concentrações de coliformes e nutrientes indicam que o resultado obtido através das duas versões do índice BMWP é condizente

com aqueles obtidos por meio de análises físico-químicas. A diferença na composição da fauna e na concentração de nutrientes e coliformes fecais entre os pontos 04 e 05 evidencia a influência negativa do córrego da Água Branca no rio Itaqueri. Apesar de não ser diretamente afetado pelo efluente doméstico da cidade de Itirapina, o rio Itaqueri perde qualidade de água após seu encontro com o córrego da Água Branca, que deságua no Itaqueri trazendo evidências de que este córrego ainda não conseguiu se autodepurar e a contaminação orgânica persiste.

O IBB é um índice biótico cujos valores variam de 0 a 10. Essa métrica dispensa identificações em nível de espécie. Para o cálculo do índice, são considerados o número de unidades sistemáticas de cada grupo taxonômico (UTO); o grau de sensibilidade de ordens ou famílias e o número total de unidades sistemáticas presentes na amostra. No presente trabalho, os resultados do IBB foram semelhantes a aqueles obtidos com o índice BMWP, apresentando águas variando entre muito poluídas e fortemente poluídas para todos os pontos amostrados durante a estação chuvosa. Já no período de estiagem, o ponto 01 apresentou a melhor qualidade de água detectada pelo índice, em desacordo com os resultados apontados pelas avaliações físico-químicas. A ocorrência de representantes da ordem Plecoptera e família Leptophlebiidae já são suficientes para que o IBB classifique a água como ligeiramente poluída, porém a dominância de organismos tolerantes a poluição orgânica e as altas concentrações de nutrientes e coliformes indicam que a qualidade de água do córrego da Água Branca é pior do que a atestada pelo índice.

Águas moderadamente poluídas foram atribuídas aos pontos 02, 04 e 05, indicando o impacto antrópico nesses locais. O ponto 03 apresentou qualidade de água superior ao ponto 02, resultado que corrobora com aqueles obtidos por meio de análises físico-químicas. Isso pode apontar a capacidade de autodepuração do ribeirão do Lobo,

que começa a ter melhor qualidade de água à medida que se afasta do ambiente antropizado encontrado no ponto 02.

O HBI é um índice biótico que atribui pontuações de 0 a 10 para famílias, de acordo com o grau de resistência/tolerância de cada uma a poluição orgânica. A aplicação deste índice no presente trabalho foi feita devido ao fato de que, diferente do BMWP, o HBI trabalha com a abundância de cada família, e não somente com a presença ou ausência dessas famílias. Para o período de estiagem, o HBI classificou o ponto 01 como um ambiente muito pobre, com grau de poluição orgânica severo. Durante a estação seca, o mesmo ponto foi indicado como um ambiente pobre, com poluição orgânica muito significativa. O HBI foi o único índice dentre os calculados nesse trabalho que representou bem a qualidade de água do córrego da Água Branca, indicando resultados compatíveis com aqueles obtidos nas análises físico-químicas. Isso ocorreu possivelmente porque esse índice leva em consideração o número de organismos coletados em cada família.

O ponto 02 foi classificado como pobre durante o período de estiagem, e como razoavelmente pobre durante o período chuvoso. Esses resultados também foram condizentes com aqueles obtidos nas análises físico-químicas, indicando que a qualidade de água nesse local não é boa devido a ação antrópica (barragens, pontes e rodovias) na região amostrada.

O ponto 03 foi indicado como razoavelmente pobre durante o período de estiagem, corroborando com os resultados das análises de água e indicando uma pequena melhora na qualidade da água do ribeirão do Lobo à medida que se afasta do local mais impactado (ponto 02). Já na estação chuvosa, o mesmo ponto foi classificado como pobre. Isso ocorreu provavelmente porque só foram coletados organismos da família Chironomidae durante esse período. A baixa densidade de organismos coletados

durante a estação chuvosa prejudica o desempenho dos índices biológicos, que podem apresentar resultados alterados devido a pouca variedade de táxons.

O ponto 04 foi apontado como um ambiente razoavelmente pobre em ambas as estações do ano, enquanto que no ponto 05 a classificação obtida foi a de um ambiente pobre. Nas análises físico-químicas é possível perceber uma piora na qualidade de água ao longo do curso do rio Itaqueri, devido ao encontro com o córrego da Água Branca, poluído por esgoto doméstico. É notável que a entrada do córrego da Água Branca altera não só as características físico-químicas do rio Itaqueri, mas também a distribuição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Dentre os índices aplicados neste trabalho, o HBI foi o que melhor respondeu às alterações físico-químicas na água e a resposta da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Para o desenvolvimento de sistemas de avaliação ambiental e monitoramento de córregos por meio do uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, é essencial o entendimento dos processos e mecanismos que influenciam os padrões de distribuição, bem como as respostas da comunidade frente a diferentes impactos antrópicos (Suriano, 2008). Este entendimento tem se mostrado complexo e desafiador, uma vez que os ambientes lóticos são heterogêneos e multidimensionais (Ward, 1989). No presente trabalho foi detectado que ora fatores antrópicos (como a presença de poluição orgânica) ora fatores naturais (como a lixiviação do sedimento e perda de organismos por deriva) afetam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos e seus padrões de distribuição.

7. CONCLUSÕES

1. De acordo com os resultados obtidos por meio das análises físicas e químicas e estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, é possível observar que dentre os sistemas aquáticos analisados, o córrego da Água Branca é o que apresenta maior grau de comprometimento em relação a qualidade da água, indicando a presença de poluição orgânica causada pelo efluente doméstico da cidade de Itirapina.
2. O ribeirão do Lobo apresenta pior qualidade de água no ponto 02, apontando a influência negativa das construções e atuação antrópicas em seu entorno. Porém, as águas desse sistema apresentam sinais de melhora no ponto 03, região onde o ribeirão do Lobo deságua na represa do Lobo-Broa, o que pode sugerir a capacidade de autodepuração do ribeirão.
3. O rio Itaqueri apresenta qualidade de água regular no ponto 04, que piora após o deságue do córrego da Água Branca. Apesar de não ser diretamente afetado pelo esgoto doméstico, o rio Itaqueri sofre com as consequências da degradação causada pela poluição orgânica.
4. A heterogeneidade espacial é um fator importante na distribuição dos macroinvertebrados bentônicos, e a fauna localizada na região profunda de lagos e represas frequentemente é homogênea e apresenta menores densidades de organismos, confirmando as observações e pesquisas de outros autores (Callisto, 1996; Fusari, 2006; Tundisi *et al* 2008; Pareschi, 2008).
5. Dentre os índices utilizados nesse trabalho, o HBI, que utiliza abundância de famílias foi o que melhor representou a qualidade da água dos sistemas analisados. Esse índice apresentou os resultados mais compatíveis com aqueles

obtidos nas análises físico-químicas da água. Ainda assim, é importante cautela ao utilizar índices bióticos, especialmente em períodos chuvosos, pois o maior fluxo e velocidade de corrente, com consequente maior lixiviação do solo, alteram a composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, causando diminuição da densidade e diversidade de organismos coletados.

6. Embora as expectativas de utilização de índices biológicos na avaliação e monitoramento da qualidade da água sejam promissoras, o conhecimento taxonômico no Brasil ainda é deficiente e faltam estudos a respeito da ecologia das espécies e chaves de identificação locais. Além disso, o uso de índices desenvolvidos para regiões com características e clima diferentes daqueles aqui estudados prejudicam a confiabilidade dos mesmos. Para tanto, os índices que relacionam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos com a qualidade da água não devem ser utilizados como medida única em avaliações e monitoramentos. Essas métricas devem ser considerados como ferramentas adicionais e complementares de alto valor qualitativo e quantitativo na avaliação do impacto da poluição e os efeitos desta na qualidade da água.

8. RECOMENDAÇÕES

1. É recomendável que os índices bióticos que utilizam macroinvertebrados bentônicos para avaliação da qualidade de água sejam utilizados em estações de estiagem ou de transição. Nos períodos chuvosos a perda de organismos por deriva é grande e pode comprometer a confiabilidade dos índices.
2. Estudos realizados por Matheus e Tundisi (1988) já apontavam o comprometimento da qualidade de água do córrego da Água Branca devido ao lançamento das águas residuais da cidade de Itirapina. O presente trabalho detectou que o problema persiste, e, portanto, é recomendado o tratamento adequado do esgoto doméstico desse município.

9. BIBLIOGRAFIA

ALLAN, J. D., 2004. Landscape and riverscape: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, v.35, p.257-284.

ALBA-TERCEDOR, J., 1996, Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV SIAGA, Almeria*, v. II, p.203-213.

ALLAN, J. D.; 2004. Landscape and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v.35, p. 257-284.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA), 2009. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/>>. Acesso em: 2009.

ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F., FURSE, M. T., 1983, The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Research*, v. 17, n. 3, p.333-347.

APHA., 1989, Standard methods for the examination of water and waste water. 17th Edition. Washington, USA.

ARMITAGE, P. D., MOSS, D., WRIGHT, J. F., FURSE, M. T., 1983, The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. *Water Research*, v. 17, n. 3, p.333-347.

BARBOUR, M.T., GERRITSEN, J., SNYDER, B.D. & STRIBLING, J.B., 1999, Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C

BODE, R. W., 1988. Quality assurance workplan for biological stream monitoring in New York State. New York State Department of Environmental Conservation, Albany, NY.

BRANDIMARTE, A.L., 1997. Impactos limnológicas da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil). São Paulo. Tese de doutorado em Ecologia. Universidade de São Paulo. 97p.

BRANDIMARTE, A. L., SHIMIZU, G. Y., ANAYA, M., KUHLMANN, M. L., 2004, Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (orgs) Amostragem em limnologia. São Carlos: RIMA, p.213-230.

BRASIL, 2005. CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2005. Publicado do D.O.U 04/05/2005.

BRINKHURST, R.O.; MARCHESE, M.R. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de sud y centroamérica. Argentina: Asociación de Ciencias Naturales del litoral, 1989, 207p.

BRINKHURST, R.O. Factors mediating interspecific aggregation of tubificid oligochaetes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. v.31, p. 460-462, 1974.

CAIRNS Jr. J., DICKSON, K. L., 1971, A simple method for biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *J. WPCF*, 755-772.

CALLISTO, M., ESTEVES, F.A., 1996. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 8. p. 137-147

CALLISTO, M., GOULART, M., MEDEIROS, A.O., MORENO, P., ROSA, C.A., 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 743-755.

CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M.D.C., 2001, Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 71-82.

CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*. v.22, n.2, p.361-369.

CHAPMAN, D. 1992. Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 1 ed. UNESCO/ WHO/ UNEP. Chapman & Hall. 585p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB, 2003. Determinação de bentos de água doce: macroinvertebrados – métodos qualitativos e quantitativos, São Paulo.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios>>. Acesso em: 2008.

CPTEC – INPE, 2009 – Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: <http://www.cptec.inpe.br/>. Acesso em 03/09/2008.

CUMMINS, K.W. 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience*, v. 39. n.1, p. 24-30.

CUMMINS, K.W.; MERRITT, R.W.; ANDRADE, P.C.N. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 40, n.1, p.69-89.

EPLER, J.H. Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. 2001, 526p. Disponível em: http://www.esb.enr.state.nc.us/BAUwww/Chiron_manual/intro.pdf Acesso em: 2007.

FELD, C. K., HERING, D., 2007. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Fresh Water Biology* v. 52 p 1380 – 1389.

FERRANTE, J.T.E., 1989. Mapeamento geotécnico regional da bacia do Alto Jacaré-Guaçu São Paulo, com base nas aplicações de técnicas de sensoriamento remoto e sistema geográfico de informação. Proposta metodológica. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. V1. São Carlos. 183p.

FITTKAU, E.J. 1971. Distribution and ecology of Amazonian chironomids (Diptera). *Can. Ent.* v. 103, p.407-413.

FONSECA-GESSNER, A.A.; GUERRESCHI, R.M., 2000. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade de água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP, Brasil In: SANTOS, J.E. dos; PIRES, J.S.R. (Eds.) *Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: Ed. Rima. p.707-731, v.2.

FONTOURA, A. P., 1985, Manual de vigilância da qualidade das águas superficiais. Avaliação biológica da qualidade da água. Instituto de Zoologia “Dr. Augusto Nobre”. Faculdade de Ciências – Universidade do Porto, Portugal. 38 p.

FREIR, C. F.; 2000. Impacto de diversos usos do solo sobre o ribeirão Canchim (CPPSE – EMBRAPA), São Carlos, SP. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de São Carlos. 79p.

FUSARI, L. M., 2006. Estudo das comunidades de macroinvertebrados bentônicos das represas do Monjolinho e do Fazzari no Campus da UFSCar, Município de São Carlos, SP. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de São Carlos. 80p.

GOULART, M. & CALLISTO, M., 2003, Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, n^o 1.

GUERRESCHI, R. M., 2004, Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP: subsídios para monitoramento ambiental. 2004. 82 p. Tese (Doutorado em Ciências com ênfase em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GUERRESCHI AGUIRRE, R. M. Monitoramento biológico de Três Córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP (Brasil). 1999. 127 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.

HAUER, F.R.; RESH, V.H. Benthic Macroinvertebrates. In: HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. (Eds). *Methods in stream ecology*. San Diego, Academic Press, p.339-369, 1996.

HEINO, J., MYKRÄ, H., KOTANEN, J., MUOTKA, T. 2007. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structures follow the same path? *Ecography*, v.30 p. 217-230.

HELLAWELL, J. M., 1978, *Biological surveillance of Rivers: a biological monitoring handbook*. Hertz. Water Research Center.

HELLAWELL, J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London and New York: Elsevier Applied Science Publishers. 546p.

HILSENHOFF, W. L., 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist*, vol. 20, p. 31 - 39.

HILSENHOFF, W. L., 1988a. Seasonal correction factors for the biotic index. *Great Lakes Entomologist*, vol. 21, p. 9 – 13.

HILSENHOFF, W. L., 1988b. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, v.7 p. 199 - 219.

HUTCHINSON, G. E. *A treatise on limnology*. New York: John Wiley & Sons., v. 1. 1015p.

HYNES, H.B.N., 1972. *The ecology of running waters*. Liverpool: Liverpool University Press. 555 p.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA – IIE. 2006. Relatório FINEP/CT-HIDRO: Desenvolvimento de indicadores da qualidade das bacias hidrográficas do Tietê/Jacaré (SP) e do rio Miranda (MS) para o enquadramento e manutenção da qualidade dos corpos de água. São Carlos, SP, 144p.

JONASSON, P. M., 1972. Ecology and production of profundal benthos in relation to phytoplankton in lake Esrom. *Oikos*, Supl. 14, p.1-148

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

KREBS, C.J., 1999. *Ecological methodology*. New York: Harper & Row. 620p.

LEGENDRE, P., 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, vol.74 p. 1659-1673.

LEHMUKUHL, D. M., 1975. Field Guide to aquatic insect families. Bluejay, v. 33. P. 199 – 219.

LOPRETTO, E.C. & TELL, G., 1995, Ecosistemas de águas continentales - metodologias para su estudio. Ediciones Sur, La Plata.

LOYOLA, R. G. N., 2000, Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. V Simpósio de Ecosistemas Brasileiros: Conservação – Anais, Volume I. UFES. Vitória, Espírito Santo, 10 a 15 de outubro de 2000. p. 46-52.

LOYOLA, R. G. N. & BRUNKOW, R. F, 1998, Monitoramento da qualidade das águas de efluentes da margem esquerda do reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil, através da análise combinada de variáveis físico-químicas, bacteriológicas e de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Curitiba, IAP. Relatório Técnico Não Publicado.

MAGURRAN, A.E., 1989. Diversidad ecológica y su medición. Barcelona: Ediciones Vedral.

MARGALEF, R. Limnologia. Omega, Barcelona, 1983, 1100p.

MATHEUS, C.E. & TUNDISI, J.G. (1988) Estudo físico-químico e ecológico dos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão e Represa do Lobo (Broa). Limnologia e Manejo de Represas. TUNDISI, J.G. (ed) São Carlos, Aciesp. CRHEA - Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. (Monografias em Limnologia, 1). 471p.

MCCAFFERTY, W. P., 1981, Aquatic entomology: The fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives. Boston: Jones and Bartlett Publishers. 448p.

MELO, G. A. S., 2003, Manual de identificação dos Crustácea Decapoda de água doce do Brasil. São Paulo: Edições Loyola: Centro Universitário São Camilo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo. 429p.

MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W., 1984, An introduction to the aquatic insects of North America. 2ed. Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt, 722p.

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

MYKRÄ, H., HEINO, H., MUOTKA, T. 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. Global Ecology and Biogeography, v.16, p 149-159.

NASCIMENTO, V.M.C., 2000. Estudo da carga de nutrientes e da comunidade bentônica do córrego Barrinha, Pirassununga – SP. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 162p.

ODUM, R.H.; GEORGES, A., 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman & Hall. P 234-286.

MARQUES, M.G.S.M.; FERREIRA, R.L.; BARBOSA, F.A.R.A., 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Revista Brasileira de Biologia, 59 (2) p 203-210.

MEYBECK, M., 1996, River water quality global ranges, time and space variabilities, proposal for some redefinitions. Verh. Internat. Verein. Limnol. Stuttgart. 26: 81-96.

PARESCHI, D. C., 2008, Macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água em rios e reservatórios da bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré (SP). Tese de doutorado. Departamento de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 169p.

PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M., 2001, Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré-Guaçu/SP (ribeirão do Feijão e rio do Monjolinho), através de variáveis químicas, físicas e biológicas. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. USP. 175p.

PRADO, H.; OLIVEIRA, J.B.; ALMEIDA, C.L.F., 1981. Levantamento pedagógico semi-detalhado do Estado de São Paulo. Quadricula de São Carlos. Impressão Aerofoto Cruzeiro, Rio de Janeiro. Mapa 1:100:000.

QUEIROZ, J.F.; SILVA, M.S.G.M.; 2008. TRIVINHO-STRIXINO, S. *Organismos bentônicos: biomonitoramento de qualidade de água*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 91p.

REBOUÇAS, A., 2004, Uso inteligente da água. Escrituras Editora. São Paulo. 207p.

REISS, F. 1977. Qualitative and quantitative investigations on the macrobenthic fauna of central Amazon lakes. I. Lago Tupé, a black water lake on the lower Rio Negro. – *Amazoniana*, v.6, n.2, p. 203-235.

RESH, H.V.; JACKSON, J.K. 2001. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Kluwer Academic Publishers, p.195-233

ROCHA, A.A. 1972. Estudo sobre a fauna bentônica da Represa de Americana no Estado de São Paulo. 1972. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 65p.

ROLDÁN-PÉREZ, G., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia. Bogotá, Colômbia. Editorial Presencia Ltda. 217p.

ROQUE et al., Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/workshops/Base%20de%20discuss%C3%A3o%20bio%20monitoramento.pdf>> Acesso em: 2008.

ROSENBERG, D. M., 1993. Freshwater biomonitoring and Chironomidae. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. V.26, 101-122.

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

SAETHER, O. A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology*, v. 2 p 65 – 74.

SHARPLEY, 2000. Phosphorus availability. In: Summer, M. E. (Ed) *Hand Book of Soil Science*. Boca Roton: CRC Press. p D18-D38.

SILVA, E.R.; SALLES, F.F. & BATISTA, M., 2002. As brânquias dos gêneros de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro. *Biota Neotropica*, 2: 1-4.

SILVEIRA, M. P., BAPTISTA, D. F., BUSS, D. F., NESSIMIAN, J. L., EGLER, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 101 p.117-128.

STRIXINO, G.B.M.A. 1971. Ensaio para um estudo ecológico da fauna bentônica da Represa de Americana. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 188p.

STUMM, W & MOGAN, J.J. 1981. *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 2 ed. New York: J. Wiley. 780p.

SURIANO, M. T., 2008. Macroinvertebrados em córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo: subsídios para o biomonitoramento. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 127p.

TOMAN, M. J.; STEINMAN, F., 1995, Biological assessment of organic pollution in streams. FGG, University of Lujbljama. 145p (TEMPUS JEP 4724).

TONIOLLO, V.; MATTIELLO, I.; CAETANO, J. A.; WOSIAK, A. C., 2001, Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do rio Sagrado, (Bacia Litorânea, PR), causado pelo rompimento do Poliduto OLAPA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, VIII, 2001, João Pessoa, PB. Anais. 284p.

TUNDISI, J. G., 2003, *Água no século XXI – Enfrentando a escassez*. São Paulo: RIMA.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISIS, T.; RODRIGUES, S.L., 2003. Gerenciamento e recuperação das bacias hidrográficas dos rios Itaqueri e Lobo da UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa). São Carlos: IIE, IIEGA, 72p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ARANTES JÚNIOR, J. D.; TUNDISI, J. E. M.; MANZINI, N. F.; DUCROT, R., 2004. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v.64, n.1, p.177-186.

TUNDISI, J.G; MATSUMURA-TUNDISI, T., 2008, *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 631p.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T., PARESCHI, D., LUZIA, A. P., VON HAELING, P. H., FROLLINI, E. H., 2008. A bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré: Estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. *Estudos Avançados* 22 (63). 617p.

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

VALDERRAMA, J.C., 1981, The simulations analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, v. 10, p.109-122.

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

WARD, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. Inc. 438p.

WELCH, E.B. 1980. *Ecological effects of waste water*. Cambridge University Press, 337p.

WETZEL, R. G., 1893. *Limnology*. Philadelphia. Sawders ed. 743p.

WHITFIELD, J., 2001, Vital signs. *Nature*, 411 (28): 989-990.

WIEDERHOLM, T., 1983. *Chironomidae of the Holartic region. Keys and diagnoses. Part I – Larvae*. *Entomologica Scandinavica Suppl.*, 19, 457p.

WORKSHOP sobre biomonitoramento de bacias hidrográficas: experiências & metodologias. Realizado em Belo Horizonte, MG, no Instituto de Ciências Biológicas, de 3 a 4 de dezembro de 2007.

10. ANEXOS

Quadro 01 – Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição (0 a 10), segundo o BMWP original segundo Armitage et al. (1983). A classificação é mostrada abaixo.

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae.	10
Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae.	8
Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae.	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Hydroptilidae, Unionidae, Corophilidae, Gammaridae, Platycnemididae, Coenagrionidae.	6
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Crysomelidae, Curculionidae, Hydropsychidae, Tipulidae, simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae.	5
Baetidae, Sialidae, Piscicolidae.	4
Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae.	3
Chironomidae	2
Oligochaeta (todas as classes)	1

Classificação da água:

Classe	Pontuação	Qualidade de água
I	≥ 81	excelente
II	61 - 80	boa
III	41 - 60	regular
IV	26 - 40	ruim
V	≤ 25	péssima

Quadro 02 – Lista de famílias de macroinvertebrados e respectivas pontuações de acordo com a tolerância à poluição (0 a 10), quanto maior mais sensível, segundo o BMWP' adaptado à bacia do rio das Velhas (MG) segundo Junqueira e Campos (1998) – BMWP /CETEC. A classificação é mostrada abaixo.

FAMÍLIAS	PONTUAÇÃO
Siphonuridae, Gripopterygidae, Pyralidae, Odontoceridae, Hydroscaphidae, Helicopsychidae.	10
Leptophlebiidae, Perlidae, Hebridae, Hydrobiosidae, Philopotamidae, Calopterygidae, Psephenidae, Dixidae.	8
Leptohephyidae, Veliidae, Leptoceridae, Polycentropodidae.	7
Glossomatidae, Hydroptilidae, Gyrinidae, Coenagrionidae, Ancylidae.	6
Naucoridae, Belostomatidae, Corixidae, Nepidae, Hydropsychidae, Gomphidae, Libellulidae, Dysticidae, Corydalidae, Dugesidae, Simuliidae.	5
Baetidae, Elmidae, Hydrophilidae, Piscicolidae, Athericidae, Empidoidea, Tabanidae.	4
Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Culicidae.	3
Erpobdellidae, Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae.	2
Oligochaeta (todas as classes)	1

Classificação da água:

Classe	Pontuação	Qualidade de água
I	≥ 86	excelente
II	64 - 85	boa
III	37 - 63	satisfatória
IV	17 - 36	ruim
V	≤ 16	muito ruim

Quadro 03 – Diagrama para determinação do Índice Biótico Belga (IBB), com modificações de Trivinho-Strixino & Nascimento (2000). A classificação é mostrada abaixo. Fonte: Peláez, 2001.

I Grupos fauníticos		II		III nº total de unidades sistemáticas na amostra																	
				0-1	2-5	6-10	11-15	16 ou +													
IBB																					
1	Plecoptera ou Leptophlebiidae	1	+ de 1 UTO	-	7	8	9	10													
		2	1 UTO	5	6	7	8	9													
2	Trichoptera com tubo	1	+ de 1 UTO	-	6	7	8	9													
		2	1 UTO	5	5	6	7	8													
3	Ancylidae	1	+ de 1 UTO	-	5	6	7	8													
	Ephemeroptera*	2	1 UTO	3	4	5	6	7													
4	<i>Aphelocheirus</i> Odonata Gamaridae Mollusca**	0	Todas as UTOs acima ausentes	3	4	5	6	7													
	5								Todas as UTOs acima ausentes	2	3	4	5	-							
															6	Todas as UTOs acima ausentes	1	2	3	-	-

Classificação da água:

Classe	Faixa	Qualidade da água
I	9 - 10	Água não poluída
II	7 - 8	Ligeiramente poluída
		Moderadamente poluída
III	5 - 6	Muito poluída
IV	3 - 4	Fortemente poluída
V	0 - 2	

Quadro 04 – Diagrama para determinação do Hilsenhoff Biotic Index (HBI), com modificações de Bode (1988) Hilsenhoff (1988a, 1988b) and Lehmkuhl (1979). A classificação é mostrada abaixo.

Plecoptera	Capniidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2.
Ephemeroptera	Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potomamthidae 4, Siphonuridae 7
Tricorythidae	4
Odonata	Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coenagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
Trichoptera	Brachycentridae 1, Glososomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molannidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropodidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Sericostomatidae 3
Megaloptera	Corydalidae 0, Sialidae 4
Lepidoptera	Pyralidae 5
Coleoptera	Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4
Diptera	Athericidae 2, Blephariceridae 0, Ceratopogonidae 6, Blood-red Chironomidae (Chironomini) 8, Other (including pink) Chironomidae 6, Dolochopodidae 4, Empididae 6, Ephydriidae 6, Psychodidae 10, Simuliidae 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tpulidae 3
Amphipoda	Gammaridae 4, Talitridae 8
Isopoda	Asellidae 8
Acariformes	4
Decapoda	6
Gastropoda	Amnicola 8, Bithynia 8, Ferrissia 6, Gyraulus 8, Helisoma 6, Lymnaea 6, Physa 8, Sphaeriidae 8
Oligochaeta	Chaetogaster 6, Dero 10, Nais barbata 8, Nais behningi 6, Nais bretscheri 6, Nais communis 8, Nais elinguis 10, Nais pardalis 8, Nais simples 6, Nais variabilis 10, Pristina 8, Stylaria 8, Tubificidae: Audrolus 8, Limnodrilus 10
Hirudinea	Helobdella 10
Turbellaria	4

Classificação da água:

Índice biótico	Qualidade da água	Grau de poluição orgânica
0.00 – 3.50	Excelente	Sem poluição orgânica aparente
3.51 – 4.50	Muito bom	Pouca poluição orgânica possível
4.51 – 5.50	Bom	Alguma poluição orgânica
5.51 – 6.50	Regular	Poluição orgânica razoavelmente significante
6.51 – 7.50	Razoavelmente pobre	Poluição orgânica significativa
7.51 – 8.50	Pobre	Poluição orgânica muito significativa
8.51 – 10.0	Muito pobre	Poluição orgânica severa