UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

**Estudo da comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora
da qualidade da água em um rio de pequena ordem (rio Canha,
baixo Ribeira de Iguape , SP).**

Ive Ciola Ferraz

São Carlos
2008

Ive Ciola Ferraz

**Estudo da comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora
da qualidade da água em um rio de pequena ordem (rio Canha,
baixo Ribeira de Iguape, SP).**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Hidráulica e
Saneamento da Escola de Engenharia de
São Carlos, Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para obtenção
do título de Mestre.

Orientadora: Profa. Tit. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2008

Dedico esta pesquisa aos meus pais, Ivan e Clélia, que nunca duvidaram da minha capacidade e que sempre me incentivaram em todos os sentidos, caminhando ao meu lado em todas as conquistas.

AGRADECIMENTOS

Muitas foram as pessoas que ajudaram a planejar, executar e finalizar este estudo, sendo difícil nomear todas aqui, no entanto, gostaria de agradecer em particular algumas:

À Profa. Maria do Carmo Calijuri pela oportunidade, incentivo e dedicação durante toda a elaboração desta pesquisa.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela Bolsa de Estudo fornecida e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, FAPESP, processo 02/13449-1, pelo auxílio financeiro aos trabalhos de campo.

Ao Prof. Dr. André Cordeiro Alves dos Santos, UFSCar campus Sorocaba, pelo constante incentivo à pesquisa e pela paciência nas horas mais difíceis desde a época da Iniciação Científica.

À Profa. Alaíde Ap. Fonseca-Gessner, UFSCar campus São Carlos, pela imensa ajuda e paciência desde as dicas para a coleta dos organismos bentônicos até a identificação dos mesmos.

Aos técnicos José Roberto Maramarque (Betão) e Waldomiro Antônio Filho (Miro) e ao motorista Sr. Benedito Patracon (Sr. Benê), pela grande ajuda e descontração durante os trabalhos de campo.

À técnica de laboratório do Biotace, Luci Aparecida Queiroz, obrigada pela paciência e dedicação nas análises de laboratório.

Aos técnicos do laboratório de Geotecnia, José Luis e Oscar, que nos ajudaram na realização da granulometria.

A todos integrantes do Biotace, Adriana, Patrícia, Simone, Roseli, Juliana, Caroline e Paulo, pelos ensinamentos e principalmente pela amizade.

À Simone, minha companheira de todas as etapas do mestrado e meu “anjo da guarda” em São Carlos. Obrigada pelo carinho e ajuda nos momentos mais difíceis.

À Carol pelos momentos de descontração e por estar sempre pronta a me ouvir e aconselhar.

À Dri, pela co-orientação e dedicação, sem seus ensinamentos tudo teria sido muito mais difícil, obrigada.

À Flavia Bottino (NIBH), minha “amiga de rio” pela amizade e pela incansável disposição durante as coletas e análises de laboratório.

Aos alunos de graduação de Engenharia Ambiental da EESC, Yugo Matsuda, Davi Gasparini Fernandes Cunha e Natalia Furlan, pelo auxílio nas tarefas de laboratório.

A todos os docentes e funcionários do Programa de Pós-Graduação do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC pela convivência e atenção.

Ao meu irmão, Ivan Ciola Ferraz, pela paciência e colaboração na organização e elaboração dos dados cartográficos.

Aos meus pais, que são meu porto seguro e onde eu sei que sempre poderei obter carinho e apoio, meu muito obrigada. À minha família, em especial a minha irmã, Iris, pela paciência e puxões de orelha nas horas em que eu fraquejava.

As minhas amigas e irmãs de coração Dal, Cintia e Carina pela amizade e apoio constantes, mesmo estando longe.

Ao Cesar pela imensa paciência e compreensão, pelo apoio e incentivo e, principalmente, pelo carinho e atenção durante todos os dias desta pesquisa. Muito obrigada por acreditar em mim, sempre.

Agradeço a Deus pela oportunidade de cumprir mais uma etapa da minha vida e por me dar forças para superar os momentos difíceis.

E, finalmente, agradeço a todos que me apoiaram e incentivaram. De maneira direta ou indiretamente todos vocês colaboraram para realização e finalização desta pesquisa.

“No meio da dificuldade encontra-se a oportunidade.”
Albert Einstein

RESUMO

FERRAZ, C. I. **Estudo da comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora da qualidade da água em um rio de pequena ordem (rio Canha, baixo Ribeira de Iguape, SP)**. 2008. 141p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

Este estudo inseriu-se em um projeto temático que visou analisar a sustentabilidade dos recursos hídricos no baixo Ribeira de Iguape (SP), uma das poucas áreas remanescentes de Mata Atlântica do estado de São Paulo, sendo a microbacia do rio Canha, a região de maior enfoque na presente pesquisa. A avaliação da dinâmica longitudinal das variáveis físicas e químicas de rios e riachos pode fornecer subsídios para estudos que visam o melhor entendimento das características ecológicas de diversos grupos de organismos, como os bentônicos. Com o objetivo de avaliar a comunidade bentônica como ferramenta bioindicadora da qualidade da água no rio Canha, foram realizadas duas coletas caracterizando períodos hidrológicos distintos (janeiro, considerado como chuvoso e abril, como seco) em 8 estações amostrais ao longo do rio. Nessas estações foram avaliadas as características hidráulicas, físicas e químicas dos compartimentos água e sedimento. O rio Canha não recebe aporte pontual de poluição, seguindo em geral, os preceitos do contínuo fluvial proposto por Vannote et al. (1980). A vazão esteve intimamente relacionada ao regime pluviométrico da região, no entanto, a velocidade de escoamento não registrou variação sazonal esperada devido a possíveis modificações na seção transversal do rio. Os resultados mostraram variações espaço-temporais nas variáveis físicas e químicas da água e do sedimento do rio Canha, além disso, foi possível dividir o eixo longitudinal do rio em três regiões: nascente, médio e baixo curso. A água pode ser considerada de boa qualidade, demonstrando que a interferência antrópica ainda não comprometeu o sistema lótico estudado. Nitrogênio total (Kjedahl) e amoniacal foram representativos, caracterizando fontes de poluição recentes (aporte difuso de esgoto clandestino e lixiviação da agricultura) principalmente nas estações mais a jusante. A comunidade bentônica apresentou elevada riqueza e índice de diversidade, sendo a família Chironomidae dominante principalmente, com os gêneros *Nanocladius* e *Cricotopus*. A variação desta comunidade foi maior no eixo espacial do que no temporal e demonstrou também estar de acordo com a teoria do contínuo fluvial. As principais forças que influenciaram e determinaram a estrutura da comunidade bentônica foram a presença ou não de vegetação ciliar, a entrada de matéria orgânica de origem antrópica e o tipo de substrato. Entretanto, a variação sazonal e os fatores hidráulicos também exerceram influência demonstrando que rios de pequeno porte respondem mais prontamente a interferências externas.

Palavras-chave: comunidade bentônica, qualidade da água, contínuo fluvial, rio Canha, baixo Ribeira de Iguape.

ABSTRACT

FERRAZ, C. I. **Study of the benthic community as a bioindicator tool of water quality in a small order river (Canha river, low Ribeira de Iguape valley, São Paulo, Brazil).** 2008. 141p. M.Sc. Dissertation. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

This study is part of a thematic project that aimed at analyzing the sustainability of water resources in low Ribeira de Iguape valley (one of the few remaining areas of Atlantic Forest in the state of São Paulo), the micro basin of the Canha river being the focal region in this work. The evaluation of the longitudinal dynamics of physical and chemical variables of rivers and streams may provide important raw material for studies that aim at a better understanding of the ecological characteristics of several groups of organisms, such as benthic ones. In order to evaluate if the benthic community might be used as a bioindicator of water quality in the Canha river, two collections were made in two distinct hydrological periods (January: rainy; April: dry) at 8 stations along the river. The hydraulic, physical and chemical characteristics of the water and sediment were analyzed at each one of the 8 stations. The Canha river is not influenced by punctual inputs of pollution, following the principles of the river continuum proposed by Vannote et al. (1980). The flow was intimately related to the raining regime of the region, but the drainage speed did not show the expected seasonal variation, possibly due to modifications in the cross-section of the river. The results have also shown variation in space and time in physical and chemical features of the water and sediment of the Canha river, and it was also possible to divide the longitudinal axis of the river in three parts: headwater, mid and low courses. The water can be considered to be of good quality, showing that the anthropic interference did not greatly affect the lotic system studied. The total Nitrogen (Kjedahl) and ammoniacal were represented in our samples, characterizing sources of recent pollution (diffuse influx of illicit waste and lixiviation of crops), mainly at the stations located downstream. The benthic community showed a high richness and diversity. The family Chironomidae was the dominant taxon, being represented mainly by the genus *Nanocladius* and *Cricotopus*. The community varied more in space than in time, and followed the pattern expected by the river continuum concept. The main features that influenced and determined the structure of the benthic community were (1) the presence or not of vegetation bordering the river, (2) the influx of organic material of anthropic origin and (3) the type of substrate. However, the seasonal variation and hydraulic features also influenced, demonstrating that smaller rivers respond faster to external influences.

Keywords: benthic community, quality of water, river continuum, Canha river, low Ribeira de Iguape valley.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação entre ordem do canal e diferenças na estrutura e função das comunidades em sistemas lóticos. Retirado de Calijuri e Bubel (2006).	23
Figura 2 – Localização da área de estudo. Destaque para a região do Vale do Ribeira e município de Jacupiranga.	31
Figura 3 – Hierarquização da hidrografia da microbacia do rio Canha com as estações de coleta e o sistema viário da região. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa-Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.	33
Figura 4 – Uso e ocupação do solo na microbacia do rio Canha com as estações de coleta e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa - Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas	34
Figura 5 – Estações 1, 2 e 3 respectivamente, localizadas na microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga-SP.	37
Figura 6 – Estações 4, 5 e 6, respectivamente, localizadas na microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga-SP.	38
Figura 7 - Estações 7 e 8, respectivamente, localizadas na microbacia do rio C anha, município de Jacupiranga-SP.	39
Figura 8 – Representação do polígono de Thiessen com as três estações climatológicas (Pariquera-Açú, Cajati e Ciiagro) e suas respectivas áreas de influen cia na microbacia do rio Canha.	43
Figura 9 – Mapa de declividade da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE.	53
Figura 10 – Mapa hipstográfico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE.	54
Figura 11 - Mapa geológico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa – Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.	56
Figura 12 - Mapa pedológico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa – Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.	57
Figura 13 - Precipitação acumulada mensal (mm) e temperatura do ar (°C) no município de Jacupiranga (Baixo Ribeira de Iguape, SP) durante o ano de 2007 em relação a média mensal dos anos de 2001 a 2006. As colunas hachuradas representam os meses de coleta.	59
Figura 14 - Precipitação média (mm) e temperatura média do ar (°C) pelo método de Thiessen, em janeiro de 2007. A seta indica o dia de amostragem.	60
Figura 15 – Precipitação média (mm) e temperatura média do ar (°C) pelo método de Thiessen, em abril de 2007. A seta indica o dia de amostragem.	60
Figura 16 – Representação da precipitação média (mm) pelo método de Krigagem durante o mês de janeiro de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.	62
Figura 17 - Representação da temperatura média do ar (°C) pelo método de Krigagem durante o mês de janeiro de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE. ..	63
Figura 18 – Representação da precipitação média (mm) pelo método de Krigagem durante o mês de abril de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.	64

Figura 19- Representação da temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) pelo método de Krigagem durante o mês de abril de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.	65
Figura 20 – Velocidades médias de escoamento (m.s^{-1}), nas três estações amostradas, em janeiro e abril de 2007.	66
Figura 21– Vazões médias ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) , nas três estações amostradas, em janeiro e abril de 2007.	66
Figura 22 – Valores de Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007. Em cima estão os horários aproximados de coleta em cada estação.	67
Figura 23 – Concentrações de Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	67
Figura 24 – Porcentagem de saturação (%) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	68
Figura 25 – Valores de potencial hidrogeniônico nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	68
Figura 26 – Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	69
Figura 27 – Valores de turbidez (NTU) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	69
Figura 28 – Concentrações de DBO (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	70
Figura 29 – Alcalinidade (mEq.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	70
Figura 30 – Concentrações de nitrato (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	72
Figura 31 – Concentrações de nitrito (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	72
Figura 32 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	73
Figura 33 – Concentrações de fosfato inorgânico (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	73
Figura 34 – Concentrações de silicato reativo (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	74
Figura 35 – Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	74
Figura 36 – Concentrações de fósforo total (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	75
Figura 37 - Concentrações médias de nitrogênio total no sedimento (mg.g^{-1}) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	76
Figura 38 – Concentrações médias de fósforo total no sedimento ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	78

Figura 39 – Porcentagens médias de matéria orgânica no sedimento (%) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	79
Figura 40 – Porcentagem média da fração granulométrica de cada estação amostral em janeiro, no sedimento do rio Canha.	81
Figura 41 - Porcentagem média da fração granulométrica de cada estação amostral em abril, no sedimento do rio Canha.	82
Figura 42 – Densidade de organismos encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 (em quatro UA) em janeiro e abril de 2007, no rio Canha.	85
Figura 43 – Resumo sistemático demonstrando a densidade absoluta de organismos (Dens. Abs.) e abundância relativa em porcentagem (Ab. Rel.) em janeiro e abril de 2007, no rio Canha.	89
Figura 44 – Densidade total de organismos ao nível de classe (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.	90
Figura 45 – Densidade total de organismos da classe Insecta (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.	90
Figura 46 – Densidade total de organismos da ordem Diptera (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.	91
Figura 47 – Densidade total de organismos da família Chironomidae (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.	91
Figura 48 – Densidade total de organismos ao nível de classe (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha. * Crustacea: Subfilo. ...	93
Figura 49 – Densidade total de organismos da classe Insecta (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.	93
Figura 50 – Densidade total de organismos da ordem Diptera (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.	94
Figura 51 – Densidade total de organismos da família Chironomidae (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.	94
Figura 52 – Índice de Shannon e Riqueza de taxa, nas estações 1, 3, 5, 6 e 8, no rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	96
Figura 53 – Análise de Agrupamento (Cluster) para as variáveis selecionadas pela análise dos componentes principais (PCA) nas oito estações de coleta em janeiro, no rio Canha. ..	99
Figura 54 - Análise de Agrupamento (Cluster) para as variáveis selecionadas pela Análise dos Componentes Principais (PCA) nas oito estações de coleta em abril, no rio Canha. ...	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Usos preponderantes das classes especial, 1, 2, 3 e 4 segundo enquadramento da Resolução CONAMA 357/05.	20
Tabela 2 – Vantagens e dificuldades a serem consideradas em estudos de biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos.	27
Tabela 3 – Localização geográfica (GPS) das oito estações amostrais no rio Canha, município de Jacupiranga-SP.....	35
Tabela 4 - Métodos de determinação das variáveis: oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade e turbidez.	44
Tabela 5 - Métodos de determinação dos nutrientes dissolvidos analisados na microbacia do rio Canha.....	45
Tabela 6 - Métodos de determinação dos nutrientes totais e nitrogênio amoniacal analisados na microbacia do rio Canha.	46
Tabela 7 – Relação do número e da malha das peneiras utilizadas na determinação da fração granulométrica do sedimento do rio Canha.	47
Tabela 8 - Características hidrológicas da microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga.....	51
Tabela 9 - Chuva mensal acumulada (mm) dos meses de janeiro e abril de 2007, na região do município de Jacupiranga.	59
Tabela 10 – Alcalinidade e formas de carbono (mg.L ⁻¹) nas amostragens de janeiro e abril de 2007.	71
Tabela 11 – Concentrações de Sólidos Suspensos Totais, Orgânicos e Inorgânicos, em mg.L ⁻¹ , nas amostragens de janeiro e abril de 2007. Números em negrito representam as maiores concentrações.	71
Tabela 12 – Concentrações de nitrogênio total (mg.g ⁻¹) nas oito estações amostrais e nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em janeiro de 2007 no rio Canha.	76
Tabela 13 – Concentrações de nitrogênio total (mg.g ⁻¹) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em abril de 2007 no rio Canha.	76
Tabela 14 – Concentração de fósforo total (µg.g ⁻¹) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em de janeiro de 2007, no rio Canha.	77
Tabela 15 - Concentrações de fósforo total (µg.g ⁻¹) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão na coleta de abril de 2007 no rio Canha.....	77
Tabela 16 – Porcentagens de matéria orgânica nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda), suas respectivas médias e desvio padrão em janeiro de 2007 no rio Canha.....	78
Tabela 17 – Porcentagens de matéria orgânica nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda), suas respectivas médias e desvio padrão em abril de 2007 no rio Canha.....	78
Tabela 18 – Porcentagem da fração granulométrica em três amostragens (Margem direita – Md, Centro – C e Margem esquerda – Me) em janeiro, nas oito estações amostrais do sedimento rio Canha.	80

Tabela 19 - Porcentagem da fração granulométrica em três amostragens (Margem direita – Md, Centro – C e Margem esquerda – Me) em abril, nas oito estações amostrais do sedimento rio Canha.	82
Tabela 20 – Taxa identificados no estudo do rio Canha, município de Jacupiranga, nos meses de janeiro e abril de 2007.	84
Tabela 21 - Total de organismos por unidade amostral (UA) no rio Canha em janeiro e abril de 2007 nas estações 1, 3, 5, 6 e 8.	85
Tabela 22 – Frequência de ocorrência total das unidades taxonômicas nas amostragens de janeiro e abril de 2007.	88
Tabela 23 – Identificação de subfamília, tribo e gêneros dos organismos da família Chironomidae encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro de 2007, no rio Canha. ..	92
Tabela 24 – Identificação de subfamília, tribo e gêneros dos organismos da família Chironomidae encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril de 2007, no rio Canha.	95
Tabela 25 – Variáveis selecionadas pela análise de componentes principais (PCA) e suas respectivas cargas nos eixos 1 e 2 na coleta de janeiro, no rio Canha.	97
Tabela 26 - Variáveis selecionadas pela análise de componentes principais (PCA) e suas respectivas cargas nos eixos 1 e 2 na coleta de abril, no rio Canha.	98
Tabela 27 – Correlação de Pearson (r) e Índice de Pearson (r^2) entre as variáveis da água estudadas e densidade total de organismos coletados no rio Canha, em janeiro e abril de 2007.	100

SUMÁRIO

1	Introdução	17
2	Objetivos	18
3	Hipótese	18
4	Revisão da Literatura	19
5	Material e Métodos	30
5.1	Área de estudo	30
5.1.1	A bacia do Ribeira de Iguape	30
5.1.2	O município de Jacupiranga	31
5.2	Amostragem	32
5.3	Características Geomorfológicas	39
5.3.1	Índice de Forma – Coeficiente de compacidade	40
5.3.2	Relação de Relevo	40
5.3.3	Relação de Elongação	40
5.3.4	Densidade Hidrográfica	41
5.3.5	Densidade de Drenagem	41
5.3.6	Ordem dos canais	41
5.4	Variáveis climatológicas	41
5.5	Variáveis hidrológicas	44
5.5.1	Velocidade de escoamento e vazão	44
5.6	Variáveis físicas e químicas	44
5.6.1	Compartimento água	44
5.6.2	Compartimento sedimento	46
5.7	Comunidade biológica	47
5.7.1	Análise numérica dos indivíduos	48
5.8	Tratamento dos Dados	49
6	Resultados	51
6.1	Geomorfologia da microbacia	51
6.2	Variáveis Climatológicas	58
6.3	Variáveis Hidrológicas	66
6.4	Variáveis físicas e químicas	66
6.4.1	Compartimento água	66
6.4.2	Compartimento sedimento	75
6.5	Comunidade biológica	83
7	Tratamento estatístico	97
8	Discussão	101
8.1	Compartimento Água	101

8.2	Compartimento Sedimento	115
8.3	Comunidade Biológica	118
9	Conclusões	127
10	Recomendações	130
	Referências bibliográficas	131

1 INTRODUÇÃO

A alta taxa de crescimento da população humana tem gerado um notório aumento na demanda dos recursos naturais devido, principalmente, a processos como urbanização, agricultura e industrialização. Uma das conseqüências imediatas desses processos diz respeito a quantidade e qualidade da água doce disponível para consumo humano.

A partir da década de 1960, a abordagem dos recursos hídricos adquiriu grande destaque e passou a ser enfocada em reuniões e conferências mundiais que possibilitar a formulação de conceitos até hoje muitos utilizados.

Um desses conceitos refere-se à microbacia hidrográfica como unidade experimental de estudo, na qual, a determinação das variáveis físicas e químicas além da estrutura das comunidades biológicas no ecossistema aquático é significativamente influenciada pelas atividades exercidas em seu entorno.

Cada vez mais, estudos referentes à qualidade de água utilizam as comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton e bentos) em conjunto com as variáveis físicas e químicas da água e do sedimento, com o objetivo de se obter uma visão amplificada das interferências que uma determinada microbacia e, conseqüentemente, seu canal de drenagem receberam ao longo de um período de tempo.

Nesse sentido, a comunidade bentônica vem ganhando grande destaque, principalmente em estudos realizados em rios, devido ao amplo espectro de respostas apresentadas por seus grupos, pelo fato de seus indivíduos serem relativamente sésseis e pela maior duração do ciclo de vida em relação a outras comunidades.

A região do Vale do Ribeira de Iguape destaca-se por possuir grande quantidade de fragmentos de Mata Atlântica preservados (aproximadamente 21% dos remanescentes) e disponibilidade de água, sendo o rio Ribeira de Iguape o único rio de grande porte do estado a não ter barragens para a geração de energia. Em contrapartida, a região é considerada um importante pólo na produção mineral, o que tem acarretado expressivas alterações tanto nas reservas de Mata Atlântica quanto nos sistemas aquáticos ali presentes.

A presente pesquisa teve como objetivo principal a avaliação e caracterização da comunidade bentônica do rio Canha (no município de Jacupiranga, no baixo Ribeira de Iguape) como ferramenta bioindicadora da qualidade da água. Em adição a isso, é parte integrante do projeto temático “Estudo dos sistemas naturais e artificiais redutores de cargas poluidoras na bacia hidrográfica do baixo Ribeira de Iguape, SP” e se justifica por possuir grande importância para a complementação da análise da sustentabilidade dos recursos hídricos do baixo Ribeira de Iguape podendo servir como subsídio para a implantação de técnicas e ações de manejo e conservação.

2 OBJETIVOS

Esta pesquisa teve como objetivo principal a avaliação da comunidade bentônica como possível bioindicadora da qualidade da água do rio Canha, pertencente ao município de Jacupiranga, SP.

O cumprimento deste converge nos seguintes objetivos específicos:

- avaliar o sistema lótico através da caracterização das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento.
- analisar a composição e a estrutura da comunidade bentônica e relacioná-la com as variáveis físicas e químicas da água e do sedimento visando observar variações temporais e espaciais.

3 HIPÓTESE

A hipótese da presente pesquisa está relacionada às condições ambientais do canal principal da microbacia do rio Canha e as atividades exercidas em seu entorno. Por não apresentar interferências antrópicas pontuais, é esperado que o rio Canha siga os preceitos do Contínuo Fluvial, proposto por Vannote et al. (1980).

Nesse sentido, espera-se que na região mais próxima a nascente do rio, a comunidade bentônica apresente pequena diversidade e riqueza devido as características do local. Na região intermediária, que possui maior variabilidade de fatores ambientais, como a grande disponibilidade de energia na forma de alimento, é esperado encontrar maiores diversidade e riqueza da comunidade e na região mais próxima a sua foz (sujeitas à atividades antrópicas difusas) tal comunidade seja caracterizada por nova queda na diversidade de organismos, podendo assim, ser bioindicadora da qualidade da água.

4 REVISÃO DA LITERATURA

Dada a escassez de água registrada com frequência em várias regiões do mundo, a manutenção dos recursos hídricos assume atualmente caráter prioritário e vital. Esse processo se intensifica uma vez que, a condição natural de equilíbrio dos recursos naturais vem sendo constantemente alterada pelo homem devido a atividades como: desmatamento, agricultura, urbanização, entre outras que alteram os ciclos biogeoquímico e hidrológico (LIMA; ZÁKIA, 2006).

Devido a pressão exercida sobre os recursos hídricos, torna-se essencial a implantação de ações de monitoramento, pesquisa e gerenciamento a fim de tornar seu manejo mais eficaz (CALIJURI; BUBEL, 2006).

Um dos marcos principais no debate da sustentabilidade e preservação dos recursos hídricos foi a publicação do Relatório Brundtland em 1987 através de um evento que reuniu vários países do mundo. Este relatório definiu como desenvolvimento sustentável “aquele que atender as necessidades do presente sem comprometer que as gerações futuras atendam suas próprias necessidades” (CÂMARA, 2004). A publicação do Relatório Brundtland culminou para a organização da “Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e Desenvolvimento” realizada no Rio de Janeiro em 1992 (CUNHA, 2002).

No Brasil, a Política Nacional do Meio Ambiente foi estabelecida em 1981 mediante a Lei 6.938/81, e propiciou a criação do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA). O objetivo deste era o estabelecimento de padrões para um possível desenvolvimento sustentável, através de mecanismos e instrumentos capazes de conferir ao meio ambiente maior proteção. O SISNAMA congrega os órgãos e instituições ambientais da União, dos Estados, dos Municípios e do Distrito Federal, e é composto pelo Conselho de Governo, Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Órgãos seccionais e Órgãos Locais (BRASIL, 1981).

Em relação aos recursos hídricos, a Resolução CONAMA 20/86, inicialmente, propôs a classificação das águas doces, salobras e salinas, em território nacional, visando a defesa de seus níveis de qualidade, sendo estes avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes. A CONAMA 20/86 foi revogada pela Resolução 357/05, que além do enquadramento dos corpos de água, estabelece a partir desta data, as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de outras providências (BRASIL, 2005).

Segundo a Resolução CONAMA 357/05, os corpos de água doce são classificados em 5 classes: especial, 1, 2, 3 e 4 quanto aos seus usos preponderantes (Tabela 1).

Tabela 1 – Usos preponderantes das classes especial, 1, 2, 3 e 4 segundo enquadramento da Resolução CONAMA 357/05.

CLASSES	ABASTECIMENTO	BIOTA	CONTATO HUMANO
Especial	Com desinfecção	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	Unidades de Conservação
1	Tratamento simplificado	Proteção às comunidades aquáticas	Contato primário como natação e/ou mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/00
2	Tratamento convencional	Proteção às comunidades aquáticas; aquíicultura e atividade de pesca	Contato primário como natação e/ou mergulho, conforme Resolução CONAMA 274/00; irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e/ou lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto
3	Tratamento convencional ou avançado	Pesca amadora	Contato secundário, irrigação de culturas arbóreas cerealíferas e forrageiras; dessedentação de animais
4	--	--	Navegação e harmonia paisagística

O enquadramento de um determinado corpo hídrico é definido pelos usos preponderantes mais restritivos do local, sendo ele atual ou ao que se pretende obter. Em bacias hidrográficas em que a condição de qualidade do corpo de água esteja em desacordo com os usos pretendidos, a Resolução CONAMA 357/05, estabelece metas obrigatórias para a melhoria da qualidade da água e cumprimento dos respectivos enquadramentos, excetuando-se apenas, os locais onde os parâmetros excedam aos limites devido às condições naturais. Os corpos de água que não foram enquadrados até o presente momento são considerados como pertencentes a classe 2, exceto no caso de as condições de qualidade atuais serem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (BRASIL, 2005).

Ainda quanto à legislação brasileira, a Política Nacional dos Recursos Hídricos, a partir da Lei 9433 de 1997, instituiu a bacia hidrográfica como unidade territorial para sua implementação e para a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). A partir da elaboração dessas leis, resoluções e dos encontros ambientais, conceitos como o de bacia hidrográfica ganharam grande destaque em estudos que abordam os recursos hídricos. Portanto, a bacia hidrográfica adquiriu importância como unidade fundamental de estudos e, pode ser definida topograficamente, como uma área drenada por um curso de água ou por um sistema conectado de cursos de água de forma que toda vazão efluente seja descarregada através de uma saída (CALIJURI; BUBEL, 2006).

Dentro das bacias hidrográficas, destacam-se as áreas de cabeceiras ou nascentes, das quais, a união de pequenos tributários irá, posteriormente, dar origem ao principal canal de drenagem da bacia. Tais áreas de cabeceiras são denominadas microbacias e estas exercem intensa influência nas características predominantes da bacia hidrográfica, já que representam o estágio “inicial” desses sistemas. Portanto, um amplo estudo a respeito de uma determinada bacia hidrográfica deve compreender uma caracterização a partir da sobreposição das várias microbacias existentes.

Odum (1988) ressalta também que uma microbacia hidrográfica deve ser considerada como um todo e não apenas um determinado corpo de água. Complementando essa idéia, Anido (2002) afirmou que as microbacias delimitam boa parte dos mecanismos de funcionamento dos ecossistemas sendo que, as características de um determinado curso de água refletem as características de sua respectiva bacia de drenagem.

Entre as décadas de 1960 e 1980, autores como Vollenweider, Hynes e Likens propiciaram um grande avanço em estudos relacionados a microbacias, gerando uma visão integrada do ecossistema e descrevendo as interações quantitativas entre as bacias hidrográficas e os sistemas aquáticos nelas inseridos (CALIJURI; BUBEL, 2006).

Mais recentemente, trabalhos como os de Toledo e Nicolella (2002), Benassi (2002), Oliveira (2003) e Câmara (2004) ressaltaram a idéia de que as variáveis limnológicas, características de um sistema lótico, estão intimamente ligadas às atividades presentes em sua bacia de drenagem, isto é, estudos realizados em rios devem também compreender a caracterização dos processos que ocorrem em seu entorno.

Em estudo a respeito de ligações entre sistemas de cabeceiras e sistemas a jusante, Gomi, Sidle e Richardson (2002) dividem a bacia hidrográfica em dois sistemas sendo os trechos de nascentes classificados como microbacias e os trechos a jusante como sistema de rede ou bacia hidrográfica. Os autores ressaltam ainda a importância dos sistemas de cabeceira na “saúde” dos sistemas a jusante, visto que, os processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos ocorridos nas microbacias refletem diretamente nos trechos de baixo e médio curso devido principalmente ao transporte de materiais (sedimento, matéria orgânica, nutrientes).

Estudos em sistemas de cabeceiras (microbacias) têm atraído grande atenção para sua utilização como ferramenta na gestão e preservação dos trechos a jusante (baixo e médio curso), já que, estes estudos disponibilizam informações necessárias para um melhor gerenciamento dos sistemas lóticos como um todo (GOMI et al. 2003).

Grande parte das substâncias lançadas no solo e na atmosfera tem como último destino os ecossistemas aquáticos, devido, principalmente, a ação de carreamento das chuvas e o escoamento superficial. Através do ciclo hidrológico, o fluxo superficial dissipa

energia cinética, parte como turbulência e parte no trabalho de transporte (MARGALEF, 1983).

O transporte horizontal é um dos principais fatores que atuam nos sistemas lóticos e sua consequência é a deformação do eixo vertical. A extensão lateral é outra dimensão importante: nas cabeceiras, onde frequentemente a declividade do terreno é acentuada, os processos erosivos intensificados e o volume de água pequeno, não se verificam grandes áreas alagáveis (MARGALEF, op. cit.) sendo caracterizado o predomínio de entrada de material alóctone. Nos processos erosivos, a água pode desprender materiais retidos no leito e, estes, permanecem em suspensão por certo tempo dependendo de seu peso. Ainda segundo o autor acima, materiais dissolvidos como fósforo, por exemplo, percorrem grandes distâncias.

Em rios e riachos, a análise da variação longitudinal de determinadas variáveis físicas e químicas propiciou a elaboração de algumas teorias ecológicas gerais para ecossistemas lóticos.

Para Vannote et al. (1980), rios são constituídos a partir de uma seqüência previsível de processos abióticos e bióticos, devido à grande influência entre trechos adjacentes e às alterações da nascente a foz destes corpos de água. Segundo esses autores, o “contínuo fluvial”, divide o rio em três zonas geomorfológicas distintas: nascente, médio curso e baixo curso (Figura 1). A região próxima a nascente tem sua produção primária diminuída devido ao sombreamento causado pela vegetação ciliar que contribui fornecendo material orgânico alóctone e o substrato é composto por pedras e cascalhos. A relação produção/respiração (P/R) é menor do que 1, a diversidade de organismos é baixa e normalmente predominam organismos bentônicos coletores e fragmentadores ou retalhadores (que se alimentam do material alóctone não particulado).

O médio curso é uma região de transição que possui a taxa de sedimentação semelhante à taxa de remoção de matéria orgânica e nutrientes do substrato. A relação produção/respiração é aproximadamente igual a 1, isto é, a produção autóctone é semelhante à alóctone. Ocorre uma maior variabilidade do substrato, propiciando o aumento da diversidade e modificação da comunidade bentônica: domínio de coletores e pastadores.

A terceira região (baixo curso) é caracterizada por apresentar maior profundidade e fluxo reduzido, permitindo o depósito de silte e argila. Há predomínio de organismos bentônicos coletores e a diversidade diminui novamente.

Figura 1 - Relação entre ordem do canal e diferenças na estrutura e função das comunidades em sistemas lóticos. Retirado de Calijuri e Bubel (2006).

No entanto, a compreensão dos processos que regulam a estrutura das comunidades e as características do rio em cada uma dessas dimensões espaciais foi alvo de intensa discussão teórica e metodológica na década de 1980 pelos autores Minshall et al. (1985); Statzner e Higler (1985).

Segundo os autores, essa teoria é aplicável apenas para ambientes que não sofreram nenhum tipo de ação antrópica, já que, os aportes pontual (efluentes industriais e domésticos) e difuso (agricultura) podem perturbar o equilíbrio desse sistema e desviá-lo do modelo geral.

Outro aspecto discutido foi a relação entre a variabilidade de fatores ambientais e a diversidade de organismos. Segundo Statzner e Higler (op. cit.), o médio curso de um rio não possui maior diversidade de organismos devido a maior variabilidade de fatores

ambientes, mas sim, devido ao fato de se encontrar em uma região de transição entre o alto e o baixo curso, podendo ocorrer sobreposição de espécies.

Segundo Statzner e Higler (1985), as maiores forças de atuação na distribuição espacial dos invertebrados bentônicos são as características hidráulicas do rio, tais como, velocidade de corrente, rugosidade do canal, profundidade, declividade e raio hidráulico.

Além disso, Ward e Stanford (1983) descreveram um modelo para prever a recomposição de rios com represamentos ao longo de seu curso. De acordo com esses autores, represamentos perturbam o gradiente de um rio, produzindo uma mudança longitudinal das variáveis analisadas usualmente. Essa mudança é denominada de “Descontinuidade Serial”. Posteriormente em 1995, esses autores levaram em consideração as interações entre o rio e sua planície de inundação. Para Sabater, Armengol e Sabater (1989), a teoria da Descontinuidade Serial pode ser utilizada para medir as variações ocasionadas por outros tipos de intervenções antrópicas como poluição, “inputs” de tributários e autodepuração.

Segundo Margalef (1983) estudos em microbacias demonstraram a dependência entre a composição física e química das águas dos rios e as características de seu entorno, enfatizando a tendência de mineralização e estabilização da composição química a medida que aumenta a superfície drenada. Tais microbacias apresentam um considerável aporte de materiais aos rios.

Levando-se em consideração a freqüente entrada de materiais e seu carreamento dentro dos sistemas lóticos, Elwood et al. (1983), propuseram a teoria de “Espiral de Nutrientes”. Esse conceito considera que a ciclagem dos nutrientes em um rio possui a forma de um espiral, pois o transporte horizontal impossibilita tal ocorrência em ciclos. O padrão de espirais pode servir como parâmetro de eficiência e estabilidade do ecossistema.

Junk, Bayley e Sparks (1989), sugeriram com o conceito de “Pulso de Inundação” que estes pulsos são uma das principais funções de forças em rios. Nesse caso, a biomassa animal presente no rio dependeria direta ou indiretamente da produção das planícies de inundação e não do material transportado das regiões superiores. Nesse contexto, o “Pulso de Inundação” foi definido pelos autores para grandes bacias hidrográficas que possuem áreas alagáveis e que não tenham sofrido ação antrópica, o que dificulta a utilização desse conceito, visto que a maioria das bacias já sofreram algum tipo de impacto.

Mais recentemente, outros conceitos foram elaborados na tentativa de melhor compreender a dinâmica dos rios e sistemas aquáticos continentais. Montgomery (1999), com o conceito de “Domínio de Processos”, enfatiza a influência dos processos geomórficos na variabilidade espacial e temporal dos sistemas aquáticos. Tal influência gera uma perturbação no ambiente afetando as comunidades ali presentes. Essa idéia serviu como base para a elaboração do conceito de “Descontinuidade de Ligação” proposto por Rice,

Grenwood e Joyce (2001) em que os autores sugerem que o aporte de tributários no canal principal do rio promove alterações na diversidade de habitats, afetando a distribuição das comunidades.

A utilização de comunidades na determinação da “saúde ambiental” pode ser entendida como uma ferramenta através da qual é possível estabelecer práticas adequadas para diferentes atividades, visando, por exemplo, a manutenção da qualidade dos recursos hídricos. Nesse sentido, Câmara (2004), descreve a microbacia hidrográfica como uma unidade geomorfológica natural adequada para a qualificação de possíveis impactos, já que, tais áreas são sensíveis a qualquer tipo de modificação do meio.

Ainda segundo esta autora (op. cit.), o monitoramento da qualidade da água como indicador da “integridade” de uma determinada microbacia deve constar da associação de parâmetros físicos e químicos com as respostas biológicas aos impactos do ambiente.

Estudos que visam o monitoramento biológico consistem na observação de determinada comunidade frente às características apresentadas pelo sistema em que está inserida por um longo período de tempo, buscando determinar se o sistema em questão está favorável à vida. Entretanto, estudos que possuem um período pré-determinado de tempo são denominados avaliações, e apontam as condições ambientais do sistema naquele momento. Nesse sentido, a utilização de comunidades biológicas em avaliações ambientais é extremamente importante, pois estas podem refletir as alterações ocorridas no local anteriormente.

Segundo Whitfield (2001), a amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica. Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas, demonstrando os efeitos dos diferentes agentes causadores de impactos e fornecendo uma medida agregada dos mesmos (¹BARBOUR et al., 1999 apud Goulart e Callisto, 2003).

Datam do começo do século XX, estudos que visam a preservação da vida aquática e a utilização de organismos indicadores da qualidade de água.

Segundo Junqueira et al. (2000), o primeiro método para a utilização de bioindicadores na determinação da qualidade de água foi proposto por Kolkwitz e Marsson em 1902, e, estes observaram mudanças na biota de rios da Europa, principalmente, em relação às concentrações de matéria orgânica e oxigênio dissolvido na água. Tal método foi denominado sistema saprobiótico e classifica a qualidade da água em sete níveis de

¹ 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.. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water; Washington, D.C.

saprobidade, determinando numericamente os limites de tolerância dos organismos frente à poluição orgânica.

Atualmente, a comunidade bentônica tem sido amplamente utilizada como bioindicadora na complementação de estudos de qualidade de água, principalmente em estudos de rios. Os Protocolos de Avaliação Rápida (RAP) representam uma abordagem moderna para o tradicional uso de indicadores biológicos para determinar a saúde ambiental, caracterizando-se como uma alternativa complementar na determinação da qualidade ambiental.

Muitos RAP incluem alguma medição baseada em tolerâncias ambientais estabelecidas de organismos, tais como, o índice biótico acima citado (MOULTON, 1998). Em países desenvolvidos na Europa e América do Norte, o uso de indicadores bentônicos para a determinação da qualidade da água é amplamente utilizado há alguns anos.

Um dos métodos de avaliação mais utilizados ultimamente é o *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP). Este método muito conhecido na literatura utiliza a identificação dos organismos bentônicos ao nível taxonômico de família e estabelece uma pontuação para cada grupo ou score de 1 a 10 (JUNQUEIRA et al, 2000).

No Brasil, os estudos realizados em sistemas lóticos utilizando a comunidade bentônica como bioindicadora são cada vez mais comuns, a exemplo dos trabalhos elaborados por Callisto, Moreno e Barbosa (2001) e Pompeu, Alves e Callisto (2005). Também pode-se citar trabalhos internacionais como os de Rice, Greenwood e Joyce (2001), Tullos e Neumann (2006) entre outros.

Barbosa, Callisto e Galdean (2001) afirmaram que os efeitos registrados na biota, usualmente representam o estágio final de degradação e poluição dos corpos de água sendo assim, um importante indicador da saúde desses ecossistemas.

Segundo Callisto, Gonçalves e Moreno (2005), organismos bioindicadores são aqueles cuja presença, quantidade e distribuição indicam a dimensão dos impactos ambientais em um corpo de água e sua bacia de drenagem. A utilização de tais organismos como ferramenta permite uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes poluidoras, possibilitando a elaboração de um controle de qualidade.

Rosenberg e Resh (1993) ressaltaram que os organismos bentônicos são frequentemente utilizados como bioindicadores de qualidade de água pelo fato de serem relativamente estáveis no tempo e no espaço, podendo então refletir as mudanças ocorridas no ecossistema. Além disso, podem ter sua distribuição (composição das espécies e abundância total) afetada por vários tipos de distúrbios, permitindo a sua utilização como indicadores nos ecossistemas aquáticos doces, marinhos e estuarinos (GIBSON et al., 2000).

Rice, Greenwood e Joyce (2001) em estudo de caso em dois rios no Canadá, verificaram que a entrada de tributários (água ou sedimento) provocou variações físicas nesses ecossistemas que podem ter sido responsáveis por mudanças na distribuição da comunidade de macroinvertebrados ali analisados.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency – Usepa) recomenda a utilização de organismos bioindicadores em conjunto às informações sobre a qualidade da água (variáveis físicas e químicas) e descreve algumas vantagens e desvantagens da adoção de um programa de biomonitoramento ambiental, tais como as descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Vantagens e dificuldades a serem consideradas em estudos de biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos.

VANTAGENS	DIFICULDADES A SEREM CONSIDERADAS
<ul style="list-style-type: none"> • Grande número de espécies oferece um espectro de respostas às perturbações. • Comportamento sedentário de muitas espécies permite análise espacial dos efeitos de perturbações. • Ciclos longos de vida permitem uma análise temporal das perturbações regulares ou intermitentes. • Amostragens e análises podem ser realizadas com equipamentos simples e de pequeno custo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Amostragens quantitativas requerem muitas amostras, aumentando o esforço amostral. • Outros fatores além da qualidade da água podem afetar a distribuição e abundância dos organismos. • Certos grupos ainda não são bem conhecidos taxonomicamente (em especial, no Brasil) • Organismos não são sensíveis a algumas perturbações, como, patógenos humanos e pequenas quantidades de certos poluentes.

Os organismos denominados macroinvertebrados bentônicos (do grego benthos, referente a profundo) caracterizam-se por habitar o sedimento dos corpos de água tanto continentais como oceânicos. Dentre os continentais, predominam as larvas de insetos, anelídeos (oligoquetos), gastrópodes e crustáceos, todos esses com tamanho de corpo maior que 0,5 mm (CALLISTO; GONÇALVES; MORENO, 2005).

A composição, variabilidade espacial e diversidade de espécies da comunidade bentônica é particularmente importante no que remete aos processos de troca de energia devido a sua posição intermediária entre os componentes água e sedimento (LOHRER; THRUSH; GIBBS, 2004). Além disso, a fauna bentônica representa a principal ligação entre os produtores primários e secundários presentes nos corpos de água (RAFFAELLI, 1999).

Em relação à tolerância frente às adversidades ambientais (poluição orgânica), Callisto, Moretti e Goulart (2001) classificaram os macroinvertebrados bentônicos em três grupos principais: organismos sensíveis ou intolerantes, organismos pouco sensíveis e organismos resistentes. O primeiro grupo abriga principalmente representantes das ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), caracterizados por possuir necessidade de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água e de serem

encontrados em ambientes com alta diversidade de habitats e microhabitats. Frequentemente, esses organismos habitam regiões onde há predomínio de pedras e cascalhos. O segundo grupo é formado por insetos aquáticos (algumas famílias de Diptera, e principalmente representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera) e outros invertebrados, incluindo moluscos, bivalves. Existe menor necessidade quanto a altas concentrações de oxigênio dissolvido, e de grande diversidade de habitats e microhabitats. O terceiro grupo, formado por organismos tolerantes ou resistentes, é constituído principalmente por larvas de Chironomidae e outros Diptera e pela classe Oligochaeta, particularmente pela família Tubificidae. Estes organismos são capazes de viver em condição de anóxia por várias horas, além de serem detritívoros (se alimentam de matéria orgânica depositada no sedimento). Tanto os Oligochaeta quanto os Chironomidae (Diptera) são organismos de hábito fossorial e, normalmente, são encontrados em regiões com predomínio de argila e outros sedimentos finos; devido a isso não possuem nenhum tipo de exigência quanto à diversidade de habitats e microhabitats.

É importante ressaltar, que tal classificação leva em consideração aspectos gerais de cada grupo e que existem exceções. A classificação dos organismos em níveis taxonômicos mais específicos garante uma maior confiabilidade nos resultados.

As estratégias de alimentação são outros traços que podem refletir a adaptação das espécies em relação às condições que o ambiente apresenta. A distribuição dos macroinvertebrados bentônicos nos sistemas lóticos está intimamente ligada a disponibilidade de alimento (CALLISTO; MORENO; BARBOSA, 2001 e TOMANOVA; GOITIA; HELESIC, 2006).

Em regiões de cabeceira ou microbacias, quando a vegetação ripária encontra-se presente, contribui como fonte de energia autóctone e faz com que a proporção de matéria orgânica particulada grossa (CPMO) seja maior que a proporção de matéria orgânica particulada fina (FPMO). Este fato faz com que o grupo funcional dominante seja representado pelos fragmentadores.

Já nas regiões à jusante, ou bacias hidrográficas, a vegetação encontra-se mais espaçada e a energia do sistema provém, principalmente, de origem autóctone e do fluxo dos outros tributários. A proporção FPMO torna-se maior que a de CPMO, favorecendo o predomínio de organismos filtradores, coletores, raspadores e predadores.

Assim, a ampla diversidade de habitats e hábitos de macroinvertebrados bentônicos favorece a utilização destes como importante ferramenta para a determinação da qualidade de água em rios e córregos.

Trabalhos referentes a impactos antrópicos na dinâmica dos macroinvertebrados em rios e lagos brasileiros, revelam que suas principais causas são: o desmatamento, o assoreamento, a entrada de substâncias advindas da agricultura, a mineração, o

represamento e o despejo de efluentes domésticos e industriais (ROQUE, 2000). Essas atividades acarretam principalmente, o aumento de material em suspensão, o acúmulo de materiais finos no sedimento, o aumento na concentração de matéria orgânica disponível e conseqüentemente, a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido.

Callisto e Moreno (2006) em estudo em uma reserva urbana no sudeste do Brasil, verificaram o predomínio de Oligochaeta e Chironomidae (Diptera), organismos considerados tolerantes e indicadores de altos níveis de trofia, nos rios analisados. Entretanto, Baptista et al. (1998), em um rio costeiro de Mata Atlântica, verificaram grande presença de organismos como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), indicando boa qualidade de água.

Trivinho-Strixino e Queiroz (2004) verificaram grande distinção entre a comunidade de macroinvertebrados encontrados no rio São Francisco a montante e a jusante das cidades de Petrolina e Juazeiro. A montante dessas cidades foram encontrados organismos representantes de boa qualidade de água (EPT) devido, principalmente, a não interferência do perímetro urbano nesse ecossistema. Porém, a jusante, foi registrada uma modificação na composição da comunidade bentônica, sendo predominantes organismos mais tolerantes como Gastropoda, Oligochaeta e Chironomidae (Diptera).

Pagliosa e Barbosa (2006), em uma área protegida e outra urbanizada no sul do Brasil, verificaram uma notável diferença entre os ambientes tanto em relação às características físicas e químicas da água e do sedimento quanto em relação a caracterização biológica. Os autores salientaram ainda que o estudo da fauna e das variações ambientais nas áreas urbanas e nas áreas protegidas indica que a compreensão da interação água-sedimento-comunidade biológica serve como chave para construção de modelos preditivos que servirão para a elaboração de estratégias de prevenção e mitigação de impactos ambientais causados por atividades antrópicas.

Esses estudos demonstram a ação da atividade humana sobre a comunidade bentônica de rios e outros corpos de água doce, enfatizando a importância de um programa de biomonitoramento para conservação dos ecossistemas aquáticos continentais.

Análises físicas e químicas nos corpos aquáticos podem demonstrar as condições imediatas dos ecossistemas, assim, é necessário que estas análises sejam complementadas por dados biológicos, para que se possa obter uma avaliação mais segura da qualidade da água. Utilizando-se de estudos bioecológicos paralelos à análises físicas e químicas das águas, é possível avaliar com maior precisão o grau de eutrofização ou contaminação de um corpo de água e os danos decorrentes desses processos (TRIVINHO-STRIXINO; QUEIROZ, 2004).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de estudo

5.1.1 A bacia do Ribeira de Iguape

A bacia do rio Ribeira de Iguape é composta por 23 municípios totalizando uma população de 358.565 habitantes (aproximadamente 65% são moradores da zona rural). É denominada por Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos 11 (UGRHI-11) (Figura 2). Está localizada na região sul do estado de São Paulo e leste do estado do Paraná, entre as latitudes 23°50' e 25°30' e longitudes 46°50' e 50°00' e abrange uma área de aproximadamente 25.000 Km², dos quais 17.000 Km² pertencem ao estado de São Paulo (CETESB, 2005). Situada entre as regiões metropolitanas de São Paulo e Curitiba, das quais incorpora parcelas, a bacia do Ribeira de Iguape abriga, na maior parte, cidades de pequeno porte com destaque para Registro, Iguape, Apiaí, Juquitiba; Cajati, Jacupiranga e Parquera-Açú, na parte paulista, e Rio Branco do Sul, na paranaense (CETESB, 2005). As principais atividades econômicas da região estão baseadas na agricultura, pesca, indústria alimentícia e mineração, sendo esta última a de maior impacto no ambiente.

A bacia do rio Ribeira de Iguape, representa uma região ecologicamente importante por conter grande área remanescente da Mata Atlântica, entretanto, encontra-se sob contínuo processo de degradação em virtude do acelerado crescimento urbano, desmatamento para a agricultura ou, ainda, estabelecimento de atividade industrial. Como consequência, os habitats naturais podem ficar seriamente comprometidos ou mesmo deixarem de existir, resultando em danos a populações inteiras de diversas entidades biológicas, inclusive de macroinvertebrados bentônicos.

Apesar da grande riqueza natural, a região do Vale do Ribeira é considerada a mais pobre do estado, apresentando altas taxas de mortalidade infantil e doenças de veiculação hídrica, reflexos da baixa qualidade de vida dessa população, das relações de produção desfavoráveis, da fragilidade da base econômica e da carência das assistências médicas e sanitárias.

Figura 2 – Localização da área de estudo. Destaque para a região do Vale do Ribeira e município de Jacupiranga.

5.1.2 O município de Jacupiranga.

Dentro do sistema Ribeira de Iguape, foi escolhida para a realização deste estudo, a microbacia do rio Canha pertencente ao município de Jacupiranga – na região do baixo Ribeira do Iguape.

O município de Jacupiranga, segundo dados do IBGE (2007) abrange uma área de 708 Km². A população local corresponde a 16.112 habitantes (aproximadamente, 61% na área urbana). O esgoto coletado é tratado em sistema de tratamento por lagoas de estabilização antes de serem lançados no rio Jacupiranga, considerado como classe 2. Sua hidrografia é composta principalmente pelos rios Jacupiranga, Guaraú e Canha. A economia baseia-se na agricultura, principalmente com a cultura de banana, mandioca e milho e na pecuária além de outras atividades de menor destaque como o artesanato (CETESB, 2005).

O rio Canha é um afluente da margem direita do rio Jacupiranga e possui aproximadamente 28,767 km de extensão (Figura 3). Nasce a partir da junção de pequenos tributários na região da Serra de Pariquera-Açú (latitude: 24°52'07"S; longitude: 47°57'55"W), percorre regiões de mata fechada e plantações de banana, atravessa bairros

da zona rural do município de Jacupiranga, e deságua no rio Jacupiranga próximo a Estação de Tratamento de Esgoto desse município (latitude: 24°41'18"S; longitude: 47°59'44"W).

Segundo a CETESB (2005) o rio Canha pertence a classe 2 (pois não recebeu enquadramento até o presente momento), pode ser considerado como microbacia por não passar de 5ª ordem e na maior parte de sua extensão, apresenta-se bem preservado. Os primeiros pontos (nascente) encontram-se circundados pela mata ciliar, na parte intermediária do rio a mata ciliar foi retirada para a plantação de banana e a região onde este deságua no rio Jacupiranga encontra-se no perímetro urbano desse município, apresentando as maiores modificações no ambiente.

5.2 Amostragem

As amostragens da água foram realizadas em oito estações de coleta ao longo do eixo longitudinal do rio com diferentes usos e ocupação de sua margem (Figura 4). As coletas foram feitas na sub-superfície, ou seja, aproximadamente, 10 cm abaixo da lâmina de água.

As coletas de sedimento foram realizadas em todas as estações amostrais diretamente do rio e armazenadas em potes plásticos, de forma a traçar um transecto no leito (margem direita, centro e margem esquerda).

A análise da comunidade bentônica foi realizada em quadruplicata, em cinco das oito estações amostrais coletadas para água e sedimento, a fim de minimizar o esforço amostral.

As amostragens de água, sedimento e comunidade biológica foram realizadas em duas etapas temporais, Janeiro (16.01) e Abril (23.04) de 2007 (consideradas, nesta pesquisa, como chuva e seca, respectivamente), com duração de um dia. As estações amostrais localizam-se em pontos considerados estratégicos, como por exemplo: proximidade da nascente, antes e após a sua passagem por bairros pertencentes ao município, antes do rio desaguar no rio Jacupiranga, entre outros.

Figura 3 – Hierarquização da hidrografia da microbacia do rio Canha com as estações de coleta e o sistema viário da região. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa - Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.

Figura 4 – Uso e ocupação do solo na microbacia do rio Canha com as estações de coleta e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa -Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.

A seguir, observa-se uma breve descrição das estações amostrais. Estas foram agrupadas segundo semelhanças verificadas em campo (nascente, médio e baixo curso). Todas as estações apresentaram profundidade média inferior a 1m, inclusive na época de maior precipitação (janeiro), o que caracteriza um rio de pequeno porte. A localização geográfica foi obtida através de GPS (*Global Positioning System*) e encontra-se descrita na Tabela 3.

Tabela 3 – Localização geográfica (GPS) das oito estações amostrais no rio Canha, município de Jacupiranga-SP.

ESTAÇÃO	LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA
1	24°52'07"S 47°57'55"W
2	24°50'56"S 47°57'55"W
3	24°50'05"S 47°57'37"W
4	24°47'09"S 47°58'20"W
5	24°46'20"S 47°58'54"W
6	24°44'01"S 47°59'36"W
7	24°41'48"S 47°59'48"W
8	24°41'18"S 47°59'44"W

Estações 1, 2, e 3 (Nascente)

Estão localizadas na Serra de Pariquera-Açú, possuem mata ciliar preservada e acesso dificultado (Figura 5). A estação 1 apresenta dossel fechado que resulta em sombreamento do canal do rio, além disso, nesta região o rio Canha é considerado de 2ª ordem. Já as estações 2 e 3 localizam-se em um trecho de 3ª ordem e, portanto, possuem canal mais largo e dossel mais aberto que permite a entrada de radiação solar.

Estações 4, 5 e 6 (Médio curso)

Localizadas na porção intermediária do rio, apresentam maior influência de atividade antrópica e margens desmatadas para a inclusão de bananicultura (Figura 6). Há uma pequena faixa de mata nas margens, porém, não é respeitado o limite de 30 m de área de proteção permanente (para cursos de água com largura inferior a 10m) estabelecido pelo Código Florestal (BRASIL, 1965). Nessas estações é possível observar sinais de assoreamento, devido principalmente ao desmatamento para a cultura de banana. Em tais áreas, frequentemente foram observados funcionários das fazendas de banana lavando materiais como recipientes de fertilizantes e, possivelmente, agrotóxicos nas águas do rio Canha, podendo gerar ainda mais impactos no corpo de água, sendo necessária maior fiscalização dos órgãos competentes na intenção de reprimir tais atividades. As três

estações de amostragem acima citadas encontram-se em locais do rio Canha considerados de ordem 5.

Estações 7 e 8 (Baixo curso)

Estações amostrais mais a jusante, estão localizadas na zona rural do município de Jacupiranga, e possivelmente, recebem efluentes domésticos clandestinos de forma difusa, o que pode gerar alterações nos compartimentos água e sedimento e também na comunidade biológica (Figura 7). A estação 7 está localizada sob ponte da rodovia SP-222 que liga o município de Jacupiranga ao município de Pariquera-Açú. A estação 8 encontra-se bem próxima a Estação de Tratamento de Esgoto do município de Jacupiranga; tal efluente é lançado no rio Jacupiranga, logo após a confluência com o rio Canha. Assim como as estações 4, 5 e 6, nesta região o rio Canha é considerado de 5ª ordem.

É importante ressaltar que entre as estações 6 e 7 existe um ponto de captação de água para abastecimento do município de Jacupiranga gerenciado pela SABESP. Tal ponto não foi inserido nas estações amostradas devido a dificuldade de acesso ao local, já que, a entrada deste localizava-se dentro de uma propriedade privada.

Figura 5 – Estações 1, 2 e 3 respectivamente, localizadas na microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga-SP.

Figura 6 – Estações 4, 5 e 6, respectivamente, localizadas na microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga-SP.

Figura 7 - Estações 7 e 8, respectivamente, localizadas na microbacia do rio Canha, município de Jacupiranga-SP.

5.3 Características Geomorfológicas

Para a caracterização da microbacia do rio Canha fez-se uso da base de dados (altimetria e hidrografia) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), escala 1:50.000. Foram realizados os trabalhos de vetorização da base citada acima, criando-se a base cartográfica digital em mesma escala, na Projeção UTM 22 – Hemisfério Sul, *datum* SAD 1969. Tais trabalhos foram realizados pelo Laboratório de Sistema de Informações Geográficas, Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa, o qual realizou trabalho de campo para verificar e corrigir os limites das unidades fisiográficas.

Tais unidades foram delimitadas com base no modelo digital de elevação hidrologicamente consistente, no mapa de solos, escala 1:500.000 (Instituto Agrônomo de Campinas, 1999).

Segundo Villela e Mattos (1975), é possível estabelecer uma estreita relação entre o regime hidrológico e as características físicas de uma bacia, e portanto, seu estudo é de grande utilidade.

A partir da base cartográfica digital, foram calculadas a área da microbacia do rio Canha, o comprimento do curso principal e o perímetro, além dos demais dados para o cálculo dos índices geomorfológicos.

5.3.1 *Índice de Forma – Coeficiente de compactidade*

A forma da bacia é de grande importância, pois interfere no tempo em que o escoamento superficial leva para atingir a saída desta bacia. Segundo Villela e Mattos (1975) o índice de forma é calculado pela relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de mesma área segundo a expressão:

$$Kc = (0,28 \times P) \div \sqrt{A} \quad (1)$$

K = índice de forma

P = perímetro da bacia (Km)

A = área da bacia (Km²)

Este índice é um número adimensional e pode variar conforme a bacia, quanto mais irregular for a bacia, maior será seu índice.

5.3.2 *Relação de Relevo*

A declividade influencia diretamente a velocidade em que o escoamento superficial atinge o leito de canal principal. Correlaciona a diferença altimétrica da bacia (ponto mais alto e ponto mais baixo) com sua maior dimensão. A fórmula obtida por Schumm (1956) está descrita em Gordon, McMahon e Finlayson (1994):

$$Rr = Gd \div l \quad (2)$$

Rr = relação de relevo (m.Km⁻¹)

Gd (Gradiente da bacia) = diferença entre a maior e menor altitude da bacia em metros

l = comprimento máximo medido paralelamente ao canal principal medido em Km

5.3.3 *Relação de Elongação*

Segundo descrito em Gordon, McMahon e Finlayson (1994), Morisawa (1958) determinou que a Relação de Relevo dada por Schumm (1956) é melhor expressada pela Relação de Elongação. Esta é a relação entre o diâmetro de um círculo de mesma área que a bacia em questão e seu maior comprimento (medido paralelamente a linha principal de drenagem). Expresso pela fórmula:

$$Re = d \div l \quad (3)$$

Re = relação de elongação

d = diâmetro do círculo de área igual a da bacia (Km)

l = maior comprimento (Km)

5.3.4 Densidade Hidrográfica

Segundo descrito em Domingos (2002), a densidade hidrográfica correlaciona o número de rios e a área da bacia hidrográfica, comparando a quantidade de cursos de água existentes em uma área de tamanho padrão. É expresso em número de canais/Km², e obtido pela expressão:

$$Dh = N \div A \quad (4)$$

Dh = densidade hidrográfica (número de canais/Km²)

N = número total de rios ou cursos de água

A = área da bacia considerada (km²)

5.3.5 Densidade de Drenagem

Representa o grau de desenvolvimento do sistema e fornece uma indicação da eficiência de drenagem da bacia. Segundo Gordon, McMahon e Finlayson (1994), uma determinada bacia de drenagem com alto valor de densidade de drenagem é caracterizada por estreita rede de corpos de água com pequenos comprimentos e declive acentuado. Ainda segundo esses autores, é obtido pela expressão:

$$Dd = L \div A \quad (5)$$

Dd = densidade de drenagem

L = comprimento total dos cursos de água da bacia (Km)

A = área da bacia considerada (Km²)

5.3.6 Ordem dos canais

É uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação do curso de água principal de uma bacia. Tal classificação, denominada por método de Strahler, considera de primeira ordem os canais que não possuem tributários, mesmo sendo nascentes dos rios principais e afluentes. Os canais de segunda ordem são os que se originam da confluência de dois canais de primeira ordem; os canais de terceira ordem originam-se da confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e de primeira ordem sucessivamente (GORDON; MCMAHON; FINLAYSON, 1994).

5.4 Variáveis climatológicas

Os dados de temperatura do ar e precipitação foram obtidos através de três estações climatológicas presentes na área em estudo. Duas delas foram instaladas pelo Projeto Temático (número do processo 02/13449-1): uma no município de Cajati (24°42'32"S e 48°5'5"W) e outra no município de Pariqueira-Açú (24°43'21,3"S e 47°53'26,8"W). Essas estações entraram em funcionamento no dia 24 de maio de 2006. A terceira estação

climatológica já estava instalada e encontra-se sob responsabilidade do Ciiagro – Centro Integrado de Informações Agrometereológicas (24°41'S e 48°00'W). Esta última estação também forneceu os dados para a elaboração da série temporal de precipitação (2000-2006).

A precipitação foi obtida através do método de Thiessen, que consiste em atribuir um fator de peso aos totais precipitados registrados em cada uma das estações relacionado -os à área de influência de cada uma. A área de influência de cada estação foi determinada a partir de mapas georeferenciados da bacia em estudo, com a localização geográfica das estações climatológicas. Tais estações foram unidas por retas, em seguida, foram traçadas suas mediatrizes formando polígonos. Os lados dos polígonos são os limites das áreas de influência de cada uma das estações (Figura 8).

Assim, a precipitação média foi calculada através da média ponderada entre a precipitação registrada por cada uma das estações climatológicas e sua respectiva área de influência pela expressão:

$$Pm = \left\langle \sum Pi \times Ai \right\rangle \div At \quad (6)$$

Pm = precipitação média (mm)

Pi = precipitação registrada na estação i (mm)

Ai = área de influência da estação i (km²)

At = área total da bacia

Figura 8 – Representação do polígono de Thiessen com as três estações climatológicas (Pariquera-Açu, Cajati e Cuiagro) e suas respectivas áreas de influencia na microbacia do rio Canha.

A temperatura média do ar foi calculada através da média aritmética das três estações climatológicas.

Para uma melhor visualização da distribuição espacial dos dados de precipitação média e temperatura média do ar, estes foram submetidos a técnicas estatísticas de estimativas de continuidade espacial no sentido de prever tais valores em áreas não amostradas.

Essas técnicas são denominadas krigagem, e são definidas como estimadores lineares a partir de uma dada informação disponível em relação a posições desconhecidas (Brooker, 1979).

A krigagem, método consagrado de para estimativa de pontos não amostrados, pode ser dividida em krigagem simples ou ordinária, sendo esta última mais utilizada na abordagem de dados ambientais. Segundo Armstrog (1998), a krigagem ordinária pode ser obtida

através da fórmula: $Z \times Ko(xo) = \sum \lambda_i \times z(x_i)$ (7) onde os ponderadores λ_i ; $i=1; n$ são obtidos de um sistema linear de equações. Tal técnica foi efetuada através do Programa *GeoMedia Professional 6.0* que realizou a interpolação dos dados referentes a 15 dias antes da data de realização de coleta de dados nas estações de chuva e seca.

5.5 Variáveis hidrológicas

5.5.1 Velocidade de escoamento e vazão

Foram realizadas medições das velocidades de escoamento (m/s) e vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) segundo metodologia de Righetto (1998) nas estações de amostragem 1, 4 e 8: próximo a nascente, em uma região intermediária e próximo ao encontro com o rio Jacupiranga.

5.6 Variáveis físicas e químicas

As amostras de água e sedimento coletadas foram transportadas ao laboratório de campo para análise, filtração e preservação até serem transportadas ao laboratório Biotace, EESC, USP.

5.6.1 Compartimento água

5.6.1.1 Temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e turbidez.

Medidas de temperatura da água, oxigênio dissolvido e potencial hidrogeniônico (pH) foram feitas diretamente em campo com auxílio de multisonda paramétrica (*Yellow Springer*, 556 MPS) e as medidas de condutividade e turbidez foram feitas com auxílio de condutivímetro e turbidímetro de bancada e, realizadas em laboratório montado em campo. A unidade e o método utilizado estão representados na Tabela 4.

Tabela 4 - Métodos de determinação das variáveis: oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, condutividade e turbidez.

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO
Temperatura	°C	Potenciométrico
Oxigênio Dissolvido	$\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	Potenciométrico
pH	-	Potenciométrico
Condutividade Elétrica	$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$	Potenciométrico
Turbidez	NTU	Potenciométrico

5.6.1.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

As amostras foram coletadas em frasco âmbar com volume aferido e levadas ao laboratório de campo onde foi realizada a primeira leitura de oxigênio dissolvido (OD). A DBO, na coleta de Janeiro/2007 foi realizada pelo teste do quinto dia com auxílio de um oxímetro (método 5210B). Porém, para uma melhor confiabilidade dos dados, em Abril/2007, foi medido o oxigênio dissolvido segundo método 4500-C (Modificação pela

Azida) descrito em *American Public Health Association* (APHA, 1999) e, posteriormente foi calculada a DBO₅. A concentração foi expressa em mg.L⁻¹.

5.6.1.3 Alcalinidade

Para a determinação da alcalinidade foi utilizado o método 2320B -4d descrito em APHA (1999) e seus valores foram expressos em meq.L⁻¹.

Os dados de alcalinidade, associados com os de pH, condutividade elétrica e temperatura da água foram utilizados para calcular as formas de carbono (CO₂ total, CO₂ livre, HCO₃⁻, CO₃²⁻ e C-inorg) segundo Mackereth, Heron e Talling (1978).

5.6.1.4 Sólidos suspensos

Para a determinação dos sólidos suspensos (mg.L⁻¹), as amostras foram filtradas em campo, com filtro Milipore – AP40 de 47 mm de diâmetro e 0,8 a 8 µm de poro. Foi utilizado o método gravimétrico 2540-D e E (APHA, 1999).

5.6.1.5 Nutrientes dissolvidos

Para análise de nutrientes dissolvidos, as amostras foram filtradas com filtro Whatman - GFC de 47 mm de diâmetro e 1,2 µm de poro, e o filtrado armazenado em freezer a temperatura de 18°C negativos. A partir do filtrado, foram determinadas no laboratório Biotace –EESC, as variáveis: nitrito, nitrato, ortofosfato e silicato. As unidades, os métodos e as referências bibliográficas estão representadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Métodos de determinação dos nutrientes dissolvidos analisados na microbacia do rio Canha.

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Nitrato	mg.L ⁻¹	4500-B/espectrofotométrico	APHA (1999)
Nitrito	mg.L ⁻¹	4500-B/espectrofotométrico	APHA (1999)
Ortofosfato	mg.L ⁻¹	4500-E/espectrofotométrico	APHA (1999)
Silicato	mg.L ⁻¹	Espectrofotométrico	Golterman, Clyno e Ohnstad (1978)

5.6.1.6 Nutrientes Totais

As amostras para nutrientes totais (nitrogênio Kjeldahl e fósforo total) e nitrogênio amoniacal foram obtidas sem filtração e também congeladas (-18°C) para posterior análise em laboratório. As unidades, os métodos e as referências bibliográficas estão representadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Métodos de determinação dos nutrientes totais e nitrogênio amoniacal analisados na microbacia do rio Canha.

VARIÁVEIS	UNIDADE	MÉTODO	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Nitrogênio Amoniacal	mg.L ⁻¹	4500-C	APHA (1999)
Nitrogênio total (Kjeldahl)	mg.L ⁻¹	4500-B	APHA (1999)
Fósforo Total	mg.L ⁻¹	4500-B (item 5)/ espectrofotométrico	APHA (1999)

5.6.2 Compartimento sedimento

Para a análise do compartimento sedimento, foi determinada a fração granulométrica, quantidade de material orgânico e nutrientes (fósforo e nitrogênio totais). As amostras foram coletadas diretamente do rio e armazenadas em potes plásticos de 1 kg para a análise de granulometria e 0,5 kg para análise de matéria orgânica e nutrientes.

5.6.2.1 Nitrogênio Total

A análise de nitrogênio orgânico total (mg.g⁻¹) no sedimento foi realizada segundo método de Kjeldahl (APHA, 1999) e consistiu de duas etapas: digestão e destilação. Para a digestão, pesou-se 3g de amostra, 1,5g de sulfato de potássio, adicionou-se 1mL de sulfato de cobre e 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado deixando no digestor por 1h à 330°C. Para a realização da destilação, acrescentou-se 50 mL de água destilada aos tubos recém saídos do digestor, além de 20 mL de hidróxido de sódio 10N. Nos erlenmeyers que receberam o destilado, foi medido 50 mL de ácido bórico e 5 gotas de indicador rosa, destilando -se até completar 100 mL. Após isso, foi realizada a titulação com ácido sulfúrico 0,02 N.

5.6.2.2 Fósforo Total

A análise do fósforo total (µg.g⁻¹) no sedimento foi realizada segundo método de incineração de Andersen (1976) que consistiu na queima de 0,2 g de amostra seca e 0,5 g de carbonato de sódio em mufla (550°C) durante 1 hora. Posteriormente, esse material foi transferido para um erlenmeyer, adicionando -se 25 mL de HCl 1N e aquecido em chapa até tornar-se amarelo para depois ser transferido a um balão volumétrico de 100 mL para a diluição com água destilada. Após a diluição, foi retirado 5 mL desse material e acrescentado 1 mL de reagente misto para posterior leitura em espectrofotômetro a 800nm.

5.6.2.3 Matéria Orgânica

A análise do material orgânico foi realizada segundo método adaptado de Wetzel e Linkens (2000) onde os cadinhos calcinados foram previamente pesados (P0) para posteriormente serem retirados 5g dessas amostras e secadas em estufa durante 24h a

60°C. Após esse processo, estas foram pesadas em balança analítica (P1) e depois transferidas à mufla para serem calcinadas à 550°C durante duas horas. Finalmente, a amostra foi novamente pesada (P2) a fim de determinar o material orgânico presente na amostra no sedimento. Os valores de matéria orgânica foram expressos em porcentagem (%).

5.6.2.4 Granulometria

A granulometria foi determinada de acordo com metodologia descrita por Nogueira (2005). A determinação da curva granulométrica foi feita através do processo de peneiramento. Tal método é utilizado quando o sedimento é formado por grande parcela de sedimento grosso (menos de 5% do material ultrapassa a peneira de malha mais fina – peneira 200 com malha de 0,075 mm).

Foi realizado peneiramento com 18 peneiras de diferentes números (polegadas: **in**) e malhas (mm) posicionadas em ordem decrescente, conforme a Tabela 7. Todos os dados foram inseridos em planilha que forneceu a fração granulométrica de cada amostra.

Tabela 7 – Relação do número e da malha das peneiras utilizadas na determinação da fração granulométrica do sedimento do rio Canha.

NÚMERO DA PENEIRA (in)	MALHA DA PENEIRA (mm)
2"	50,0
1" 1/2	37,5
1" 1/4	32,0
1"	25,0
3/4	19,0
5/8	15,8
1/2	13,5
3/8	9,52
5/16	8,00
1/4	6,35
4	4,76
10	2,00
16	1,18
30	0,600
50	0,300
100	0,150
140	0,105
200	0,075

5.7 Comunidade biológica

Os organismos bentônicos foram coletados por meio de um coletor do tipo Surber, para análise quantitativa nas estações 1, 3, 5, 6 e 8. Em cada uma dessas estações foram coletadas quatro amostragens sendo, nos pontos 1 e 3 distribuídas aleatoriamente (devido a largura do canal), e nos pontos 5, 6 e 8; duas amostragens em cada margem.

A estação 2 não foi amostrada devido ao fato desta apresentar características muito semelhantes a estação 3, diminuindo assim, o esforço amostral. Já as estações 4 e 7 não foram amostradas pelo fato de apresentarem alterações significativas na paisagem, tais como construção de pontes de concreto, ampliação do eixo transversal do canal e conseqüente diminuição da profundidade do mesmo. Esses locais devem ser evitados, pois não representam o habitat natural da comunidade, apresentando assim, respostas adversas a das outras estações amostradas.

Todo o material coletado foi fixado com formol 4% e, em laboratório, foi realizada a triagem e posterior identificação. Os organismos coletados foram armazenados em recipientes plásticos de 30 ml contendo 10 ml de álcool 70% e identificados com o local e a data da coleta.

A identificação dos insetos aquáticos foi realizada com base na chave taxonômica de McCafferty (1981) e a classificação em gênero foi realizada segundo Trivinho-Strixino e Strixino (1995). Os organismos foram identificados inicialmente ao nível de família e posteriormente, foram feitas lâminas para a análise das larvas de Chironomidae com o objetivo de identificá-los ao nível de gênero.

5.7.1 *Análise numérica dos indivíduos.*

A análise da estrutura da comunidade bentônica foi feita sob aspecto da densidade de organismos, da abundância relativa e da diversidade. Para análise dos *taxa* abundantes e dominantes, foi utilizado o critério descrito por Lobo e Leighton (1986). São consideradas abundantes, as unidades em que a ocorrência for maior que o valor médio do número total de organismos dos *taxa* presentes e, dominantes, aquelas unidades cuja ocorrência supere 50% do número total de organismos da amostra.

Para a análise da freqüência, foi utilizado o critério proposto por Branco (1991), relacionando a ocorrência dos diferentes *taxa* e o número total de amostras. Os *taxa* foram considerados freqüentes quando a freqüência foi $F > 50\%$, comuns quando $10\% < F < 50\%$ e raros quando $F < 10\%$. O cálculo da freqüência foi expresso em porcentagem e obtido pela seguinte equação:

$$F = (Pa \div P) \times 100 \quad (8)$$

Pa = número de amostras em que o *taxa* "a" esteve presente

P = número total de amostras analisadas

A abundância e o número de taxa foram utilizados para calcular o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), pela equação (ODUM, 1988):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \quad (9)$$

$$p_i = n_i \div N$$

n_i = número de indivíduos de cada *táxon*;

N = número total de indivíduos, número total de *táxons* ($\sum n_i$)

S = número de *táxons* da amostra.

5.8 Tratamento dos Dados

A ecologia numérica é capaz de analisar seqüências de dados e descrever sua estrutura, quantificando o grau de associação entre as variáveis e as comunidades biológicas tanto espacialmente como temporalmente. Dentre as análises multivariadas estão análises de agrupamento e ordenação. Os principais métodos de ordenação estabelecem um conjunto de técnicas que dispõem os dados em um ou mais eixos que proporcionam o máximo de informação sobre suas semelhanças ecológicas. As análises de agrupamento, por sua vez, reúnem objetos por reconhecer entre eles certo grau de similaridade (VALLENTIN, 1995).

Nesse sentido, os dados obtidos na presente pesquisa foram submetidos inicialmente à análise estatística de ordenação, Análise Componentes Principais (PCA), para a determinação das variáveis de maior significância do estudo, utilizando-se para este fim, o Programa *Statística 6.0*. Foram consideradas significativas as variáveis que apresentaram cargas (valores) maiores que 0,7 em qualquer um dos eixos (1 e 2) e porcentagem de variância acima de 60%. Esta análise foi realizada para as duas campanhas de amostragens (janeiro e abril) separadamente.

Utilizando-se o mesmo programa, em seguida foi realizada análise estatística de agrupamento (*Cluster*) através do método por aglomeração seqüencial hierárquica. Os escores selecionados pela PCA foram submetidos à análise de agrupamento, no qual as variáveis foram agrupadas quanto ao seu grau de similaridade também nas duas campanhas de amostragem separadamente.

Posteriormente, a partir da análise dos resultados das variáveis físicas e químicas da água e do sedimento do rio Canha foi realizada análise estatística descritiva destes em relação aos dados bióticos obtidos através da comunidade bentônica. A análise utilizada foi a correlação de Pearson (r), que determina o grau e a direção de correlação entre duas variáveis métricas. Para esta análise estatística, a comunidade bentônica foi comparada quantitativamente, ou seja, foram analisados os dados de densidade total de organismos nas estações de coleta em janeiro e abril separadamente. Foram adotados, neste estudo, os

valores maiores ou igual a 0,7 como significativos para correlação de Pearson (r), e, valores os maiores ou igual a 0,5 como significativos para r^2 .

6 RESULTADOS

6.1 Geomorfologia da microbacia

A determinação das características geomorfológicas de uma determinada bacia permite conhecer a variação espacial promovida pelo seu regime hidrológico (VILLELA; MATTOS, 1975).

As características da microbacia do rio Canha estão descritas na Tabela 8 e podem ser melhor visualizadas na Figura 3 (Hierarquização da hidrografia), onde os canais de menor ordem são caracterizados por tons mais suaves e os de maiores ordens por tons mais escuros.

Tabela 8 - Características hidrológicas da microbacia do rio Canha, município de Jacu piranga.

CARACTERÍSTICAS HIDROLÓGICAS			
Área da bacia	127,59 Km ²		
Perímetro da bacia	71,32 Km		
Comprimento do canal principal	28,767 Km		
Nº aproximado de cursos de água	297 cursos de água		
Ordem dos canais	Estação 1 2ª ordem	Estações 2 e 3 3ª ordem	Estações 4 - 8 5ª ordem

A microbacia do rio Canha é composta por 67,50% de formações florestais, 16,30% de áreas com agricultura e 1,50% de áreas urbanas, demonstrando estar ainda bem preservada (Figura 4).

Quanto a geomorfologia da microbacia, o índice de forma (Kc) e a relação de alongação (Re) representam o formato da bacia. Índices menores indicam bacias mais circulares e índices maiores bacias mais irregulares e menos sujeitas a enchentes. No rio Canha, o índice de forma foi de 1,78 e a relação de alongação foi de 0,59. Ambos índices são valores adimensionais e variam conforme as características da bacia.

A densidade hidrográfica (Dh) e a densidade de drenagem (Dd) relacionam, respectivamente, o número de canais com a área da bacia hidrográfica e o comprimento total desses canais em relação a área da bacia referida. Em outras palavras, elas expressam a magnitude da rede hidrográfica, indicando sua capacidade de gerar novos cursos de água em função das características pedológicas, geológicas e climáticas da área. Vale ressaltar que a densidade de drenagem está intimamente ligada com os processos climáticos atuantes na área de estudo, já que estes influenciam o escoamento superficial e o transporte de material.

O valor encontrado de densidade hidrográfica foi de 2,33 canais/km², revelando uma grande capacidade da microbacia do rio Canha de gerar novos canais. Já para a densidade

de drenagem, o valor encontrado foi de $2,35 \text{ km/km}^2$, indicando grande influência do escoamento superficial no sistema lótico estudado.

Domingos (2002) observou, na bacia do rio Betari, valores próximos aos registrados na microbacia do rio Canha, sendo $2,2 \text{ canais/km}^2$ e $2,4 \text{ km/km}^2$ para densidade hidrográfica e de drenagem, respectivamente.

Já a relação de relevo (R_r) estabelece a relação entre a diferença de altitudes máxima e mínima na bacia e o comprimento total do canal principal. O valor obtido foi de $16,74 \text{ m.km}^{-1}$, Domingos (op. cit.) obteve o valor de $45,81 \text{ m.km}^{-1}$ para a relação de relevo na bacia do rio Betari, afirmando que a bacia possui declividade acentuada. Portanto, a microbacia do rio Canha pode ser considerada mais plana e com declividade suave. Este fato pode ser melhor visualizado na Figura 9, onde é possível notar que as estações 1, 2 e 3 localizam-se na região com declividades mais acentuadas (maiores que 47%), caracterizando a nascente do rio Canha. A maior parte da microbacia encontra-se em trecho com menos de 5% de declividade, confirmando o valor obtido pela relação de relevo.

As classes que encontram-se na legenda do mapa de declividade do presente estudo, foram definidas com os seguintes limites em porcentagem, segundo De Biasi (1992):

- < 5% à Limite urbano-industrial, utilizados internacionalmente, bem como em trabalhos de planejamento urbano efetuados pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo e da EMPLASA – Empresa Metropolitana de Planejamento da Grande São Paulo S.A.
- 5 a 12% à Este limite possui algumas variações quanto ao máximo a ser estabelecido (12%), pois alguns adotam as cifras de 10% e/ou 13%. A diferença é muito pequena, pois esta faixa define o limite máximo do emprego da mecanização na agricultura.
- 12 a 30% à O limite de 30% é definido por legislação federal – Lei 6766 de 1979, que vai definir o limite máximo para urbanização sem restrições, a partir do qual toda e qualquer forma de parcelamento far-se-á através de exigências específicas.
- 30 a 47% à O Código Florestal, fixa o limite de 25° (47%), como limite de corte raso, a partir do qual a exploração só será permitida se sustentada por cobertura de florestas. Lei nº 4771 de 15/09/65 (Código Florestal).
- > 47% à O artigo 10 do Código Florestal prevê que na faixa situada entre 25° (47%) a 45° (100%), “não é permitida a derrubada de florestas, não sendo tolerada a extração de toros, quando em regime de utilização racional, que vise a rendimentos permanentes”.

A hipsografia da região também revela pequena diferença altimétrica na microbacia do rio Canha. A maior altitude está localizada próxima a nascente (estações 1, 2 e 3) com altitude superior a 350 metros acima do nível do mar. Grande parte do terreno encontra-se na faixa de 50 a 99 metros acima do nível do mar, demonstrando ser esta uma microbacia localizada em baixas altitudes (Figura 10).

Figura 9 – Mapa de declividade da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE.

Figura 10 – Mapa hipsográfico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE.

Quanto à geologia da região, através da Figura 11 é possível observar predominância de Planícies e Terraços Lagunares (PltX) com 78,6% da área total da microbacia do rio Canha seguido de rochas sedimentares (Qn) com 21,32%.

O estudo sobre a pedologia, demonstrou que o tipo de solo predominante na região da microbacia do rio Canha é o Cambissolo Háplico, seguido de Gleissolo Háplico (Figura 12).

Os solos da bacia do rio Jacupiranga foram classificados quanto a susceptibilidade à erosão segundo Calijuri et al. (2007) e extrapolados para a microbacia do rio Canha. O Cambissolo Háplico do tipo CXbd2 foi o mais abundante, representando 74,4% da área total da microbacia, e considerado como tendo “alta” susceptibilidade à erosão. O solo do tipo Cambissolo Háplico, CXbd1, compõe 21% da área total e foi considerado como tendo susceptibilidade “muito alta”. Quando comparado com o Mapa de Declividade, nota-se que o solo do tipo CXbd1 é encontrado somente em regiões com altitudes mais elevadas e, portanto, mais sujeitas à erosão. Na região mais próxima a foz, podem ser encontrados solos do tipo Gleissolo Háplico, sendo, GXbd1 e GXbd2 considerados como tendo “média” e “baixa” susceptibilidade à erosão. Esses tipos de solos correspondem a 4,1% e 0,71% da área total da microbacia, respectivamente.

Figura 11 - Mapa geológico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa – Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.

Figura 12 - Mapa pedológico da microbacia do rio Canha com estações de coleta, rede hidrográfica e sistema viário. Base Cartográfica IBGE. Adaptado de Universidade Federal de Viçosa – Laboratório de Sistemas de Informações Geográficas.

6.2 Variáveis Climatológicas

Na Figura 13 estão os valores de precipitação acumulada mensal e temperatura do ar durante o ano de 2007 em relação a variação desses mesmos valores registrados nos seis anos anteriores (2001 a 2006). Os dados foram obtidos a partir da Estação Meteorológica gerenciada pelo Centro de Integrado de Informações Agrometeorológicas (CIIAGRO) localizada no município de Jacupiranga (SP), devido ao fato das estações meteorológicas instaladas pelo Projeto Temático (nos municípios de Cajati e Parquera-Açu) terem entrado em funcionamento apenas em maio de 2006 não sendo possível gerar dados de anos anteriores para comparação com os dados do ano em que foi realizada a presente pesquisa.

A partir do gráfico é possível observar que a temperatura média do ar em 2007 foi semelhante à média registrada nos anos de 2001 a 2006, apresentando pequena diferenciação apenas nos meses de junho, junho e agosto, nos quais, a temperatura do ar em 2007 foi mais baixa.

Em relação a precipitação nota-se que de maneira geral, o índice pluviométrico nos meses de 2007 foram menores do que os registrados nos meses de 2001 a 2006, excetuando-se apenas o mês de julho em que a precipitação foi mais elevada, corroborando com os valores de temperatura do ar (possivelmente ocorreu a entrada de uma frente fria na região neste período).

As colunas hachuradas representam os meses de coleta no rio Canha. Apesar de 2007 registrar menores valores de precipitação, é possível afirmar que janeiro apresenta maiores índices pluviométricos em relação ao mês de abril, sendo considerado nesta pesquisa janeiro como sendo um período chuvoso e abril como sendo um período de estiagem.

Figura 13 - Precipitação acumulada mensal (mm) e temperatura do ar (°C) no município de Jacupiranga (Baixo Ribeira de Iguape, SP) durante o ano de 2007 em relação a média mensal dos anos de 2001 a 2006. As colunas hachuradas representam os meses de coleta.

Na Tabela 9 estão os valores de precipitação acumulada (mm) em janeiro e abril nas três estações climatológicas utilizadas para a elaboração do Polígono de Thiessen. Nas três estações, a precipitação foi mais intensa em janeiro do que em abril, sendo atribuído neste estudo, o mês de janeiro como estação chuvosa e abril como estação seca.

Tabela 9 - Chuva mensal acumulada (mm) dos meses de janeiro e abril de 2007, na região do município de Jacupiranga.

ESTAÇÃO CLIMATOLÓGICA	JANEIRO	ABRIL
Pariquera Açu	234,8	41,4
Cajati	266,8	15,40
Jacupiranga (Ciiagro)	282,8	51,6

A seguir podem ser visualizados os valores médios diários de precipitação (mm) e temperatura média do ar (°C) nos meses de janeiro e abril de 2007, na região da microbacia do rio Canha, calculados pelo Método de Thiessen. A temperatura do ar foi obtida através da média aritmética dos valores registrados nas três estações climatológicas, e, mostrou-se semelhante nos dois meses, permanecendo na faixa de 20 °C a 25 °C.

A precipitação em janeiro (Figura 14) foi maior e melhor distribuída, tendo valor máximo de 45,14 mm no dia 29. A amostragem neste mês foi realizada no dia 16, sendo assim, influenciada pelas chuvas que ocorreram nas semanas anteriores.

Figura 14 - Precipitação média (mm) e temperatura média do ar (°C) pelo método de Thiessen, em janeiro de 2007. A seta indica o dia de amostragem.

Em todo mês de abril (Figura 15) foram registrados poucas ocorrências de chuvas, sendo que o valor máximo (20,09 mm) em 27.04.07. A coleta de água e sedimento neste mês foi realizada no dia 23, não tendo a precipitação interferido nestas amostras.

Figura 15 – Precipitação média (mm) e temperatura média do ar (°C) pelo método de Thiessen, em abril de 2007. A seta indica o dia de amostragem.

Através do método de Krigagem para a amostragem de janeiro, foi possível observar que maiores precipitações (faixas mais escuras) foram registradas na região de influência da

estação climatológica instalada em Cajati (Figura 16), porém, esta estação é a que menos exerce influência na microbacia, como demonstrado pelo Polígono de Thiessen (Figura 8).

Quanto a temperatura do ar observa-se que esta dividiu a microbacia em três regiões: maiores temperaturas do ar (faixas mais escuras) estiveram localizadas na região próxima a foz, valores intermediários foram registrados no médio curso abrangendo as estações 4, 5 e 6, e os menores valores registrados no alto curso (estações 1, 2 e 3) coincidindo com as maiores altitudes (Figura 17).

Em abril, o método de Krigagem, registrou padrões diferentes de precipitação e temperatura do ar em relação a janeiro, apresentando apenas duas faixas de classificação. Menores precipitações (abaixo de 5 mm) foram registradas próximo a confluência com o rio Jacupiranga (Figura 18) onde a temperatura do ar foi maior (aproximadamente 24 °C). As menores temperaturas do ar podem estar relacionadas à altitudes mais elevadas, assim como à presença de vegetação, principalmente, na região do alto curso (Figura 19).

É importante ressaltar que apesar das representações de precipitação e temperatura do ar do método acima apresentarem faixas de classificação distintas, a diferença entre os valores de cada faixa é pequena, representando certa homogeneidade na microbacia do rio Canha.

Figura 16 – Representação da precipitação média (mm) pelo método de Krigagem durante o mês de janeiro de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.

Figura 17 - Representação da temperatura média do ar (°C) pelo método de Krigagem durante o mês de janeiro de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.

Figura 18 – Representação da precipitação média (mm) pelo método de Krigagem durante o mês de abril de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.

Figura 19- Representação da temperatura média do ar (°C) pelo método de Krigagem durante o mês de abril de 2007, na microbacia do rio Canha. Base Cartográfica IBGE.

6.3 Variáveis Hidrológicas

Dentre as variáveis hidrológicas, foram analisados os valores médios de velocidade de escoamento (m.s^{-1}) e vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) do rio Canha, respectivamente, durante as coletas de janeiro e abril de 2007.

Diferentemente do esperado, os maiores valores de velocidade de escoamento (Figura 20) foram registrados em abril, período de menor precipitação. A estação 4 foi a que apresentou as maiores velocidades: $0,61 \text{ m.s}^{-1}$ em abril e $0,39 \text{ m.s}^{-1}$ em janeiro.

No que se refere a vazão (Figura 21), os maiores valores foram registrados em janeiro, sendo a estação 8 a de maior destaque: $1,04 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

Figura 20 – Velocidades médias de escoamento (m.s^{-1}), nas três estações amostradas, em janeiro e abril de 2007.

Figura 21– Vazões médias ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) , nas três estações amostra das, em janeiro e abril de 2007.

6.4 Variáveis físicas e químicas

6.4.1 Compartimento água

Os valores de temperatura da água são mostrados na Figura 22. Como esperado, as maiores temperaturas foram registradas no mês de janeiro. Pode-se observar um aumento gradual de montante à jusante, onde a maior temperatura foi registrada na estação 8 ($25,44^\circ\text{C}$ em janeiro) e a menor na 1 ($21,43^\circ\text{C}$ em abril).

Figura 22 – Valores de Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007. Em cima estão os horários aproximados de coleta em cada estação.

Em relação ao oxigênio dissolvido na água (Figura 23), em mg.L^{-1} e a porcentagem de saturação (Figura 24), as maiores concentrações foram registradas no mês de abril ($7,98 \text{ mg.L}^{-1}$ e 96,5% na estação 8) e as menores em janeiro ($5,93 \text{ mg.L}^{-1}$ e 68% na estação 1). Em geral, esta variável não apresentou grandes oscilações entre as oito estações amostradas, permanecendo na faixa de 6 e 8 mg.L^{-1} .

Figura 23 – Concentrações de Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

Figura 24 – Porcentagem de saturação (%) nas oito estações amostrais do rio Canha , em janeiro e abril de 2007.

Na Figura 25 estão os valores de pH obtidos em janeiro e abril de 2007 , no rio Canha. Com exceção das estações 1 e 2, os maiores valores foram registrados durante a campanha de abril. A estação 7 apresentou o valor mais elevado (6,69) e o menor ocorreu na 1 (5,45) em abril.

Figura 25 – Valores de potencial hidrogeniônico nas oito estações amostrais do rio Canha , em janeiro e abril de 2007.

Conforme pode ser observado na Figura 26, os valores de condutividade elétrica foram semelhantes nas duas campanhas de amostragens e entre as oito estações de coleta. A maior concentração de íons foi registrada na estação 1 ($79,36 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) em abril, e a menor na 2 ($62,19 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) também durante a estação seca.

Figura 26 – Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

Pela Figura 27 pode-se observar uma variação longitudinal da turbidez, onde, a nascente apresenta os valores mais elevados, diminuindo no médio curso do rio e voltando a aumentar mais próximo da foz. Também é possível observar que valores mais elevados foram registrados em janeiro, período de maior precipitação.

Figura 27 – Valores de turbidez (NTU) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As maiores DBO ocorreram na coleta de janeiro, sendo a maior delas ($2,4 \text{ mg.L}^{-1}$) observada na estação 3. A menor foi registrada nas estações 4 e 5 em abril, $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Nas estações 6, em abril, e 8 em janeiro, ocorreram problemas nas determinações (Figura 28).

Figura 28 – Concentrações de DBO (mg.L⁻¹) nas oito estações amostrais do rio Canha , em janeiro e abril de 2007.

Os valores de alcalinidade (mEq.L⁻¹) nos períodos de chuva e seca estão apresentados na Figura 29. Não foi possível observar variação longitudinal, sendo que, nas estações de 4 a 8 os maiores valores foram registrados em abril.

Figura 29 – Alcalinidade (mEq.L⁻¹) nas oito estações amostrais do rio Canha , em janeiro e abril de 2007.

As formas de carbono (CO_2 total, CO_2 livre, HCO_3^- , CO_3^{2-} e C-inorg) e a alcalinidade em mg.L⁻¹, nos meses de janeiro e abril estão na Tabela 10. De maneira geral, a água não apresentou grande variação sazonal, sendo observadas concentrações semelhantes. As concentrações de carbonato (CO_3^{2-}) foram visivelmente menores do que as outras formas de carbono, porém, foram as únicas que registrar am concentrações mais elevadas no período de estiagem.

Tabela 10 – Alcalinidade e formas de carbono (mg.L⁻¹) nas amostragens de janeiro e abril de 2007.

mg.L ⁻¹	ALCALINIDADE		CO ₂ TOTAL		CO ₂ LIVRE		HCO ₃ ⁻		CO ₃ ²⁻		C - INORG	
	Jan	Abr	Jan	Abr	Jan	Abr	Jan	Abr	Jan	Abr	Jan	Abr
1	25,46	20,67	25,46	20,67	8,58	4,14	23,41	22,91	0,005	0,011	6,94	5,64
2	21,18	19,68	21,18	19,25	4,65	3,51	22,91	21,81	0,009	0,012	5,78	5,25
3	20,06	20,01	20,06	18,34	3,88	2,35	22,42	22,15	0,012	0,018	5,47	5,00
4	20,95	22,43	20,95	20,56	3,98	2,64	23,51	24,83	0,013	0,020	5,71	5,61
5	20,22	22,21	20,22	20,74	3,69	2,99	22,90	24,60	0,013	0,017	5,52	5,66
6	20,10	23,86	20,10	21,73	3,40	2,66	23,14	26,41	0,014	0,022	5,48	5,93
7	22,24	25,94	22,24	23,20	3,34	2,47	26,18	28,72	0,019	0,029	6,07	6,33
8	22,19	25,29	22,19	22,91	3,73	2,70	25,58	27,99	0,016	0,025	6,05	6,25

As concentrações de sólidos suspensos totais, inorgânicos e orgânicos (mg.L⁻¹) referentes aos meses de janeiro e abril de 2007 estão na Tabela 11.

Em janeiro, as concentrações de sólidos suspensos totais, foram mais altas, principalmente nas estações 1 e 8 (13,0 e 12,1 mg.L⁻¹), respectivamente. A menor foi obtida também na estação 1, porém na coleta de abril (3,0 mg.L⁻¹).

Observa-se que as concentrações de sólidos suspensos orgânicos não ultrapassaram 5 mg.L⁻¹, sendo a maior registrada na estação 1 (4,9 mg.L⁻¹) em janeiro, enquanto que a menor foi observada na estação 4 (0,8 mg.L⁻¹) em abril.

Assim como os sólidos suspensos totais, as maiores concentrações de sólidos suspensos inorgânicos ocorreram nas estações 1 e 8 durante a coleta de janeiro (8,1 e 9,6 mg.L⁻¹). A menor concentração foi obtida na estação 5 em abril (1,0 mg.L⁻¹).

Tabela 11 – Concentrações de Sólidos Suspensos Totais, Orgânicos e Inorgânicos, em mg.L⁻¹, nas amostragens de janeiro e abril de 2007. Números em negrito representam as maiores concentrações.

mg.L ⁻¹	SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS		SÓLIDOS SUSPENSOS ORGÂNICOS		SÓLIDOS SUSPENSOS INORGÂNICOS	
	Jan	Abr	Jan	Abr	Jan	Abr
1	13,0	3,0	8,1	1,2	4,9	1,8
2	3,6	3,9	2,2	2,5	1,4	1,4
3	3,1	3,2	1,8	2,3	1,3	0,9
4	3,3	3,8	2,1	3,0	1,2	0,8
5	3,7	3,2	2,5	1,0	1,2	2,2
6	3,1	5,0	1,9	3,5	1,2	1,5
7	6,9	5,7	5,0	4,0	1,9	1,7
8	12,1	6,7	9,6	5,2	2,5	1,5

6.4.1.1 Nutrientes dissolvidos

As maiores concentrações de nitrato (Figura 30) foram observadas no período de maior precipitação (janeiro), principalmente nas estações de 4 a 8 ($0,88 \text{ mg.L}^{-1}$, na estação 5). A menor concentração foi encontrada na estação 1 ($0,28 \text{ mg.L}^{-1}$) em abril.

Figura 30 – Concentrações de nitrato (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

Embora menores que as do nitrato, as concentrações de nitrito no rio Canha foram mais elevadas em abril (período de menor precipitação). É possível observar um aumento gradativo de montante a jusante, sendo a maior concentração registrada na estação 8 em abril ($0,0075 \text{ mg.L}^{-1}$) e a menor, na estação 5, em janeiro ($0,0007 \text{ mg.L}^{-1}$) (Figura 31).

Figura 31 – Concentrações de nitrito (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

Na Figura 32 pode-se observar as concentrações de nitrogênio amoniacal em janeiro e abril de 2007. De maneira geral, elas foram maiores no período considerado como seco (abril). Também é possível observar um aumento gradual nas concentrações de montante a jusante, sendo a maior registrada na estação 8 ($1,18 \text{ mg.L}^{-1}$) em abril e a menor na 1 ($0,25 \text{ mg.L}^{-1}$) em janeiro.

Figura 32 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As concentrações de fosfato inorgânico referentes aos meses de janeiro e abril de 2007 estão na Figura 33. De maneira geral, as maiores foram determinadas em abril, com destaque para a estação 5 ($0,03 \text{ mg.L}^{-1}$). A menor concentração registrada foi 10 vezes menor: $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$, na estação 2, em janeiro.

Figura 33 – Concentrações de fosfato inorgânico (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

Nas oito estações amostradas, a concentração de silicato reativo foi mais elevada em abril se comparada a janeiro (Figura 34). Em abril, exceto na estação 1, as concentrações permaneceram na faixa de $6,00$ a $7,00 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que a estação 5 obteve a maior ($7,15 \text{ mg.L}^{-1}$). A menor foi registrada na estação 3, em janeiro, onde tal variável, não atingiu o limite de detecção do método ($0,5 \text{ mg.L}^{-1}$).

Figura 34 – Concentrações de silicato reativo (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

6.4.1.2 Nutrientes totais

As concentrações de nitrogênio total referentes ao período chuvoso e seco estão na Figura 35. Em todas as estações amostradas as concentrações foram maiores em abril, sendo possível observar um aumento gradativo de montante a jusante. A maior concentração foi registrada na estação 8 ($4,01 \text{ mg.L}^{-1}$) em abril, enquanto que a menor ocorreu na estação 1 ($0,93 \text{ mg.L}^{-1}$) em janeiro.

Figura 35 – Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As concentrações de fósforo total nos meses de janeiro e abril de 2007 podem ser visualizadas na Figura 36. Não foi possível observar uma variação uniforme entre as estações de coleta. Excetuando a estação 4, em todas as outras a concentração de fósforo total foi maior em abril. O maior valor foi registrado na estação 6 ($0,037 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto que o menor ocorreu na 1 ($0,005 \text{ mg.L}^{-1}$) em janeiro.

Figura 36 – Concentrações de fósforo total (mg.L^{-1}) nas oito estações amostrais do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

6.4.2 Compartimento sedimento

Para iniciar a descrição dos resultados das análises do compartimento sedimento é importante relembrar que tais amostras foram coletadas em tréplica, representando assim, margem direita (Md), centro (C) e margem esquerda (Me) de forma a traçar transectos no canal do rio. O sedimento foi coletado no mesmo dia em que foi amostrado o compartimento água nas duas campanhas: janeiro e abril.

As concentrações de nitrogênio total no sedimento do rio Canha, assim como a média das três amostragens e o desvio padrão estão na Tabela 12, referentes a coleta de janeiro, e Tabela 13 a de abril. Para melhor visualização dos dados, foi elaborado um gráfico com a média das três amostragens de janeiro e abril (Figura 37). As três amostragens de cada estação apresentaram concentrações semelhantes, excetuando-se apenas a 6 em janeiro e as estações 2 e 4 em abril que apresentaram concentrações bem maiores na margem esquerda (Me).

De maneira geral, janeiro registrou concentrações menores de nitrogênio total em relação a abril. A maior concentração foi registrada na margem esquerda da estação 6 ($0,29 \text{ mg.g}^{-1}$) e a menor no centro da 2 ($0,03 \text{ mg.g}^{-1}$).

Tabela 12 – Concentrações de nitrogênio total (mg.g^{-1}) nas oito estações amostrais e nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em janeiro de 2007 no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	0,06	0,07	0,04	0,06	0,01
2	0,05	0,03	0,06	0,05	0,02
3	0,25	0,17	0,09	0,17	0,08
4	0,14	0,07	0,10	0,10	0,04
5	0,07	0,04	0,04	0,05	0,02
6	0,05	0,08	0,29	0,14	0,13
7	0,10	0,11	0,08	0,10	0,02
8	0,06	0,06	0,10	0,07	0,02

Abril apresentou concentrações de nitrogênio total maiores do que janeiro. A maior foi registrada na margem esquerda da estação 4 ($0,68 \text{ mg.g}^{-1}$) enquanto que a menor ocorreu na margem direita da estação 7 ($0,03 \text{ mg.g}^{-1}$).

Tabela 13 – Concentrações de nitrogênio total (mg.g^{-1}) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em abril de 2007 no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	0,35	0,16	0,12	0,21	0,12
2	0,23	0,15	0,47	0,28	0,17
3	0,12	0,09	0,20	0,13	0,06
4	0,09	0,14	0,68	0,30	0,33
5	0,08	0,16	0,14	0,13	0,04
6	0,08	0,13	0,06	0,09	0,03
7	0,03	0,04	0,05	0,04	0,01
8	0,22	0,07	0,06	0,12	0,09

Figura 37 - Concentrações médias de nitrogênio total no sedimento (mg.g^{-1}) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) no sedimento do rio Canha, assim como a média das três amostragens e o desvio padrão estão na Tabela 14 referente a janeiro e, na Tabela 15 referente a abril. Para melhor visualização dos dados, as médias das três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) em janeiro e abril foram plotadas em um gráfico conforme indicado na Figura 38. As três amostragens de cada estação apresentaram concentrações semelhantes, porém sem uniformidade de distribuição.

A maior concentração, em janeiro, foi registrada na margem direita da estação 7 ($0,19 \mu\text{g.g}^{-1}$) enquanto que a menor concentração foi obtida na margem direita da estação 5, onde o valor esteve abaixo dos limites detectáveis.

Tabela 14 – Concentração de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio padrão em de janeiro de 2007, no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	0,08	0,06	0,06	0,06	0,01
2	0,10	0,05	0,06	0,07	0,03
3	0,04	0,02	0,02	0,03	0,01
4	0,03	0,01	0,09	0,04	0,04
5	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
6	0,02	0,02	0,05	0,03	0,02
7	0,19	0,09	0,05	0,11	0,07
8	0,03	0,03	0,03	0,03	0,00

Novamente, em abril, as três amostragens de cada estação apresentaram concentrações semelhantes, porém sem uniformidade de distribuição. A maior concentração ocorreu na estação 4 margem direita ($0,36 \mu\text{g.g}^{-1}$) e a menor na 5 (Md), onde o valor esteve abaixo dos limites detectáveis.

Tabela 15 - Concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda) suas respectivas médias e desvio p adrão na coleta de abril de 2007 no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	0,04	0,08	0,04	0,05	0,02
2	0,04	0,03	0,03	0,03	0,01
3	0,07	0,02	0,02	0,03	0,03
4	0,36	0,26	0,05	0,22	0,16
5	0,00	0,01	0,03	0,01	0,01
6	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01
7	0,02	0,18	0,02	0,07	0,09
8	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00

Figura 38 – Concentrações médias de fósforo total no sedimento ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As porcentagens de matéria orgânica no sedimento estão apresentadas na Tabela 16 (janeiro) e na Tabela 17 (abril). As médias das três amostragens em janeiro e abril estão na Figura 39. Os valores de margem direita, centro e margem esquerda de cada estação apresentaram algumas variações, não sendo verificada uniformidade entre elas.

Tabela 16 – Porcentagens de matéria orgânica nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda), suas respectivas médias e desvio padrão em janeiro de 2007 no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	2,87	4,41	--	2,43	2,24
2	2,21	0,48	4,30	2,33	1,91
3	2,78	0,84	0,62	1,41	1,19
4	0,46	0,25	0,56	0,42	0,16
5	0,48	0,20	0,28	0,32	0,14
6	0,18	0,27	2,11	0,86	1,09
7	1,59	1,21	0,85	1,22	0,37
8	0,50	0,31	0,55	0,46	0,12

-- ausência de dado devido a problemas nas determinações

Tabela 17 – Porcentagens de matéria orgânica nas três amostragens (margem direita, centro e margem esquerda), suas respectivas médias e desvio padrão em abril de 2007 no rio Canha.

ESTAÇÕES	MARGEM DIREITA	CENTRO	MARGEM ESQUERDA	MÉDIA	DESVIO PADRÃO
1	2,87	4,41	--	2,43	2,24
2	2,21	0,48	4,30	2,33	1,91
3	2,78	0,84	0,62	1,41	1,19
4	0,46	0,25	0,56	0,42	0,16
5	0,48	0,20	0,28	0,32	0,14
6	0,18	0,27	2,11	0,86	1,09
7	1,59	1,21	0,85	1,22	0,37
8	0,50	0,31	0,55	0,46	0,12

Entre as médias das três amostragens foi possível observar variação espacial com valores mais elevados próximo a nascente (estações 1, 2 e 3), diminuição no médio curso (exceto estação 4 em abril) e novo aumento nas estações próximas a foz (7 e 8).

Em janeiro, maior porcentagem média foi registrada na estação 1 (2,43%), enquanto que a menor ocorreu na 5 (0,32%), e em abril, a estação 1 registrou o maior valor (2,70%), sendo que menor foi obtido na 7 (0,34 %).

Figura 39 – Porcentagens médias de matéria orgânica no sedimento (%) nas oito estações amostrais (margem direita, centro e margem esquerda) do rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

As porcentagens granulométricas do sedimento em janeiro estão apresentadas na Tabela 18. Os valores de margem direita, centro e margem esquerda de cada estação apresentaram algumas variações, não sendo verificada uniformidade entre elas. Os maiores valores registrados foram de pedregulho fino e médio, sendo o sedimento do rio Canha caracterizado como mais grosso. No entanto, entre as médias das três amostragens (Figura 40) foi possível observar variação espacial com predomínio da fração mais grossa (pedregulho) nas estações mais próximas a nascente e no médio curso, e, aumento da fração arenosa nas estações mais á jusante (estações 7 e 8).

Tabela 18 – Porcentagem da fração granulométrica em três amostragens (Margem direita – Md, Centro – C e Margem esquerda – Me) em janeiro, nas oito estações amostrais do sedimento rio Canha.

ESTAÇÕES	AMOSTRAGENS	AREIA			PEDREGULHO		
		Fina	Média	Grossa	Fino	Médio	Grosso
1	Md	4,3	6,1	12,9	45,0	25,0	5,0
	C	0,4	0,3	1,0	32,7	52,5	12,5
	Me	1,3	6,2	14,0	22,8	30,0	20,0
2	Md	13,6	17,9	18,9	38,2	10,0	*
	C	*	*	*	6,9	36,4	28,6
	Me	2,8	2,0	7,1	11,7	26,1	40,1
3	Md	12,0	37,9	18,9	17,7	*	*
	C	0,6	5,0	7,9	12,7	35,9	18,5
	Me	4,3	41,4	41,0	12,6	*	*
4	Md	*	*	1,8	30,8	59,0	8,4
	C	3,0	4,2	58,5	30,3	3,0	*
	Me	1,1	1,0	5,3	28,3	48,4	15,0
5	Md	1,5	3,5	10,0	40,0	41,6	3,4
	C	*	0,4	3,9	25,0	53,4	11,6
	Me	*	1,1	10,7	58,2	26,9	3,1
6	Md	2,1	3,5	8,0	25,9	55,3	3,8
	C	0,5	2,0	6,1	30,7	53,2	*
	Me	22,9	9,3	10,3	19,1	28,3	10,0
7	Md	6,4	14,3	13,9	16,8	29,0	12,5
	C	29,2	58,6	5,2	1,2	*	*
	Me	25,2	49,6	17,4	5,0	*	*
8	Md	1,7	4,1	64,0	24,9	4,0	*
	C	19,8	37,5	37,5	5,0	*	*
	Me	4,1	8,2	19,6	48,2	19,0	*

*fração ausente

Figura 40 – Porcentagem média da fração granulométrica de cada estação amostral em janeiro, no sedimento do rio Canha.

As porcentagens da fração granulométrica no sedimento do rio Canha, em abril, estão na Tabela 19. Novamente, os valores de margem direita, centro e margem esquerda de cada estação apresentaram algumas variações não sendo verificada uniformidade entre elas. Assim como em janeiro, foi possível observar variação longitudinal entre as estações, porém, em abril pedregulho fino e areia grossa foram as frações predominantes. Dentre os valores médios (Figura 41) obtidos, nas estações próximas à nascente, registrou-se maior porcentagem de pedregulho (principalmente fino) diminuindo no médio curso e próximo a foz. Nas estações mais a jusante, 7 e 8, foi registrado predomínio de areia (grossa principalmente).

Tabela 19 - Porcentagem da fração granulométrica em três amostragens (Margem direita – Md, Centro – C e Margem esquerda – Me) em abril, nas oito estações amostrais do sedimento rio Canha.

ESTAÇÕES	AMOSTRAGENS	AREIA			PEDREGULHO		
		Fina	Média	Grossa	Fino	Médio	Grosso
1	Md	8,3	24,7	29,9	21,6	10,0	*
	C	0,9	1,5	11,9	50,0	30,0	5,0
	Me	0,7	5,0	11,4	27,2	40,7	5,7
2	Md	14,9	50,0	25,0	5,0	*	*
	C	2,7	10,0	10,5	22,3	57,8	10,0
	Me	1,4	3,6	8,4	15,0	42,2	7,8
3	Md	4,5	12,2	24,6	21,7	26,5	5,0
	C	3,2	5,0	10,9	29,7	39,4	5,0
	Me	1,7	10,9	13,8	27,1	39,0	3,9
4	Md	6,7	19,1	30,3	31,6	10,0	*
	C	2,1	2,4	27,6	48,1	11,9	*
	Me	6,2	5,0	11,7	41,2	27,1	*
5	Md	1,2	8,0	10,9	37,5	41,3	*
	C	0,4	0,4	2,1	18,6	51,4	20,0
	Me	1,3	14,0	16,7	28,3	28,7	6,3
6	Md	1,4	1,6	8,4	28,8	37,1	14,1
	C	0,4	7,1	10,0	35,0	38,8	1,2
	Me	1,8	5,0	10,0	22,2	44,0	3,8
7	Md	3,8	21,2	56,0	19,0	*	*
	C	0,9	3,0	31,2	52,1	10,9	0,8
	Me	1,4	3,8	31,5	57,7	5,0	*
8	Md	0,2	5,0	45,0	41,3	1,7	2,0
	C	0,3	8,0	46,7	40,8	2,5	*
	Me	1,2	13,2	58,1	25,0	1,9	*

* fração ausente

Figura 41 - Porcentagem média da fração granulométrica de cada estação amostral em abril, no sedimento do rio Canha.

6.5 Comunidade biológica

Em cada estação de coleta foram realizadas quatro amostragens, sendo, nas estações 1 e 3 coletadas aleatoriamente e, nas demais, duas unidades amostrais (UA) na margem direita (A e B) e duas na margem esquerda (C e D). Os organismos coletados foram identificados até o nível de família, e, os mais abundantes (família Chironomidae) identificados até o nível de gênero.

Durante o presente estudo foram identificados 23 taxa, conforme a Tabela 20. A ordem Diptera foi a que apresentou a maior diversidade, com 5 famílias, seguida da ordem Coleoptera com 4 famílias. A subfamília Chironominae apresentou a maior diversidade de gêneros: 18 gêneros divididos em duas tribos (Chironomini e Tanytarsini).

Considerando o número total de espécimes coletados, o maior valor foi encontrado na amostragem de abril (período de estiagem) com 1987 organismos, em janeiro foram contabilizados 590 organismos. Nas estações 1 e 3 (alto curso) maior densidade de organismos foi observada em janeiro, entretanto, nas estações 5, 6 e 8 (médio e baixo cursos) maior densidade foi encontrada em abril (Figura 42).

Figura 42 – Densidade de organismos encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 (em quatro UA) em janeiro e abril de 2007, no rio Canha.

As densidades totais de organismos por unidade amostral nas estações 1, 3, 5, 6 e 8, correspondente a janeiro e abril estão na Tabela 21.

Durante a campanha de janeiro, a classe Oligochaeta e a família Chironomidae foram dominantes, dentre esta última, a subfamília Chironominae apresentou maior densidade seguida de Tanypodinae e Orthoclaadiinae. Também foram representativos neste período, as famílias Elmidae (Coleoptera), Baetidae (Ephemeroptera) e Hidropsychidae (Trichoptera). A maior densidade de organismos foi registrada na estação 5 (médio curso), assim como, a maior riqueza. Menores densidade e riqueza de organismos ocorreram na estação 8 (baixo curso).

Em abril, a família Chironomidae teve predomínio quase exclusivo (aproximadamente 80%), sendo novamente a subfamília Chironominae a de maior densidade. Orthoclaadiinae registrou a segunda maior densidade, seguido por Tanypodinae. Porém, também foram representativos Ceratopogonidae (Diptera), Baetidae (Ephemeroptera) e a classe Oligochaeta. A maior densidade de organismos foi registrada na estação 8 e a menor na estação 1, diferentemente do ocorrido na campanha de janeiro. A maior riqueza foi registrada nas estações 5 e 6 (médio curso), porém a menor, na estação 1, coincidindo com a menor densidade de organismos.

Na Tabela 22 encontram-se as frequências de ocorrência dos *taxa* identificados nas amostragens de janeiro e abril de 2007. Foram considerados frequentes em ambas coletas a classe Oligochaeta, as famílias Elmidae (Coleoptera), Ceratopogonidae (Diptera) e Hidropsychidae (Trichoptera) e as subfamílias Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae (Chironomidae – Diptera). A classe Gastropoda, as ordens Decapoda e Ephemeroptera e a família Belostomatidae (Hemiptera) foram consideradas comuns também em ambas amostragens. As classes Arachnida e Hirudinea, as ordens Collembola, Coleoptera e Hemiptera e as famílias Baetidae (Ephemeroptera), Ephydriidae (Diptera), Hydrophilidae (Coleoptera) e Psychodidae (Diptera) foram consideradas comuns apenas durante a amostragem de janeiro. Já a ordem Lepidoptera e as famílias Haliplidae (Coleoptera), Ptilodactylidae (Coleoptera), Chaoboridae (Diptera), Libellulidae (Odonata) e Hydroptilidae (Trichoptera) foram consideradas comuns em abril apenas.

Tabela 22 – Frequência de ocorrência total das unidades taxonômicas nas amostragens de janeiro e abril de 2007.

FILO	SUBFILO	CLASSE	ORDEM	FAMÍLIA	SUBFAMÍLIA	JANEIRO	ABRIL
Annelida							
		Hirudinea				Comum	Ausente
		Oligochaeta				Frequente	Frequente
		Arachnida				Comum	Ausente
Arthropoda							
	Crustacea						
			Decapoda			Comum	Comum
		Insecta					
			Collembola			Comum	Ausente
			Coleoptera			Comum	Ausente
				Haliplidae		Ausente	Comum
				Elmidae		Frequente	Frequente
				Hydrophilidae		Comum	Ausente
				Ptilodactylidae		Ausente	Comum
			Diptera				
				Ceratopogonidae		Frequente	Frequente
				Chaoboridae		Ausente	Comum
				Chironomidae		Ausente	Comum
					Chironominae	Frequente	Frequente
					Orthoclaadiinae	Frequente	Frequente
					Tanypodinae	Frequente	Frequente
				Ephydriidae		Comum	Ausente
				Psychodidae		Comum	Ausente
			Ephemeroptera			Comum	Comum
				Baetidae		Comum	Frequente
			Hemiptera			Comum	Ausente
				Belostomatidae		Comum	Comum
			Lepidoptera			Frequente	Comum
			Odonata				
				Libellulidae		Ausente	Comum
			Trichoptera			Ausente	Ausente
				Hydropsychidae		Frequente	Frequente
				Hydroptilidae		Ausente	Comum
Mollusca							
		Gastropoda				Comum	Comum

Em janeiro de 2007, foram registrados 21 *taxa* sendo a família Chironomidae a mais representativa, principalmente devido à subfamília Chironominae com 114 organismos (19,4%). A classe Oligochaeta também teve importante contribuição, 112 organismos, representando 19% do total de organismos amostrados. Em abril, foram registrados 19 *taxa*,

e, novamente a família Chironomidae foi a mais representativa. A subfamília Chironominae apresentou a maior densidade, 872 organismos (43,9 %), seguida de Orthoclaadiinae, 540 organismos (27,2%) e Tanypodinae com 225 organismos (11,3 %). (Figura 43).

Resumo sistemático			jan/07		abr/07	
			Dens. Abs.	Ab. Rel. (%)	Dens. Abs.	Ab. Rel. (%)
Insecta Coleoptera	Fam. Elmidae		46	7,8	34	1,7
	Fam. Haliplidae		*	*	1	0,1
	Fam. Hydrophilidae		1	0,2	*	*
	Fam. Ptilodactylidae		*	*	5	0,3
Insecta Collembola			1	0,2	*	*
Insecta Diptera	Fam. Ceratopogonidae		51	8,6	121	6,1
	Fam. Chaoboridae		*	*	3	0,2
	Fam. Chironomidae	subfam. Chironominae	114	19,3	872	43,9
		subfam. Orthoclaadiinae	91	15,4	540	27,2
		subfam. Tanypodiinae	92	15,6	225	11,3
	Fam. Ephydriidae		1	0,2	*	*
	Fam. Psychodidae		1	0,2	*	*
Insecta Ephemeroptera	Ord. Ephemeroptera		9	1,5	2	0,1
	Fam. Baetidae		26	4,4	69	3,5
Insecta Hemiptera			1	0,2	*	*
	Fam. Belostomatidae		5	0,8	7	0,4
Insecta Lepidoptera			5	0,8	5	0,3
Insecta Odonata	Fam. Libellulidae		*	*	2	0,1
Insecta Trichoptera	Fam. Hydropsychidae		12	2,0	21	1,1
	Fam. Hydroptilidae		*	*	5	0,3
Cl. Arachnida			3	0,5	*	*
Crustacea Decapoda			10	1,7	2	0,1
Cl. Gastropoda			1	0,2	1	0,1
Cl. Hirudinea			2	0,3	*	*
Cl. Oligochaeta			112	19,0	58	2,9
Total de organismos			590		1987	
Total de taxa			21		19	

Figura 43 – Resumo sistemático demonstrando a densidade absoluta de organismos (Dens. Abs.) e abundância relativa em porcentagem (Ab. Rel.) em janeiro e abril de 2007, no rio Canha.

Durante a campanha de janeiro, a estação 5 foi a que apresentou a maior densidade de organismos pertencentes, principalmente, as classes Insecta e Oligochaeta (462 e 112 organismos, respectivamente). A classe Insecta foi dominante em todas estações seguida da classe Oligochaeta (Figura 44). A partir da Figura 45, pode-se observar que dentre as ordens da classe Insecta, Diptera foi predominante, seguida de Coleoptera. A Figura 46 representa a densidade dos organismos pertencentes a ordem Diptera, onde, a família Chironomidae foi a mais representativa. Na Figura 47, observa-se as três subfamílias (Chironominae, Orthoclaadiinae e Tanypodinae) da família Chironomidae. Nas estações 1 e 6 ocorreu predomínio de Tanypodinae (50 e 29 organismos respectivamente) seguido de

Orthoclaadiinae com 9 organismos. Já nas estações 3, 5 e 8 ocorreu predomínio de Chironominae com 43, 41 e 17 organismos, respectivamente.

Figura 44 – Densidade total de organismos ao nível de classe (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.

Figura 45 – Densidade total de organismos da classe Insecta (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.

Figura 46 – Densidade total de organismos da ordem Diptera (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.

Figura 47 – Densidade total de organismos da família Chironomidae (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro/2007, no rio Canha.

Dentre os organismos da família Chironomidae encontrados no rio Canha estão representadas as subfamílias Orthocladinae, Tanypodinae e Chironominae. Em janeiro, a maior densidade de organismos ocorreu na subfamília Orthocladinae devido, principalmente, a tribo Orthocladini, gênero *Nanocladius* que contribuiu com aproximadamente 22% dos organismos coletados. A subfamília Tanypodinae também obteve grande representatividade, sendo a tribo Pentaneurini, gênero *Larsia* o táxon mais abundante com aproximadamente 20% dos organismos. Apesar da menor contribuição, a subfamília Chironominae foi representada principalmente pela tribo Tanytarsini, gêneros *Tanytarsus* (10%) e *Caladomyia* (5%), seguida da tribo Chironomini, gênero *Harnischia* com aproximadamente 3,5% dos organismos (Tabela 23).

Assim como observado para a densidade total de organismos durante a amostragem de janeiro, a densidade de organismos pertencentes a família Chironomidae foi mais elevada na estação 5 (médio curso), seguida das estações 1, 3 e 6. A menor densidade foi registrada na estação 8 (baixo curso) corroborando novamente com os resultados apresentados para a densidade total de organismos.

Tabela 23 – Identificação de subfamília, tribo e gêneros dos organismos da família Chironomidae encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em janeiro de 2007, no rio Canha .

Subfamília	Tribo	Gênero	Estações					Total
			1	3	5	6	8	
Orthoclaadiinae	Orthoclaadiini							0
		<i>Nanocladius</i>			51	2	7	60
		<i>Lopescladius</i>		4	2			6
		<i>Cricotopus</i>	1			7		8
	Corynoneurini	<i>Thienemanniella</i>						0
não identificado			2	2	3	5	1	13
Tanypodinae	Pentaneurini		1					1
		<i>Larsia</i>	33	6	1	15	1	56
		<i>Ablabesmyia</i>	2	1	1	4		8
		<i>Pentaneura</i>	4			2		6
	Macropelopiini	<i>Macropelopia</i>	1	1				2
	Procladiini							0
		<i>Procladius</i>	6					6
		<i>Djalmabatista</i>	4	1				5
	Tanypodini							0
		<i>Tanytus punctipensis</i>	1					1
não identificado				2	1		2	5
Chironominae	Chironomini			1	6		3	10
		<i>Harnischia</i>	2		6	1	1	10
		<i>Cryptochironomus</i>					3	3
		<i>Beardius</i>						0
		<i>Endotribelos</i>			4			4
		<i>Chironomus</i>			2			2
		<i>Polypedilum</i>			1			1
		<i>Microtendipes</i>			1			1
		<i>Parachironomus</i>				1		1
		<i>Aedokritus</i>		1				1
		<i>Goeldichironomus xiborena</i>						0
		<i>Stenochironomus</i>	1					1
	Tanytarsini		2	4				6
		<i>Tanytarsus</i>		19	5		4	28
		<i>Caladomyia</i>	2	8	3			13
		<i>Cladotanytarsus</i>		1			1	2
		<i>Stempellina</i>			10		1	11
		<i>Stempellinella</i>		1				1
		<i>Rheotanytarsus</i>		1		5	1	7
Total			62	53	97	42	25	279
Riqueza			13	13	13	8	9	

A Figura 48 mostra a densidade de organismos pertencentes às classes Oligochaeta, Crustacea, Insecta e Gastropoda, em abril. A estação 8 foi a que registrou maior densidade, destacando-se a classe Insecta com 642 organismos. Dentre as ordens desta classe, novamente se destaca a ordem Diptera, dominante em todas amostragens (Figura 49).

Na Figura 50, observa-se que, assim como ocorrido em janeiro, a família Chironomidae foi predominante em todas as estações em relação as outras famílias da ordem Diptera. Entretanto, dentre as subfamílias da família Chironomidae, a estação 1 apresentou a menor densidade e a 8 a maior (Figura 51). Nas estações 5 e 8, a subfamília Chironominae foi a mais representativa, nas 3 e 6 foi Orthoclaadiinae, e, na 1 foi Tanypodinae.

Figura 48 – Densidade total de organismos ao nível de classe (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha. * Crustacea: Subfilo.

Figura 49 – Densidade total de organismos da classe Insecta (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.

Figura 50 – Densidade total de organismos da ordem Diptera (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.

Figura 51 – Densidade total de organismos da família Chironomidae (em quatro unidades amostrais) nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril/2007, no rio Canha.

Assim como observado em janeiro, a subfamília Orthocladinae também apresentou maior densidade de organismos durante a amostragem de abril. Entretanto, os gêneros *Nanocladius*, *Lopescladius* e *Cricotopus* (tribo Orthoclatiini) representaram aproximadamente 19%, 12% e 8%, respectivamente, enquanto que em janeiro, apenas o gênero *Nanocladius* foi representativo. Dentre a subfamília Chironominae foram registrados 5 gêneros (pertencentes a duas tribos) com contribuições significativas. A maior densidade foi registrada na tribo Chironomini, gênero *Polypedilum* (10%), seguida de *Cryptochironomus* (8%) e *Caladomyia* pertencente a tribo Tanytarsini (7%). A subfamília Tanypodinae apresentou menor densidade de organismos dentre as três, sendo o gênero *Ablabesmyia*

(2,4%) o mais abundante, seguido de *Larsia* e *Procladius* com aproximadamente 1% dos organismos analisados cada um (Tabela 24).

É possível estabelecer novamente relação entre a densidade de organismos pertencente a família Chironomidae e a densidade total de organismos, das quais, as estações 6 e 8 registraram os maiores valores em abril.

Tabela 24 – Identificação de subfamília, tribo e gêneros dos organismos da família Chironomidae encontrados nas estações 1, 3, 5, 6 e 8 em abril de 2007, no rio Canha.

			Estações					
Subfamília	Tribo	Gênero	1	3	5	6	8	Total
não identificado			1		2	1		4
Orthocladinae	Orthoclatiini	<i>Nanocladius</i>	1	2	79	166	42	290
		<i>Lopescladius</i>	1	5	76	54	42	178
		<i>Cricotopus</i>	1		26	40	62	129
	Corynoneurini	<i>Thienemanniella</i>		1	1		4	6
não identificado				2	2	2	2	8
Tanypodinae	Pentaneurini							
		<i>Larsia</i>		4	5	2	1	12
		<i>Ablabesmyia</i>				31	5	36
		<i>Pentaneura</i>						
	Macropelopiini	<i>Macropelopia</i>						
	Procladiiini							
		<i>Procladius</i>	11	1				12
		<i>Djalmabatista</i>						
não identificado				2	12	4	1	19
Chironominae	Chironomini			3	34	9	44	90
		<i>Harnischia</i>	1	1	42	3	42	89
		<i>Cryptochironomus</i>		2	28	34	52	116
		<i>Beardius</i>			16	28	24	68
		<i>Endotribelos</i>			5	9		14
		<i>Chironomus</i>				2		2
		<i>Polypedilum</i>		1		8	138	147
		<i>Microtendipes</i>			2			2
		<i>Paratendipes</i>				1		1
		<i>Parachironomus</i>				1		1
		<i>Aedokritus</i>		1				1
		<i>Goeldichironomus xiborena</i>		1	2	1		4
		<i>Stenochironomus</i>						
	Tanytarsini			1	14	2		17
		<i>Tanytarsus</i>		11	6	7	50	74
		<i>Caladomyia</i>		4	54	41		99
		<i>Cladotanytarsus</i>		1	13	6		20
		<i>Stempellina</i>						
		<i>Stempellinella</i>		1	9			10
		<i>Rheotanytarsus</i>		2	5			7
Total			16	46	433	452	509	1456
Riqueza			5	17	18	19	12	

O Índice de Shannon e a Riqueza de taxa referentes a janeiro e abril de 2007 podem ser visualizados na Figura 52. De maneira geral, tanto o Índice de Diversidade quanto a Riqueza de Taxa foram maiores durante a campanha de janeiro em relação a abril. O maior índice foi registrado na estação 6 durante a campanha de janeiro (2,04 bits.org⁻¹), enquanto que o menor foi registrado na estação 8 na campanha de abril (1,1 bits.org⁻¹). Em relação a

riqueza de *taxa*, o maior valor registrado ocorreu na estação 5 (médio curso) em janeiro e o menor, em abril, na estação 1 (nascente).

Figura 52 – Índice de Shannon e Riqueza de *taxa*, nas estações 1, 3, 5, 6 e 8, no rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

7 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

Através do tratamento estatístico foi possível observar que a análise de ordenação (análise de componentes principais - PCA) realizada para a campanha de janeiro, explicou 85,3% dos dados analisados e, destes, 56,1% foram explicados pelo primeiro fator e 29,2% foram explicados pelo segundo. Inicialmente, foram analisadas 18 variáveis: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, turbidez, CO_2 livre, sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos, nitrito, nitrato, fosfato inorgânico, silicato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total, matéria orgânica no sedimento, nitrogênio e fósforo total no sedimento. Dessas variáveis, a PCA selecionou 11 como as mais significativas no rio Canha em janeiro, conforme a Tabela 25.

É possível notar que o eixo 1 foi bem correlacionado com as variáveis nitrogênio total, CO_2 livre, matéria orgânica no sedimento e pH, enquanto que, as variáveis que se correlacionaram com este eixo negativamente foram nitrogênio amoniacal, NO_3 e temperatura. No eixo 2, sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos, silicato reativo e turbidez foram positivamente correlacionados.

Tabela 25 – Variáveis selecionadas pela análise de componentes principais (PCA) e suas respectivas cargas nos eixos 1 e 2 na coleta de janeiro, no rio Canha.

VARIÁVEIS	Eixo 1	Eixo 2
Nitrogênio total	0.929	-0.322
CO_2 livre	0.922	0.239
Nitrogênio amoniacal	-0.897	0.310
NO_3	-0.831	0.292
Temperatura	-0.821	0.491
Matéria orgânica	0.807	-0.138
pH	0.786	0.112
Sólidos Suspensos orgânicos	0.690	0.708
Turbidez	0.621	0.760
Silicato reativo	0.244	0.872
Sólidos Suspensos inorgânicos	0.318	0.870
Total (%)	56.106	29.200
	85.3	

Para a campanha de abril, foram selecionadas inicialmente as mesmas variáveis descritas anteriormente para a campanha de janeiro. Em abril, a PCA explicou 81,8% dos dados analisados, sendo, 62,7% explicados pelo primeiro fator e 19,1% explicados pelo segundo. Dentre as variáveis selecionadas inicialmente, 13 foram consideradas mais significativas, no rio Canha. Além das variáveis selecionadas na campanha de janeiro, a PCA em abril, demonstrou serem significativas as variáveis: concentração de oxigênio dissolvido e fosfato inorgânico. Tais variáveis podem estar relacionadas, principalmente, a variação sazonal ocorrida entre as duas campanhas, em que, a concentração de fosfato

inorgânico foi maior em decorrência do menor efeito de diluição do sistema e a concentração de oxigênio dissolvido esteve relacionada às menores temperaturas registradas na campanha de abril.

Conforme representado na Tabela 26, nota-se que o eixo 1 foi bem correlacionado com as variáveis pH, nitrogênio amoniacal, NO_3 nitrogênio total, temperatura, silicato reativo e oxigênio dissolvido, enquanto que, as variáveis que se correlacionaram com este eixo negativamente foram CO_2 livre, matéria orgânica e turbidez. No eixo 2, sólidos suspensos orgânicos e fosfato inorgânico foram positivamente correlacionados.

Tabela 26 - Variáveis selecionadas pela análise de componentes principais (PCA) e suas respectivas cargas nos eixos 1 e 2 na coleta de abril, no rio Canha.

VARIÁVEIS	EIXO 1	EIXO 2
pH	0.967	-0.105
Nitrogênio amoniacal	0.915	0.250
NO_3	0.905	0.291
Nitrogênio total	0.872	-0.037
Temperatura	0.863	0.237
CO_2 livre	-0.854	0.312
Silicato reativo	0.822	-0.102
Oxigênio dissolvido	0.805	-0.562
Matéria orgânica	-0.804	-0.299
Turbidez	-0.747	0.055
Sólidos Suspensos inorgânicos	0.731	-0.431
Fosfato inorgânico	0.509	0.818
Sólidos Suspensos orgânicos	-0.063	0.948
Total (%)	62.704	19.125
	81.8	

A partir da PCA realizada inicialmente, procurou-se estabelecer padrões de similaridades entre as estações amostradas realizando-se análises de agrupamento (Cluster) para as duas campanhas de coleta.

Através da análise de agrupamento (Cluster) realizada para a campanha de janeiro, observou-se a formação de 3 grupos distintos à distância euclidiana de 0,10 (Figura 53). Os grupos formados seguiram a seqüência longitudinal realizada ao longo do rio Canha, tendo um grupo selecionado as estações mais a jusante (7 e 8), outro grupo selecionado as estações do médio e alto cursos (2, 3, 4, 5 e 6) e o terceiro grupo selecionado apenas a estação 1 (referente a nascente do rio). Apesar de o segundo grupo ter selecionado as estações 2, 3, 4, 5 e 6, dentro deste, ainda podem ser diferenciados 2 grupos: um com 4, 5 e 6 (sendo a 6 mais distante de 4 e 5) e outro com as estações 2 e 3. Nesse sentido, nota-se que a análise de agrupamento revelou diferenças entre baixo, médio e alto cursos do rio Canha, sendo a nascente (estação 1) a que possui características mais distintas.

Figura 53 – Análise de Agrupamento (*Cluster*) para as variáveis selecionadas pela análise dos componentes principais (PCA) nas oito estações de coleta em janeiro, no rio Canha.

A análise de agrupamento realizada para a campanha de abril revelou padrões semelhantes a realizada para a campanha de janeiro, entretanto, a distância euclidiana encontrada em abril foi menor demonstrando maior homogeneidade entre as estações neste período (Figura 54).

Pode-se observar a distinção de 4 grupos à distância euclidiana de 0,04: um agrupando as estações 7 e 8, outro com as estações 4, 5 e 6, outro com as estações 2 e 3 e, um último, com a estação 1 apenas. Novamente, a nascente (estação 1) esteve bem diferenciada do restante, e, as estações 7 e 8 encontraram-se agrupadas. Contudo, as estações do médio curso (4, 5 e 6), nesta campanha, estiveram diferenciadas das 2 e 3 e, além disso, a estação 5 esteve mais distante das outras duas do médio curso. Isso pode ter ocorrido devido a maior semelhança da porcentagem de matéria orgânica no sedimento nas estações 4 e 6, já que a estação 4 registrou altos valores dessa variável na referida campanha.

Figura 54 - Análise de Agrupamento (*Cluster*) para as variáveis selecionadas pela Análise dos Componentes Principais (PCA) nas oito estações de coleta em abril, no rio Canha.

A correlação de Pearson (r), em janeiro, demonstrou correlação positiva entre a densidade total de organismos e a concentração de fósforo total na água. Entretanto, condutividade esteve negativamente correlacionada no mesmo período. Durante a campanha de abril, temperatura, pH, nitrogênio total e amoniacal estiveram positivamente correlacionados à densidade total de organismos, enquanto que turbidez, nitrogênio e fósforo total no sedimento foram negativos. Em relação ao r^2 , condutividade foi a variável considerada determinante na densidade de organismos, em janeiro, já em abril foram pH, turbidez, nitrogênio total, fósforo total e matéria orgânica no sedimento (Tabela 27).

Tabela 27 – Correlação de Pearson (r) e Índice de Pearson (r^2) entre as variáveis da água estudadas e densidade total de organismos coletados no rio Canha, em janeiro e abril de 2007.

VARIÁVEIS	CORRELAÇÃO DE PEARSON (R)	JANEIRO	ABRIL	R^2	JANEIRO	ABRIL
Temperatura		-0,4	0,8		0,1	0,2
pH		-0,6	0,7		0,4	0,6
Condutividade elétrica		-0,7	0,0		0,5	0,2
Oxigênio Dissolvido		0,3	0,3		0,1	0,1
Turbidez		-0,4	-0,7		0,2	0,8
Nitrogênio total		0,0	0,7		0,0	0,2
Fósforo total		0,7	0,1		0,4	0,1
Nitrogênio amoniacal		-0,2	0,8		0,0	0,3
N total (sedimento)		0,0	-0,8		0,0	0,8
P-total (sedimento)		-0,5	-0,9		0,3	0,9
MO (sedimento)		-0,2	-0,6		0,0	0,6

8 DISCUSSÃO

8.1 Compartimento Água

As características físicas e químicas dos corpos de água são influenciadas principalmente pelo clima, geomorfologia e condições geoquímicas da região onde estão inseridos. Portanto, variações temporais e espaciais são notadas devido tanto a processos internos como a processos externos ao corpo de água.

A geologia da microbacia do rio Canha é composta por Planícies e Terraços Lagunares e por rochas Sedimentares. Esta última foi coincidente com a área delimitada pelo curso do rio e pode ser caracterizada por regiões de depósito de materiais. Segundo Suguio (1980), os rios possuem grande influência no transporte e sedimentação de materiais podendo ser classificados nos seguintes estágios de evolução: juvenil (predominância de erosão e ocorrência em regiões montanhosas), maturo (rios que apresentam grandes planícies de inundação) e senil (encontrados em planícies costeiras).

A análise de susceptibilidade à erosão dos solos da microbacia do rio Canha demonstraram que mais de 90% dos solos foram considerados como tendo “muito alta” ou “alta” susceptibilidade à erosão e, estes, classificados como Cambissolos Háplico (CALIJURI et al., 2007). Para Palmiere e Larach (2003), regiões formadas por solos do tipo Cambissolo são muito diversificadas sendo cobertas por formações vegetais em muitas unidades de relevo, porém, mais representativas em superfícies topográficas fortemente onduladas e montanhosas.

Gleissolo Háplico foi outro tipo de solo encontrado na área do presente estudo, porém, representando aproximadamente 5% dos solos e, localizado apenas na região próxima a foz do rio Canha. Segundo Calijuri et al. (2007), este tipo de solo foi considerado como tendo “média” e “baixa” susceptibilidade à erosão. Palmiere e Larach (2003) afirmam que a classe Gleissolo compreende solos hidromórficos, com teores elevados de matéria orgânica e espessura variando de 10 a 30 cm. Nessas paisagens, predominam planícies fluviais e fluviolacustres, sendo, amplamente distribuídas por todo o país e podendo ser constituídas por florestas e/ou campos de várzeas com espécies tolerantes ao excesso de água (hidrófilas e higrófilas). Assim, a região da microbacia do rio Canha pode ser caracterizada por possuir relevo ondulado e/ou montanhoso (principalmente na região da nascente) e, conseqüentemente, possui solos susceptíveis à erosão.

A velocidade de escoamento e a vazão estão intimamente ligadas a climatologia (principalmente precipitação) e a geomorfologia da região (tipo de substrato e declividade do terreno), além disso, são importantes no estudo da comunidade bentônica, uma vez que, influenciam diretamente a colonização e a distribuição de alimentos.

Segundo Vannote et al. (1980), em sistemas fluviais sem alterações antrópicas, há tendência de declínio dos valores de velocidade de escoamento de montante a jusante, enquanto que é esperado um aumento nos valores de vazão no mesmo sentido.

Tais fatos são explicados através da redução da declividade do terreno drenado (desde as zonas de cabeceiras até a foz) tendo grande influência na velocidade de escoamento, enquanto que, a soma dos volumes incorporados ao longo do curso, pela entrada de tributários, é fator condicionante da vazão. No entanto, a velocidade de escoamento, no rio Canha, não seguiu esta tendência.

A variação da declividade ao longo do gradiente espacial pode ser evidenciada através da Relação de relevo (Rr), que correlaciona a diferença altimétrica da bacia (ponto mais alto e mais baixo) com sua maior dimensão. Segundo Gordon, McMahon e Finlayson (1994), maiores valores indicam relevo mais acentuado e maior declividade.

Rios (1993) estudando córregos da bacia do Ribeirão do Feijão (SP) verificou maiores índices de relação de relevo nas sub-bacias localizadas mais próximas às nascentes, e menores, em sub-bacias de maiores áreas. Quando comparado o valor de relação de relevo encontrado para a microbacia do rio Canha com os encontrados por Rios (op. cit.) e Domingos (2002) é possível notar que a microbacia do presente estudo encontra-se em relevo mais acidentado em relação aos estudos realizados pelos autores acima citados, visto que, os valores encontrados por eles superaram o registrado nesta pesquisa.

Nesse sentido, as variáveis hidrológicas no rio Canha mostraram-se relacionadas à precipitação e as características geomorfológicas da microbacia.

Temporalmente, a região do presente estudo, diferentemente do esperado, apresentou velocidade de escoamento mais elevada durante o período de menor precipitação (abril). Na amostragem de janeiro apesar de ser registrada maior intensidade de precipitação, também notou-se (visivelmente e através de fotos) uma área de abrangência do canal maior. Com a área do canal maior, a velocidade de escoamento tendeu a diminuir.

Bottino (2008) analisou a secção transversal do rio Canha em três estações amostrais diferentes, alto, médio e baixo cursos, e verificou aumento na largura do rio na estação do médio curso. A autora relacionou este aumento à interferência antrópica, já que este local fica localizado no interior de uma propriedade particular onde foi construída uma ponte (podendo ter ocorrido remoção de areia nas margens do rio).

Espacialmente, a velocidade de escoamento do rio Canha, obteve os menores valores na estação mais próxima a nascente, aumentando no médio curso e tendo nova queda próximo à foz. Na estação mais a jusante, a confluência com o rio Jacupiranga (com volume maior) pode ter promovido a retenção do fluxo e assim, a diminuição da velocidade de escoamento nessa região. Outro fator importante consiste em que os rios podem ser

formados por segmentos menores que se alternam, caracterizando microregiões distintas, denominadas rápidos e lentos (MARGALEF, 1983).

Em muitos rios a vazão está intimamente relacionada ao regime climático da região. Temporalmente, a vazão foi maior nas três estações amostradas (estações 1, 4 e 8), durante o período de chuva, caracterizando forte influência da precipitação. Outra característica que deve ser observada em função das rápidas respostas às precipitações, é a densidade hidrográfica e a densidade de drenagem da bacia, que segundo Gordon, McMahon e Finlayson (1994), quando elevadas demonstram a capacidade da bacia de gerar novos canais e a influência escoamento superficial em seu curso principal.

Espacialmente, a vazão está relacionada às características geomorfológicas da bacia. A vazão da secção transversal de um rio é influenciada pela área e forma da bacia, provocando um aumento de descarga com o aumento da área da bacia contribuinte, ou seja, quanto maior (em volume) e mais numerosos forem os tributários, maior será sua influência no canal principal. No rio Canha, este fato pode ser verificado com a tendência de aumento da vazão de montante a jusante, devido a contribuição dos tributários próximo a foz.

Villela e Mattos (1975) afirmaram que através do cálculo do índice de forma e da relação de alongação é possível relacionar os maiores índices a bacias mais sujeitas a inundações. Domingos (2002) em estudo na bacia do rio Betari (alto Vale do Ribeira), encontrou valor de 1,66 para o índice de forma e 0,88 para a relação de alongação, considerando a bacia irregular e pouco sujeita à enchentes. No presente estudo, os valores encontrados foram maiores que os registrados por Domingos (op. cit.) sendo caracterizada baixa interferência de inundações.

Outro fator que influencia a vazão é o uso e ocupação da área de entorno. Segundo Chapman (1992), áreas que apresentam mata ciliar e a vegetação do entorno preservadas, retardam o escoamento superficial através do favorecimento à infiltração e retenção do mesmo. Entretanto, áreas que apresentem modificações na paisagem, tais como agricultura e pastagens, a infiltração é menor devido a compactação do solo e o escoamento é rapidamente conduzido ao canal principal da bacia de drenagem.

No rio Canha as estações localizadas no alto curso são cercadas por vegetação, o que pode ter dificultado o escoamento superficial (aproximadamente 70% de formações florestais). Porém, nas estações do médio e baixo curso tal vegetação foi parcialmente ou totalmente removida (aproximadamente 15% de áreas com agricultura). Agricultura e urbanização são os principais fatores de compactação do solo, que promovem um maior escoamento superficial e, conseqüente, aumento na vazão.

Todos esses fatores demonstram a complexidade da influência do ciclo hidrológico em sistemas lóticos.

A análise dos dados de quantidade de chuva no ano da presente pesquisa e nos últimos seis anos (2001 a 2006) permitiu a verificação de que as amostragens foram realizadas em um ano atípico, em que a precipitação registrada foi menor em relação à média dos seis anos anteriores, com exceção do mês de julho de 2007. Portanto, é possível afirmar que, nesta pesquisa, a amostragem foi realizada em dois períodos hidrológicos distintos: chuva (janeiro) e seca (abril). Durante o período de seca foram constatadas poucas ocorrências de chuvas, sendo estas de pequena intensidade. Quanto ao período chuvoso ocorreram eventos de chuvas moderadas espaçadas durante o mês de janeiro que foram representativas no que diz respeito às variáveis químicas e físicas registradas no rio Canha.

Segundo Chapman (1992) a temperatura de águas superficiais pode ser influenciada por fatores como latitude, altitude, estações do ano, hora do dia, circulação do ar, cobertura por núvens, presença ou ausência de mata ciliar, além do fluxo e da profundidade do corpo de água. Portanto, a temperatura da água está diretamente relacionada à temperatura do ar circundante e pode variar espacialmente e temporalmente (HYNES, 1970).

No eixo temporal pode variar diariamente e/ou sazonalmente. Margalef (1983) comenta que a flutuação diária da temperatura das águas correntes é relativamente ampla, devido as pequenas profundidades e ao fato de a turbulência não permitir a formação de gradientes e termoclinas.

De acordo com o conceito do contínuo fluvial proposto por Vannote et al. (1980), nas cabeceiras a temperatura da água tende a ser menor, uma vez que, estas são alimentadas por águas subterrâneas e frequentemente são envoltas por vegetação. Já em regiões do médio e baixo curso, a vegetação é mais espaçada (e muitas vezes suprimida) permitindo uma maior incidência dos raios solares e, conseqüente aumento de temperatura. Vale ressaltar também, que em rios de menor porte o menor volume de água responde rapidamente às alterações do meio aéreo circundante promovendo uma maior heterogeneidade.

No rio Canha foi possível distinguir os dois tipos de variações: temporal e espacial. Em relação a variação temporal, as maiores temperaturas foram registradas durante o período de chuva que coincide com o verão, enquanto que as menores foram registradas no período de estiagem, em abril, que representa o outono.

As variações no eixo longitudinal do rio Canha podem ser atribuídas ao fato das primeiras estações (próximas a nascente) possuírem mata ciliar diminuindo a incidência da radiação solar. Outro fato preponderante consiste no horário de coleta de cada estação de amostragem. Ambas amostragens (janeiro e abril) foram realizadas coletando-se as amostras da nascente à foz, sendo que, a nascente foi coletada nas primeiras horas da manhã (7h30) e a foz foi coletada no início da tarde (12h30). Isso pode ter permitido um

ganho de calor pelo sistema hídrico, caracterizando maiores temperaturas nas estações mais a jusante.

Um efeito da temperatura da água é alterar sua viscosidade, ocasionando uma maior tendência de sedimentação do silte (cerca de duas vezes mais rápido em águas à 23°C do que à 0°C). Portanto, segundo Hynes (1970), águas mais quentes carregam mais silte do que as frias, tornando o substrato dos sistemas lóticos tropicais mais finos.

Segundo Hynes (op. cit.), Margalef (1983) e Wetzel (1983) a solubilidade do oxigênio em sistemas aquáticos varia inversamente com a temperatura e está diretamente ligada a pressão atmosférica.

Para Teixeira (1993) vários fatores contribuem para a perda ou ganho de oxigênio pelas águas de rios, entre eles estão:

- turbulência: que possui papel importante na aeração das águas dos sistemas lóticos.
- temperatura: a solubilidade desse gás varia inversamente com a temperatura, sendo que um aumento nas temperaturas pode gerar diminuição da concentração de OD.
- respiração de organismos e oxidação da matéria orgânica: processos que utilizam o oxigênio disponível no corpo de água.
- pressão atmosférica: em locais de baixa pressão (grandes altitudes) pode ocorrer uma diminuição na concentração de OD, e vice e versa.
- fotossíntese: flutuações na atividade fotossintética refletem na quantidade de OD, principalmente em águas mais calmas.

Dentre os fatores relacionados acima, podem ser facilmente caracterizados nas águas do rio Canha a turbulência, a temperatura e a oxidação da matéria orgânica.

A turbulência pode ter tido grande influência, visto que, as águas do rio Canha são rápidas proporcionando que as concentrações de oxigênio dissolvido estivessem sempre elevadas durante o estudo, permanecendo bem acima do limite exigido pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2, que é de 5 mg.L⁻¹. Poderia ainda, ser enquadrada dentro do limite estabelecido para rios de classe 1, já que, não é inferior a 6 mg.L⁻¹ (BRASIL, 2005). Dois fatores foram preponderantes para aumentar a turbulência do sistema: a declividade e a morfologia do substrato.

A variação sazonal também pôde ser amplamente caracterizada. Menores concentrações de oxigênio dissolvido foram registradas durante a coleta de janeiro que apresentou as maiores temperaturas, demonstrando que ambas variáveis são inversamente proporcionais, conforme descrito acima.

No entanto, é possível observar que tanto na coleta de janeiro como na de abril, a estação 1 apresentou concentrações menores de OD. Tal resultado pode ter ocorrido devido ao fato do local receber detritos orgânicos oxidáveis oriundos da mata ciliar presente que

consumiram o oxigênio disponível. Outro fator correlacionado a esse, pode ser observado a partir da turbidez e da concentração de sólidos suspensos. Ambos encontram-se elevados na estação 1 (principalmente durante a coleta de janeiro, devido o aporte pela precipitação).

Nesse sentido, Calijuri (1999) comenta que partículas inorgânicas em suspensão servem de substrato para bactérias. Portanto, na época de maior precipitação é possível encontrar maiores concentrações de matéria orgânica e, conseqüentemente, maior consumo de oxigênio na coluna de água.

Diferentemente do encontrado no rio Canha, Arzina et al. (2006) em estudo no rio Langat, verificaram maiores concentrações de oxigênio dissolvido nas estações localizadas no alto curso em relação as do baixo curso. Porém, deve-se ressaltar que na porção mais a jusante do rio Langat existe um despejo de efluente doméstico. Segundo os autores, esse fato pode ter contribuído para a queda na concentração de oxigênio dissolvido devido ao seu consumo pela entrada de matéria orgânica no sistema.

A disponibilidade de oxigênio dissolvido nos ecossistemas aquáticos é de fundamental importância na distribuição dos organismos bentônicos. Segundo Cummins (1975), a maioria dos organismos bentônicos não tolera baixas concentrações de oxigênio, entretanto, alguns por possuírem mecanismos para promover uma oxigenação temporária (por exemplo, movimentação de Oligochaeta e Chironomidae) e pigmentos para captação de oxigênio, são mais tolerantes.

O pH é a medida de concentração do íon H^+ na água e muitos são os fatores que podem influenciá-lo. Esteves (1989) citou que a grande maioria dos corpos de água continentais apresentam pH variando de 6 a 8, podendo ser encontrados ambientes mais ácidos ou mais alcalinos.

Segundo Hynes (1970), o pH e as formas de carbono apresentam uma relação complexa entre si, e suas concentrações variam conforme a estrutura geológica de cada bacia hidrográfica.

Golterman, Clymo e Ohnstad (1975) afirmaram que em sistemas aquáticos com pequena interferência humana a concentração de bicarbonato de cálcio é o principal regulador do pH.

Não ocorreram variações bruscas de pH nas estações do rio Canha, tanto no eixo temporal como no espacial. Os valores estiveram ligeiramente ácidos, permanecendo em torno de 6,0.

Entretanto, os valores de pH na nascente foram menores, principalmente na estação seca, fato também observado por Rios (1993) e Teixeira (1993). Tais autores relacionaram o menor valor de pH na nascente com a entrada de material alóctone oriundo da mata ciliar, ocasionando decomposição e conseqüente depleção do oxigênio dissolvido. Provavelmente, foi também a contribuição alóctone da vegetação presente na nascente do rio Canha, o fator

responsável pela leve diminuição dos valores de pH registrados na estação 1, principalmente em abril.

A Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece uma faixa de 6 a 9 de pH para rios pertencentes a classe 2 que tenham, entre outros usos preponderantes, a proteção das comunidades aquáticas. Apenas na estação 1, em abril, o pH esteve abaixo do valor estabelecido.

Assim como o pH, a condutividade elétrica está diretamente relacionada com a quantidade de materiais dissolvidos presentes. Mesmo sem identificar quais são esses materiais, esta variável, é um importante indicativo de poluição das águas (CETESB, 2005).

Muitos são os fatores que influenciam a condutividade: as condições ambientais, a natureza da superfície do solo e a geoquímica da bacia de drenagem são determinantes na composição física e química de rios e riachos. Donohue, Garriglé e Mills (2006) estudando a ligação entre as variáveis químicas de rios na Irlanda e o “status” ecológico de suas bacias observaram que a condutividade elétrica atua como um importante indicador do uso do solo da área drenada. Assim é possível observar certa individualidade mesmo entre rios que se localizam em uma mesma região.

Nesse sentido, os valores de condutividade elétrica observados no rio Canha foram relativamente baixos se comparados com os trabalhos de Domingos (2002) e Moccellini (2006), também realizados no Vale do Ribeira.

Segundo Domingos (op. cit.), os altos valores dessa variável registrados no rio Betari (alto Ribeira de Iguape) estão relacionados à característica cárstica da bacia onde está localizado, visto que, os íons de cálcio que se desprendem das rochas calcárias podem ter contribuído para os altos valores de condutividade encontrados.

Já Moccellini (2006) observou significativo aumento nos valores de condutividade elétrica com o aporte do efluente de uma indústria de fertilizantes no rio Jacupiranguinha (baixo Ribeira de Iguape). Tal efluente, rico em formas fosfatadas, promoveu um aumento na concentração de íons disponíveis na água.

Buss et al. (2002) estudando a qualidade da água do rio Guapimirim e seus afluentes (Rio de Janeiro), apesar de registrarem valores de condutividade elétrica inferiores aos encontrados no rio Canha, constataram um aumento nos valores dessa variável após a passagem pelo município de Guapimirim. Os autores relacionaram o aumento da condutividade ao enriquecimento orgânico promovido pela passagem pelo perímetro urbano.

Os trabalhos de Moccellini (2006) e Buss et al. (2002) estão de acordo com o conceito de descontinuidade de Sabater, Armengol e Sabater (1989), onde os autores descrevem que a entrada de fontes pontuais de poluição promovem uma ruptura nos padrões “normais” dos sistemas lóticos.

O rio Canha não recebe nenhum aporte pontual de efluentes (domésticos ou industriais), entretanto, a porção intermediária está cercada por plantações de banana e, a final localiza-se próximo ao perímetro urbano do município de Jacupiranga, além do fato de possuir mata ciliar em sua nascente. Todos esses fatores podem ter sido determinantes na caracterização desta variável.

Temporalmente, os valores de condutividade elétrica registrados no rio em estudo, permaneceram ligeiramente maiores durante a estação seca. Tal fato pode ser explicado pelo efeito de diluição promovido pelas chuvas mais intensas em janeiro. Babel (1998) em estudo nos rios Tietê e Peixe, no estado de São Paulo, também encontrou maiores valores de condutividade elétrica durante a estação com menor intensidade de chuva.

O rio Canha, espacialmente, apresentou três regiões distintas. Na nascente, foram registrados os maiores valores de condutividade, sendo que o escoamento superficial e o aporte de materiais advindo da mata ciliar podem ter contribuído para tais valores. Na porção intermediária do rio, observa-se uma ligeira queda dos valores sofrendo novo aumento em sua porção final. Este aumento nas estações mais a jusante pode ser atribuído ao fato destas estarem localizadas mais próximas ao perímetro urbano, e, possivelmente, recebem aporte de esgoto doméstico clandestino entre outros materiais.

A alcalinidade é a medida total das substâncias presentes em um determinado corpo de água capazes de neutralizar ácidos, ou seja, é a capacidade de tamponamento de um sistema. Pelo fato da alcalinidade da maioria das águas superficiais ser condicionante dos teores de carbonatos e bicarbonatos, ela é tomada como indicadora dessas substâncias (MAIER, 1978).

Para Hynes (1970), as águas correntes possuem uma complexa relação entre pH e as principais formas de carbono (CO_2 , H_2CO_3 , CO_3^{2-}). Dentre as formas de carbono presentes nos corpos de água, o dióxido de carbono livre (CO_2 – livre) predomina em situações de pH baixo (águas ácidas). O bicarbonato (HCO_3^-) é encontrado em maiores concentrações em águas com pH próximo de 7, enquanto que o carbonato (CO_3^{2-}) é mais abundante em águas alcalinas (pH acima de 9).

No rio Canha, a alcalinidade (em mEq e mg.L^{-1}) foi ligeiramente maior durante a campanha de abril (menor precipitação) e as estações mais a jusante registraram valores mais elevados, caracterizando variação temporal e espacial.

No rio Guapimirim (Rio de Janeiro), Buss et al. (2002), também encontraram padrões distintos em relação a variação espacial dos valores de alcalinidade. Na porção superior da bacia, mais preservada, os valores foram mais baixos (aproximadamente 15 mg.L^{-1}) do que na porção inferior da bacia, onde há passagem pelo perímetro urbano (aproximadamente 30 mg.L^{-1}). Contudo, as formas de carbono não apresentaram grande variação sazonal, permanecendo semelhantes nos períodos de janeiro e abril de 2007.

Espacialmente, excetuando-se o carbonato que registrou aumento de montante à jusante, essas variáveis mostraram uma pequena queda da nascente para a parte intermediária do rio, sofrendo novamente um ligeiro aumento em direção a foz. Tal fato pode ter ocorrido devido a presença de mata ciliar na nascente e a proximidade do perímetro urbano nas últimas estações.

Dentre as formas de carbono da área de estudo, o bicarbonato foi a que registrou as maiores concentrações, fato este atribuído à faixa de pH entre 6 e 7 predominante nas águas do rio Canha. Outro fator marcante foram as baixas concentrações de carbonatos (da ordem de 10^{-3}), também como consequência direta dos valores de pH.

Assim como a condutividade elétrica, a alcalinidade e as respectivas formas de carbono, a concentração de sólidos suspensos está diretamente relacionada aos processos de desgaste das rochas, percolação e escoamento. Altas concentrações podem provocar aumento na turbidez e, assim, diminuição da produtividade primária do sistema (PORTO et al, 1991).

Durante o presente estudo, a turbidez registrou valores baixos, caracterizando águas bem transparentes. Esta foi outra variável que apresentou resultados que poderiam ser enquadrados em rios de classe 1, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05, que é de no máximo 40 NTU.

No rio Canha, a turbidez permaneceu na faixa de 10 NTU. Apenas na estação 1, em janeiro, foi registrado valores acima de 20 NTU, sendo influenciada pela vegetação natural presente nesse local.

Roy et al. (2003) analisando as respostas ambientais frente a diferentes usos e ocupação do solo (área urbana, agricultura e florestas) na bacia do rio Etowah, Geórgia verificaram que a turbidez esteve relacionada ao aumento da área urbana e de agricultura e à diminuição de áreas cobertas por florestas. Da mesma maneira, os autores relacionaram o aumento da concentração de sólidos suspensos totais com a expansão da cobertura da área urbana e suprimimento de áreas florestadas.

No rio Canha, a entrada de fontes difusas advindas da ocupação urbana e da atividade agrícola parece não exercer, ainda, influência nos valores de turbidez e sólidos suspensos.

Temporalmente, foi possível observar que, principalmente, nas estações 1 e 8 (nascente e foz) foram registrados maiores valores de sólidos suspensos durante o período chuvoso em relação ao período de estiagem. O transporte de material pelo escoamento superficial promovido por maiores precipitações e a resuspensão de partículas sedimentadas podem ser possíveis explicações para tais valores.

No eixo longitudinal, também foi possível notar maiores concentrações de sólidos suspensos nas estações 1 e 8 e queda desses valores no médio curso. Entretanto, tal

padrão é melhor visualizado nas concentrações de sólidos suspensos inorgânicos, já que a fração orgânica foi bem inferior.

Rios (1993) em estudo no ribeirão de Feijão, município de São Carlos (SP) registrou maiores valores de material orgânico em relação ao inorgânico e atribuiu tal fato a grande porcentagem de cobertura vegetal presente na bacia. A microbacia do rio Canha possui vegetação natural apenas próximo a sua nascente, sendo o restante do solo ocupado por atividade agrícola e ocupação humana, o que pode ter influenciado a concentração de sólidos suspensos inorgânicos observados no estudo.

Jordão et al. (2007) em uma bacia impactada em Minas Gerais, constataram maior concentração de sólidos suspensos após a entrada de efluente doméstico do município de Viçosa, diminuindo nas estações subseqüentes. Segundo os autores, a diminuição na concentração pode estar relacionada a autodepuração do sistema e ao aumento da vazão nas estações a jusante.

O volume de água de cada rio está intimamente ligado à velocidade de suas respostas ambientais. Thomas et al. (2004) analisando a influência da ocupação do solo em relação ao tamanho de rios da bacia Amazônica e a entrada de materiais concluíram que os efeitos da retirada da vegetação ciliar em relação ao input de materiais alóctones é mais significativo e mais fácil de detectar em rios de menor ordem.

A resolução CONAMA número 357 de 2005 estabelece um limite de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para a DBO_5 de rios pertencentes a classe 2. No entanto, os resultados encontrados nas águas do rio Canha poderiam enquadrá-lo em corpos de água de classe 1, cuja concentração máxima permitida é de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ sendo necessária uma reavaliação de seu enquadramento. A mesma resolução determina que no caso das condições de qualidade atuais serem melhores do que as estabelecidas pelo prévio enquadramento, determina-se a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Temporalmente, foi possível observar que as maiores concentrações foram registradas durante a estação chuvosa (janeiro), devido possivelmente, ao carreamento de material pelas chuvas para o interior do sistema. Espacialmente, é nítido que as maiores concentrações estão registradas nas estações da nascente até a porção intermediária do rio, havendo uma queda nas concentrações das estações mais a jusante. Porém, esse padrão foi observado apenas na amostragem de janeiro.

Tal padrão não era esperado, já que as estações mais a jusante são mais próximas a áreas de atividade agrícola e de ocupação urbana. Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) verificaram um aumento nos valores de DBO do alto para o baixo curso de riachos pertencentes a cidade de Andorran (França). Para os autores, as estações de amostragem localizadas no alto curso, preservadas, registraram menores valores de DBO ($0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ a $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$). Já as estações do médio e baixo cursos, que recebem efluentes domésticos e

encontram-se próximas ao perímetro urbano, registraram valores mais elevados de DBO (entre 1 mg.L^{-1} e 4 mg.L^{-1}).

As oito estações amostradas em abril apresentaram valores bem inferiores aos encontrados durante a campanha de janeiro e, semelhantes aos encontrados por Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) no alto curso dos riachos da cidade de Andorran (entre $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$). Tal fato pode indicar uma pequena interferência antrópica na microbacia do rio Canha.

Os nutrientes presentes nos sistemas lóticos podem ter origem de fontes pontuais e/ou difusas, sendo essa última mais difícil de ser detectada. Nitrogênio e fósforo exercem grande importância no metabolismo dos sistemas aquáticos sendo, portanto, fatores significativos na determinação da qualidade da água e, conseqüentemente, na preservação das comunidades presentes.

A determinação das formas nitrogenadas nos sistemas aquáticos pode fornecer informações a respeito da poluição orgânica: o nitrogênio amoniacal está associado a poluição recente enquanto que as formas nitrito e, principalmente, nitrato estão associadas a poluição remota (VON SPERLING, 1995).

No rio Canha, esses compostos apresentaram-se em concentrações pequenas, visto que, a microbacia não possui fontes pontuais de poluição, como efluentes de estação de tratamento de esgoto ou industriais. Nesse sentido, pode-se dizer que o aporte de nitrogênio particulado na área de estudo é advindo, principalmente, das atividades de bananicultura e pelo despejo de efluentes clandestinos no perímetro urbano.

Segundo Teixeira (1993) precipitação, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e fixação por bactérias são as principais fontes naturais de nitrogênio; já a agricultura e o despejo de efluente doméstico são fortes contribuintes deste componente através de atividades antrópicas.

A concentração das formas nitrogenadas apresentou tendências temporais distintas entre cada fração. O nitrogênio amoniacal e o nitrito foram maiores em abril, sendo caracterizado o aumento na concentração devido a menor ocorrência de chuvas.

O nitrato, por sua vez, apresentou as maiores concentrações em janeiro, época de maior intensidade de chuvas, podendo estar relacionado ao escoamento superficial, onde possivelmente o carreamento tenha compensado a diluição.

O nitrito, por sua vez, registrou concentração aproximadamente 100 vezes menor que a estabelecida pela Resolução CONAMA 357/05 ($1,0 \text{ mg.L}^{-1}$), sendo caracterizada pequena entrada de poluentes no sistema o que reflete, novamente, na necessidade de reavaliação no enquadramento desse sistema. Além disso, as baixas concentrações desse composto também podem estar relacionadas à alta oxigenação das águas o que favorece o processo de oxidação biológica e sua passagem para a forma de nitrato.

Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) e Silveira et al. (2005) estudando sistemas lóticos em duas regiões distintas (França e Sudeste brasileiro, respectivamente) encontraram valores até 10 vezes maiores em relação aos registrados nas águas do rio Canha. Em ambos estudos, os rios analisados foram caracterizados como levemente impactados sendo distinguidas, assim como no presente estudo, regiões de alto, médio e baixo curso.

Todos os valores observados pelos autores apresentavam-se dentro do estabelecido pela legislação brasileira (CONAMA 357/05) o que demonstra que a concentração de nitrito registrada no rio Canha é pequena.

Entretanto é possível observar entre os estudos, resultados semelhantes quanto a variação espacial ao longo do eixo longitudinal dos rios. Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) observaram gradativo aumento na concentração de nutrientes, entre eles o nitrito, conforme ocorre diminuição da altitude dos locais por onde o rio Andorran percorre. Os autores relacionaram tal ocorrência ao aumento de influências antrópicas na região do baixo curso devido à proximidade de cidades turísticas nesses locais.

Espacialmente, foi observado semelhança na tendência longitudinal das três formas nitrogenadas analisadas no rio Canha. Todas apresentaram ligeiro aumento de montante a jusante indicando o aporte de compostos nitrogenados provenientes da plantação de banana e possivelmente de esgotos clandestinos.

O nitrato, apesar de ter registrado maiores concentrações durante a amostragem de janeiro, também foi baixo quando comparado aos estudos de Buss et al. (2002) e Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) em bacias relativamente pouco impactadas.

O nitrogênio amoniacal foi a forma de nitrogênio inorgânico predominante no presente estudo, porém, permanecendo dentro do limite proposto pela legislação. Este composto representa o estágio inicial do processo de nitrificação, e pode ser encontrado em grandes concentrações em esgotos domésticos, caracterizando fonte de poluição recente.

Devido ao fato do rio Canha não receber efluentes de estação de tratamento de esgoto, sugere-se que haja entrada de efluente doméstico clandestino, fato confirmado pelo aumento da concentração próximo ao perímetro urbano (fz).

Diferentemente do ocorrido nas concentrações de nitrito e nitrato, a concentração de nitrogênio amoniacal do rio Canha quando comparada a estudos em outras regiões foi relativamente maior.

Buss et al. (2002) em estudo em três rios na bacia do rio Guapimirim (RJ) encontraram concentrações de nitrogênio amoniacal entre $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ com exceção apenas da última estação amostral que registrou concentração de $2,09 \text{ mg.L}^{-1}$. Tal estação está localizada após a passagem por uma cidade onde recebe efluente de esgoto doméstico, caracterizando novamente, uma fonte de poluição recente.

Entretanto, Jordão et al. (2007), estudando rios considerados de classe 3 pela Resolução CONAMA 357/05 em áreas urbanizadas e industrializadas no estado de Minas Gerais, registraram valores que variaram de 3 mg.L⁻¹ a 30 mg.L⁻¹, demonstrando ser esta uma região fortemente impactada.

Assim como as formas de nitrogênio já abordadas acima (nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal), o nitrogênio total (Kjedahl) apresentou variação sazonal e espacial.

Temporalmente, as maiores concentrações foram observadas no período de menor precipitação (abril), estando relacionado ao menor efeito de diluição do sistema devido a menor quantidade de chuvas. Espacialmente, é possível notar um aumento gradual de montante a jusante. A presença de atividades agrícolas e proximidade do núcleo urbano podem representar fortes interferentes.

Apesar da Resolução CONAMA 357/05 não estabelecer parâmetros referente ao nitrogênio total, a comparação das concentrações obtidas no rio Canha com outros estudos em sistemas lóticos permite afirmar que a área do presente estudo é pouco impactada.

Os valores de nitrogênio total no rio Canha podem ser comparados aos obtidos por Silva e Sacomani (2000) no rio Pardo (SP) com exceção de duas estações amostrais que recebem fontes pontuais de poluição (efluente doméstico e industrial), e consequentemente, apresentaram concentrações bem mais elevadas. Em concordância com esse resultado, Jordão et al. (2007) registraram valores mais elevados de nitrogênio total estudando rios que recebem forte impacto de áreas urbanizadas e industrializadas, em Minas Gerais.

Nos ecossistemas aquáticos continentais, o fósforo disponível é advindo de fontes naturais e/ou artificiais. Analisando-se as fontes naturais, a principal está relacionada às rochas da bacia de drenagem através da ação de intemperismo e ao escoamento superficial. Quanto às fontes artificiais, o esgoto doméstico e industrial e os fertilizantes agrícolas estão entre os mais significativos (ESTEVES, 1988).

Frequentemente, o monitoramento de fósforo em ecossistemas de água doce é realizado através da determinação das concentrações de fósforo total e das frações particulada e dissolvida. Dentre estas últimas, o fosfato inorgânico é a forma de fósforo mais prontamente assimilável por organismos aquáticos e plantas (SAWYER; McCARTY; PARKIN, 1994).

As concentrações de fosfato inorgânico no rio Canha, apesar de relativamente baixas, apresentaram variação sazonal e espacial podendo estar relacionadas aos eventos de precipitação e a entrada de material alóctone, respectivamente.

Temporalmente, foi possível observar concentrações mais elevadas em abril, possivelmente, devido a ausência do efeito de diluição promovido pela entrada de água da chuva no sistema.

Novamente foi possível observar uma variação ao longo do eixo longitudinal do rio Canha, onde, as estações amostrais mais a jusante apresentaram os maiores valores. Tal fato pode estar relacionado à proximidade dessas estações ao perímetro urbano do município de Jacupiranga. Macleod e Haygarth (2003) afirmaram que as fontes difusas, além da atividade agrícola, muitas vezes podem ser representadas por esgotos não coletados pela rede, tais como, despejos diretamente no curso de água ou via tanque séptico. Tais despejos podem influenciar diretamente as concentrações de nutrientes na água, sendo possível associá-los a fontes pontuais de poluição.

Nesse sentido, Buss et al. (2002) e Silveira et al. (2005) verificaram significativa diferença entre a concentração de fósforo inorgânico nas estações mais a montante e menos impactadas em relação às estações mais a jusante e que recebem aporte de fontes pontuais de poluição.

A Resolução CONAMA 357/05 estabelece para rios de classe 1 ou 2 o limite máximo de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total. A concentração desse nutriente nas águas do rio Canha permaneceu, durante todo o período de amostragem, bem abaixo do limite estabelecido pela legislação vigente, não ultrapassando $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$.

Moccellin (2006) registrou forte impacto de uma indústria de fertilizantes no rio Jacupiranguinha, baixo Vale do Ribeira, visto que a concentração desse nutriente após o despejo do efluente industrial chegou a atingir o limite máximo de $123,92 \text{ mg.L}^{-1}$, no período de menor precipitação.

O fósforo total, ao contrário das outras variáveis, não apresentou uniformidade durante o presente estudo. De maneira geral, as maiores concentrações foram registradas quando ocorreram precipitações menos intensas (abril) devido a diminuição do volume de água e, conseqüente, aumento da concentração; este fato corrobora com os resultados encontrados por Moccellin (2006).

Especialmente, a distribuição da concentração de fósforo total foi ainda mais irregular. Tal fato só vem a comprovar a hipótese de entrada de fontes difusas, tanto advindo de atividades agrícolas como de esgoto clandestino.

O silicato reativo apresentou ampla variação sazonal, sendo a concentração bem mais elevada durante a amostragem de menor precipitação e vazão (abril). No entanto, longitudinalmente, as concentrações não apresentaram grandes amplitudes. Segundo Wetzel (1983), a concentração de silicato em rios tende a ser uniforme, não sofrendo interferências de aporte de material orgânico.

Golterman, Clymo e Ohnstad (1978) afirmam que, em sistemas lóticos, os silicatos são disponibilizados para o ambiente através da erosão, sendo que sua solubilidade é influenciada pelo pH: valores de pH mais ácido propiciam maior solubilidade. No presente

estudo, o pH mostrou-se ligeiramente ácido tanto em janeiro como em abril, portanto, não sendo este um fator determinante na concentração de silicato reativo.

Domingos (2002) em estudo no rio Betari (Alto Ribeira de Iguape) também registrou maiores concentrações de silicato reativo durante a campanha de menor precipitação, relacionando esse fato à menor diluição do sistema. Porém, o mesmo autor, observou que as estações mais próximas à nascente apresentaram maiores valores que as mais a jusante, podendo tal acontecimento estar relacionado à assimilação por diatomáceas ao longo do eixo longitudinal.

Chapman (1992) comenta que, em rios, o silicato é de grande importância para as diatomáceas e sua concentração pode variar de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ a 30 mg.L^{-1} . No rio Canha, a concentração não ultrapassou 8 mg.L^{-1} .

8.2 Compartimento Sedimento

O compartimento sedimento em ecossistemas aquáticos continentais é caracterizado por possuir grande quantidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente). O intercâmbio desses nutrientes entre o sedimento e a coluna de água influencia o metabolismo do sistema como um todo (STUMM; MORGAN, 1981). Nesse sentido, pode-se considerar o sedimento como um reservatório potencial de poluentes, estando a liberação destes associada a processos naturais e antrópicos.

A composição do sedimento de sistemas lóticos está diretamente relacionada às características da bacia de drenagem e seus respectivos usos. Com relação as variáveis analisadas (nitrogênio, fósforo e matéria orgânica), de maneira geral, os maiores valores foram registrados durante a campanha de abril que apresentou menores vazões.

A precipitação pode representar um interferente direto na concentração dos nutrientes e na porcentagem de matéria orgânica dos sistemas lóticos. Segundo Margafef (1983), chuvas mais intensas promovem desestabilização, maior revolvimento do sedimento e, conseqüente, resuspensão dos nutrientes para a coluna de água.

Moccellin (2006) estudando o comportamento do rio Jacupiranguinha verificou, diferentemente do observado no rio Canha, maiores concentrações de nitrogênio total no sedimento durante o período chuvoso. A autora associou o fato ao carreamento de material pelo escoamento superficial.

Ao longo do eixo longitudinal do rio Canha, a concentração de nitrogênio total e a porcentagem de matéria orgânica mostraram-se semelhantes. Maiores valores foram registrados nas estações mais próximas à nascente (1, 2 e 3), decaindo continuamente até a foz. Este fato não era esperado, já que a região do alto curso apresenta-se mais preservada, enquanto que, o médio e baixo curso possui áreas com atividades agrícolas e proximidade com o núcleo urbano.

Uma possível explicação para esse padrão consiste na presença de vegetação ciliar no entorno da nascente que promove a entrada de material orgânico no sistema e a posterior decomposição desses detritos orgânicos pode ter gerado aumento nos valores de nitrogênio total e matéria orgânica.

Para Domingos (2002) a decomposição de detritos orgânicos pode ter sido um contribuinte para o aumento das concentrações de nitrogênio no sedimento do rio Betari (alto Ribeira de Iguape – SP), ou seja, a vegetação ciliar por não estar distribuída homogeneamente ao longo deste rio favoreceu variações espaço-temporais.

Por outro lado, a concentração de fósforo total no rio Canha apresentou oscilações espaciais que não permitiram identificar nenhuma tendência, podendo estar relacionada às entradas de fontes difusas.

As concentrações de fósforo total no sedimento do rio Canha foram baixas se comparadas com as encontradas por Campagna (2005) no rio Monjolinho (SP), sendo a concentração máxima desse composto no presente estudo de $0,36 \mu\text{g.g}^{-1}$ e no rio Monjolinho de $766,55 \mu\text{g.g}^{-1}$. O rio Monjolinho, enquadrado como de classe 2 segundo CONAMA 357/05 (até a confluência com o córrego Gregório), recebe efluentes domésticos e industriais advindos da cidade de São Carlos, e, é possível notar os efeitos da ação antrópica principalmente no sentido nascente-confluência.

Além disso, a autora (op. cit.) registrou maiores concentrações de fósforo total no sedimento durante o período de menor precipitação. Assim, como ocorrido no rio Canha, tal fato pode ser atribuído a menor resuspensão do sedimento.

Em comparação com estudo realizado por Domingos (2002) no rio Betari, a concentração de fósforo total no rio Canha foi mais semelhante. Por estar localizado dentro de um parque estadual (PETAR), o rio Betari, é pouco influenciado por atividades antrópicas, o que determina as baixas concentrações de fósforo no sedimento. Tal fato reforça a idéia de que o rio Canha, apesar de possuir atividades como agricultura de banana em seu entorno, ainda não reflete isso em suas características limnológicas.

Apesar da presença de mata ciliar na região do alto curso e do possível aporte de nutrientes provenientes de atividades como agricultura e urbanização na região do médio e baixo curso, a porcentagem de matéria orgânica no sedimento do rio Canha foi baixa, não ultrapassando 4%. Segundo Esteves (1988), muitos sistemas aquáticos continentais brasileiros possuem sedimento classificado como mineral, já que sua porcentagem de matéria orgânica não ultrapassa 10%.

Moccellin (2006) não encontrou padrão uniforme na distribuição temporal e espacial da porcentagem de matéria orgânica presente no sedimento do rio Jacupiranguinha, porém, a fração orgânica não ultrapassou 10%, estando de acordo com os valores registrados no rio Canha.

O aporte de matéria orgânica nos sistemas aquáticos é refletido diretamente no compartimento sedimento. Bubel (1998) avaliou a porcentagem de matéria orgânica no sedimento dos rios do Peixe e Tietê, e verificou grande distinção entre eles. No rio do Peixe, a porcentagem atingiu o máximo de 4%, enquanto que, nas estações localizadas no rio Tietê a porcentagem máxima registrada foi de 12%. Segundo a autora, este fato está relacionado ao despejo de efluentes que ocorre à montante no rio Tietê (região metropolitana de São Paulo).

A granulometria do sedimento pode ser outro fator determinante na composição desse compartimento, tanto em relação a porcentagem de matéria orgânica como na concentração de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

No rio Canha, observou-se que a fração mais grossa (pedregulho) foi predominante, principalmente nas estações mais a montante, caracterizando uma variação espacial. As frações mais finas (areia) registraram maiores porcentagens nas estações 7 e 8. Silte e argila não apresentaram valores significantes, por isso foram desconsiderados.

Campagna (2005) em estudo no rio Monjolinho (São Carlos, SP) registrou predomínio da fração arenosa no sedimento desse rio. A autora relacionou o predomínio de frações maiores (pedregulho e areia) com menores concentrações de nutrientes no sedimento, atribuindo tal fato, a menor capacidade de adsorção de nutrientes de sedimentos mais grossos em relação aos sedimentos mais finos, como argila e silte. No rio Canha, no qual frações predominantes foram pedregulho, as concentrações de nitrogênio e fósforo foram ainda menores do que as encontradas por Campagna (op. cit.).

No eixo temporal, também foi possível notar variações quanto a granulometria do sedimento do rio Canha. Em janeiro, período com maiores precipitações, a porcentagem de pedregulho nas oito estações amostrais foi maior em relação a abril (menores precipitações). Tal fato pode estar relacionado ao carreamento das frações mais finas, em janeiro, devido a maiores vazões. Em abril, quando a precipitação e consequentemente a vazão foi menor, ocorreu maior facilidade de sedimentação das frações mais finas (mais leves). Brigante et al. (2003) estudando o rio Mogi-Guaçu (SP), verificaram variação temporal da granulometria do sedimento e atribuíram este fato ao regime pluviométrico e à vazão, corroborando com o presente estudo.

Apesar de semelhantes, não foi possível observar uma uniformidade entre os valores de nitrogênio total, fósforo total, porcentagem de matéria orgânica e porcentagem das frações granulométricas nas três amostragens realizadas em cada estação amostral (margem direita, centro e margem esquerda).

Esperava-se estabelecer alguma relação entre essas estações por estarem localizadas próximas umas das outras. Porém, a caracterização das margens do leito do rio Canha, com

a presença de diferentes usos e ocupação em cada região de coleta , podem ter promovido tal diferenciação.

A entrada de material alóctone, advindo da vegetação ciliar , das atividades agrícolas ou efluentes domésticos clandestinos não atinge o compartimento sedimento de forma homogênea, sendo este fato responsável pela grande diversidade de habitats mesmo no entorno de uma única estação amostral.

8.3 Comunidade Biológica

Microbacias hidrográficas têm sido cada vez mais utilizadas como unidade de estudo sendo que, as comunidades presentes em sistemas lóticos são utilizadas como indicadoras da estrutura e funcionamento das mesmas.

O fluxo unidirecional e constante (velocidade de corrente e vazão) e a ocupação do entorno (mata ciliar), são forças motrizes que afetam direta ou indiretamente os sistemas lóticos. Tais fatores são condicionantes das características do substrato e do carreamento de matéria orgânica que, por sua vez, determinam a distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Os invertebrados bentônicos possuem papel importante nos ecossistemas aquáticos, já que, representam elo de ligação entre os produtores primários e os representantes superiores da cadeia trófica como peixes e outros vertebrados, participando de processos de ciclagem de matéria orgânica (CUMMINS, 1975).

Segundo Teixeira (1993), a distribuição desses organismos ocorre como um “mosaico vivo”, ou seja, distribui-se de forma agregada e dinâmica conforme as variáveis agem sobre elas. Portanto, o esforço amostral tem que ser amplo para cobrir grande parte da comunidade presente.

No rio Canha, os resultados da análise da comunidade bentônica apresentaram variação temporal (período de maior e menor precipitação) e espacial (longitudinalmente no eixo do rio).

A organização temporal da comunidade está intimamente ligada a características climatológicas da região como, por exemplo, intensidade de precipitação (condicionante da velocidade de escoamento e da vazão). Disponibilidade de nutrientes, através da quantidade de material drenado da bacia para o interior do sistema e, o período do ciclo de vida dos organismos presentes, também são fatores que determinam a variação temporal.

Segundo Hynes (1970), em sistemas lóticos, existe uma tendência de aumento na densidade de organismos em períodos de menores precipitações, onde a velocidade de escoamento e a vazão são menores, diminuindo o carreamento de sedimento e organismos (*drift*) e facilitando a fixação dos mesmos no substrato.

No rio Canha esta tendência foi notada. A maior densidade foi registrada em abril, período referente ao outono e com menor volume de chuvas, entretanto, apesar da diferença de densidade entre janeiro e abril, a composição dos invertebrados bentônicos foi semelhante (21 e 19 taxa, respectivamente).

Baptista et al (2001) observaram maior densidade de organismos em épocas de estiagem (julho) em estudo na bacia do rio Macaé, Rio de Janeiro. Os autores notaram ainda, que o número de taxa presentes e a composição da comunidade bentônica foi semelhante nas três épocas amostradas (abril, julho e outubro) e afirmaram ser este um indício de grande recomposição da fauna em períodos de “stress”.

Câmara (2004) em quatro regiões geográficas distintas (Rio Grande do Sul, São Paulo, Bahia e Maranhão) e Ribeiro e Uieda (2005) em um riacho de serra em Itatinga (SP) também verificaram maior densidade de organismos no período de menor precipitação. Segundo essas autoras, tal fato esteve relacionado ao menor volume de água e consequentemente, menores valores de velocidade de escoamento que facilitam a fixação dos organismos no sedimento, estando de acordo com os resultados do presente estudo.

Em relação a composição dos organismos bentônicos encontrados no rio Canha, em janeiro e abril, nota-se predomínio da família Chironomidae em ambos períodos. Segundo Cranston (1995), a família Chironomidae é considerada uma das mais abundantes em água doce, podendo colonizar regiões preservadas até extremas (grande quantidade de matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio).

Trivinho-Strixino e Strixino (1995) consideraram que a família Chironomidae representa um dos grupos mais importantes de insetos aquáticos e habitam variados biótopos lacustres e fluviais principalmente na condição de larvas. Em ambientes de água doce, as larvas podem ser encontradas junto ao sedimento e à vegetação aquática caracterizando a capacidade adaptativa do grupo e isso pode ser refletido no grande número de gêneros e espécies conhecidos. Entretanto, segundo os mesmos autores, a taxonomia de Chironomidae no Brasil ainda é pouco abrangente levando-se em consideração sua reconhecida importância ecológica.

Dentre as subfamílias mais representativas em ambientes de água doce, no estado de São Paulo, estão Orthoclaadiinae, Tanypodinae e Chironominae conforme observado no estudo de Guerreschi (2004). Orthoclaadiinae é melhor adaptada a rios e córregos que possuem águas frias e rápidas, as larvas de Tanypodinae são geralmente predadoras e não constroem casulos e os representantes da subfamília Chironominae frequentemente são encontrados em ambientes com menor velocidade de correnteza e constroem casulos sobre ou no interior do sedimento que habitam (TRIVINHO-STRIXINO; STRIXINO, 1995).

Nesse sentido, observa-se que no rio Canha foram identificados organismos pertencentes a essas 3 subfamílias, sendo que, Chironominae registrou maior diversidade de gêneros e Orthocladiinae maior densidade.

Lucca (2002) analisando a composição e a distribuição de invertebrados bentônicos na lagoa do Caçó-MA, ambiente lântico, com baixa correnteza e alta deposição de material, verificou a presença de 14 gêneros de Chironominae e 4 gêneros de Tanypodinae, no entanto, nenhum organismo pertencente a subfamília Orthocladiinae foi coletado. Entretanto, Bass (1996), monitorando rios de um parque ecológico no Texas (Estados Unidos) destacou predomínio de Chironominae e Orthocladiinae, 50,1% e 45,1%, nos diferentes tipos de substratos analisados. Tanypodinae representou 4,7% dos organismos coletados e Diamesinae apenas 0,1%.

Organismos da família Chironomidae podem colonizar amplo espectro de ambientes devido, principalmente, à ampla capacidade de adaptação de seus gêneros e espécies, portanto, a utilização desses organismos como indicadores de qualidade de água torna-se mais eficaz tanto quanto maior for o nível de aprofundamento de identificação dos taxa. Mazzini (2007) avaliou o efeito da resolução taxonômica (subfamília/tribo *versus* gênero) de invertebrados bentônicos no diagnóstico de qualidade da água em rios do estado de São Paulo e verificou expressivo aumento nos valores de riqueza e diversidade de Shannon conforme aplicado o refinamento taxonômico.

No rio Canha, a partir do refinamento taxonômico (identificação genérica), foi possível notar semelhante composição da comunidade quanto a sua distribuição e densidade ao longo do eixo longitudinal do sistema, sendo as estações de médio e baixo curso as mais representativas. *Nanocladius* e *Cricotopus*, Orthocladiinae foram os gêneros mais abundantes nas duas coletas. Foram representativos também, *Larsia*, Tanypodinae e *Tanytarsus*, Chironominae, em janeiro e, *Caladomyia*, *Harnischia* e *Cryptochironomus*, Chironominae, em abril.

Arimoro et al. (2007) analisando estações amostrais a montante e a jusante do aporte de carga orgânica de abatedouro, em um rio na Nigéria, registraram predomínio dos gêneros *Tanytarsus*, *Corynoneura* e *Cricotopus* nas estações mais a montante e sua extinção no local do despejo do efluente. Os autores sugeriram que a baixa concentração de oxigênio dissolvido no local do despejo pode ter sido determinante para a diminuição desses gêneros. Segundo Ogbeibu (2001), *Tanytarsus* e *Cricotopus* são gêneros característicos de ambientes com altas concentrações de oxigênio dissolvido, sendo considerados bons indicadores de qualidade da água. Tais fatos corroboram com os gêneros encontrados no rio Canha, reforçando a idéia de que o sistema lótico do presente estudo ainda encontra-se pouco impactado.

Ainda quanto à variação temporal, observou-se que em janeiro a classe Oligochaeta e a família Elmidae (Coleoptera) também foram representativas, enquanto que, em abril o predomínio foi praticamente exclusivo de Chironomidae. Maior disponibilidade de partículas orgânicas drenadas da bacia, servindo de alimento para Oligochaetas e a forma mais achatada do corpo de Elmidae (Coleoptera), diminuindo o atrito quando a velocidade de escoamento é maior, podem ter sido responsáveis por esses resultados.

Tumwesigye, Yusuf e Makanga (2000) estudando um rio inserido em uma floresta tropical em Uganda registraram predomínio de Diptera, principalmente, Chironomidae seguido de Ephemeroptera (*Baetis*). De acordo com isso, os autores notaram também que quanto ao grupo funcional, os coletores foram dominantes, seguidos de raspadores (*scrapers*). Muitos organismos pertencentes a família Chironomidae são classificados como coletores, podendo ser sésseis ou dispersos na coluna de água (fixos em folhiços, galhos, macrófitas). No presente estudo, este também foi o grupo funcional predominante.

Outro fator condicionante da organização temporal dos organismos bentônicos, diz respeito ao ciclo de vida dos insetos. Estes tendem a realizar atividades como emergência e ovoposição em períodos mais quentes, principalmente, na primavera onde predominam os últimos estágios larvais. Tal tendência pode ser melhor verificada em regiões de ambientes temperados, nas quais, a variação de temperatura (inverno e verão) possui maior amplitude.

No rio Canha, foi possível notar que a variação da composição da comunidade bentônica foi maior no eixo espacial que no temporal. Montgomery (1999), com o conceito de “Domínio de Processos”, comentaram que a influência dos processos geomórficos na variabilidade espacial e temporal dos sistemas aquáticos gera perturbações no ambiente podendo afetar as comunidades ali presentes.

Mais recentemente, Rice, Greenwood e Joyce (2001) sugeriram que o aporte de tributários no canal principal, assim como a supressão da mata ciliar e o despejo de efluentes promovem alterações na diversidade de habitats, afetando a distribuição espacial dos invertebrados bentônicos. Esses autores afirmaram ainda que, a granulometria e o tipo de sedimento encontrado no leito do rio são responsáveis pela diferenciação dos microhabitats (criação de refúgios e aprisionamento de detritos) aumentando a heterogeneidade do sistema.

O rio Canha não recebe aporte pontual de efluentes (domésticos e industriais), porém, é possível notar entrada de afluentes de 1ª, 2ª e 3ª ordens ao longo de todo eixo longitudinal, os quais podem ter exercido influência nas características do sedimento e da comunidade conforme conceito descrito pelos autores Rice, Greenwood e Joyce (op. cit.).

O sedimento na estação 1 possui características distintas em relação as outras estações, com grande quantidade de material orgânico de origem alóctone, folhiços, galhos e outros detritos advindos da vegetação do entorno. Nas estações seguintes foi possível

notar gradual supressão da mata ciliar para a plantação de banana (estações 5 e 6, principalmente) e para atividades relacionadas ao perímetro urbano (estações 7 e 8), assim, é provável que ocorra entrada de carga orgânica proveniente de esgotos clandestinos e/ou fossas sépticas, ainda que estas pareçam não alterar as características da água. O sedimento, nesses locais, é caracterizado por frações mais finas e com menor depósito de material orgânico. A correlação de Pearson demonstrou grande ligação ($> 0,5$) entre os valores de nitrogênio total, fósforo total e matéria orgânica no sedimento e a densidade total de organismos coletados, principalmente durante a campanha de abril (período de menor precipitação). Portanto, as características do substrato, além de diferenças no uso e ocupação do entorno e margens do rio Canha foram fatores determinantes da comunidade bentônica.

Nas estações mais a montante (1 e 3) foram registradas menores densidades de organismos. Diptera foi dominante, podendo estar relacionado ao elevado número de indivíduos pertencentes ao grupo seguida da ordem Coleoptera. Ambas ordens também foram significativas em outras estações de coleta. Domingos (2002) em um rio de cabeceira na bacia do rio Ribeira de Iguape (SP) também verificou que Diptera e Coleoptera ocorreram em diferentes tipos de substratos, demonstrando habilidade em recolonizar diversos habitats.

Nas estações do médio curso (5 e 6) verificou-se as maiores densidades e diversidades de organismos, apesar da ausência de mata ciliar e das interferências de atividades como bananicultura e perímetro urbano. Tais atividades podem ter contribuído no input de material orgânico no sistema, como por exemplo, fertilizantes e/ou esgoto doméstico. A partir da correlação de Pearson nota-se correlação positiva entre as concentrações de nitrogênio total e amoniacal e a densidade total de organismos amostrados, principalmente em abril, demonstrando ser estes compostos fortes interferentes na comunidade bentônica.

Castillo et al. (2006) verificaram mudança na estrutura da comunidade de macroinvertebrados em rios da Costa Rica que recebem aporte de pesticidas advindo de plantações de banana em relação a outros não impactados. No entorno das plantações de banana, os autores constataram a redução de organismos EPT e predomínio de Gastrópodes e atribuíram tal fato, principalmente, a ausência da mata ciliar que promove o aumento da radiação solar, diminuição no aporte de folhas e galhos e maior facilidade no aporte de pesticidas no sistema.

Segundo o conceito de contínuo fluvial, proposto por Vannote et al. (1980), um rio com pouca ou nenhuma interferência antrópica, é caracterizado por um gradiente contínuo de condições ambientais. Esta teoria propõe ainda, que devido a essa “continuidade” (principalmente, em relação a variações de temperatura da água), maior diversidade e

densidade de organismos são registradas nas porções médias dos sistemas lóticos em relação a sua nascente. A razão entre as taxas de produção e respiração é maior que 1, sendo que a energia disponível de forma alóctone passa a ter menor importância e a autóctone maior, e o ambiente encontra-se mais “estável” ecologicamente.

Esse padrão foi notado na distribuição da comunidade bentônica do rio Canha e também nos estudos de Baptista et al. (2001) no Rio de Janeiro e Domingos (2002) no alto Ribeira de Iguape, SP. Assim, é possível afirmar que a área do presente estudo ainda encontra-se preservada e com pequena interferência antrópica, conforme o corolário de Vannote et al (1980).

No médio curso, indivíduos da ordem Diptera foram dominantes, entretanto, outros grupos também foram coletados como algumas famílias de Ephemeroptera, Coleoptera e Trichoptera que obtiveram densidades representativas, além de, Hemiptera e Lepidoptera. Tal diversidade de grupos permite assumir que nesta região há uma maior disponibilidade de energia na forma de alimento. Teixeira (1993) encontrou uma variação quantitativa na comunidade bentônica do Ribeirão do Feijão (SP) em relação a disponibilidade de alimento, corroborando com essa idéia.

A região mais a jusante do rio Canha (estação 8) apresentou padrões distintos entre as amostragens de janeiro e abril.

Em janeiro, a densidade de organismos encontrada na foz foi menor em relação às estações do médio curso, porém a diversidade se manteve: Diptera (Chironomidae) foi dominante, seguido das ordens Ephemeroptera e Coleoptera. Em abril, a densidade organismos coletados próximo a confluência com o rio Jacupiranga, foi semelhante à densidade encontrada em sua porção intermediária, entretanto, sua composição faunística foi predominantemente de organismos da ordem Diptera-Chironomidae (aproximadamente 90%).

Diferentemente de pedras e cascalhos que propiciam diversidade de microhabitats, sedimentos mais finos promovem maior homogeneidade no substrato. A areia, segundo Hynes (1970), frequentemente é colonizada por poucos organismos em grandes densidades, conforme ocorreu na estação 8 em abril.

A entrada de possíveis cargas orgânicas advindas do perímetro urbano também pode ter influenciado a comunidade bentônica nessa região, principalmente em abril, quando o volume de chuvas e o efeito de diluição foram menores, e consequentemente, as concentrações de nitrogênio total (Kjedahl) e amoniacal foram mais elevadas.

Moreno e Callisto (2006) caracterizando a comunidade bentônica de uma bacia impactada em Minas Gerais (bacia hidrográfica de Ibirité) registraram que nos rios Pintados e Ibirité (que recebem efluentes domésticos, industriais e de atividades agropastoris), Oligochaeta e Chironomidae foram predominantes. Os autores afirmaram que esses grupos

são característicos de ambientes com baixa concentração de oxigênio, presença de cargas orgânicas e sedimentos finos, por serem detritívoros.

Os padrões encontrados na estação 8 podem ter sido influenciados por sua suscetibilidade ao aumento no volume de chuvas, já que esta estação, mostrou-se sensível ao aumento da velocidade de escoamento, registrando menor densidade de organismos durante a campanha de janeiro.

Tal fato pode estar relacionado à ausência da vegetação ciliar (que promove a retenção do material particulado advindo do escoamento superficial) e a proximidade do perímetro urbano (devido a possíveis entradas de cargas orgânicas) tornando essa região sensível a qualquer estímulo externo, como por exemplo, o aumento na intensidade de chuvas.

Comparando-a com as estações mais a montante (1 e 3), essa idéia torna-se nítida. Na nascente, que possui as margens protegidas por vegetação ciliar, a densidade de organismos foi semelhante em janeiro e abril apesar do aumento do volume de chuva na época mais quente.

Segundo Cummins (1975), a vegetação circundante dos sistemas lóticos possui grande importância por servir como fonte de alimento e tamponamento do ambiente, pois, exerce função organizadora para associações bióticas.

Portanto, as principais forças que influenciaram e determinaram a estrutura da comunidade bentônica no rio Canha foram variações sazonais, presença ou não de vegetação ciliar, entrada de matéria orgânica de origem antrópica e tipo de substrato, uma vez que, rios de pequeno porte respondem mais prontamente a interferências externas.

A utilização de índices de diversidade consiste na tentativa de transformar as formas de interação entre os elementos de um sistema em uma expressão matemática, possibilitando sua comparação com outros sistemas.

Segundo Odum (1988), o conceito de diversidade de espécies é composto pela riqueza (ou densidade de espécies, baseada no número total de espécies presentes) e a uniformidade (baseada na abundância relativa de espécies). Existem diferentes índices de diversidade que se diferenciam pelo peso atribuído a cada um desses componentes. No índice de Shannon a riqueza e a abundância possuem pesos semelhantes.

Maiores valores de diversidade representam maiores interligações entre os organismos, principalmente no que diz respeito a complexidade da rede alimentar (MARGALEF, 1986).

A riqueza e diversidade da fauna bentônica do rio Canha variou, principalmente, de acordo com os padrões espaciais da comunidade. Maiores valores foram registrados nas estações onde a densidade de organismos foi mais elevada, estando de acordo com

Vannote et al (1980) que afirma que maiores diversidade e densidades são registradas na porção média do rio.

Moreno e Callisto (2006) encontraram valores de índice de diversidade de Shannon e riqueza menores em relação aos registrados no presente estudo. Os autores atribuíram os baixos valores às alterações antrópicas, como efluentes domésticos e industriais presentes na bacia do rio Ibirité (MG).

Younes-Baraillé, Garcia e Gagneur (2005) realizaram estudo na bacia do rio Andorran (França) na qual caracterizaram a comunidade bentônica em ambientes com diferentes classes de qualidade de água (sem poluição, pouco, moderadamente, poluída e fortemente poluída). Foi possível notar relação direta das atividades antrópicas com os valores do índice de Shannon. Os valores mais elevados foram registrados em regiões consideradas pelos autores como sem ou com pouca poluição (entre 2 e 2,8 bits.org⁻¹) e foram semelhantes aos registrados no rio Canha. Entretanto, as regiões consideradas fortemente poluídas apresentaram menores índices, não ultrapassando 0,23 bits.org⁻¹.

A semelhança apresentada entre a análise de agrupamento das campanhas de janeiro e abril revela certa homogeneidade no sistema lótico estudado. A diferenciação da nascente em relação às outras estações, demonstra a influência da mata ciliar em relação às características do corpo de água, assim como, o agrupamento das estações mais a jusante (7 e 8) revela a interferência antrópica nessa região promovida pela proximidade com o perímetro urbano do município de Jacupiranga. Tais resultados corroboram com os resultados obtidos nas análises de água, sedimento e comunidade biológica amostrados ao longo do rio Canha.

A microbacia do rio Canha apesar de inserida em uma das regiões mais carentes do estado de São Paulo, região esta carente em atividades sanitárias e ambientais, possui um grande diferencial em relação a outras microbacias: boa qualidade de água tanto para consumo humano, como para a preservação das comunidades presentes.

A baixa concentração de nutrientes na coluna de água e no sedimento, as altas concentrações de oxigênio dissolvido entre outras variáveis corroboraram com a composição da fauna bentônica encontrada no local (grande diversidade de organismos, sendo a maioria deles característicos de locais com boa qualidade de água), servindo como ferramenta bioindicadora.

No entanto, a região do presente estudo necessita de especial atenção quanto ao uso e ocupação do entorno das margens do rio Canha, já que, a supressão da mata ciliar para a introdução de culturas de banana e o despejo de esgoto clandestino tem sido uma prática freqüente que em um futuro próximo, pode vir a comprometer a saúde ambiental da região. Muitas das variáveis analisadas nesta pesquisa estiveram abaixo dos valores estipulados pela legislação brasileira através da Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2,

sendo necessária a revisão do enquadramento do rio Canha no sentido se estabelecer e impor padrões mais rígidos quanto aos usos pretendidos.

Sendo assim, a presente pesquisa através do aprimoramento do conhecimento da biodiversidade e das características ambientais do local, pode fornecer subsídios para a conservação e manejo de áreas naturais servindo como base para entidades fiscalizadoras dos recursos hídricos em um futuro monitoramento ambiental.

9 CONCLUSÕES

1. Os resultados obtidos a partir do estudo da microbacia do rio Canha permitem concluir que este sistema segue os preceitos do contínuo fluvial, principalmente por não receber aportes pontuais de poluição.
2. A análise dos dados de precipitação pluviométrica do ano de 2007 em relação aos seis anos anteriores permite concluir que a presente pesquisa foi realizada em um ano atípico, com precipitações mensais inferiores às registradas entre os anos de 2001 a 2006 (exceto em julho de 2007). As duas campanhas de amostragens realizadas foram consideradas como períodos hidrológicos distintos, sendo janeiro chuvoso e abril seco.
3. A vazão esteve intimamente relacionada ao regime pluviométrico da região, no entanto, a velocidade de escoamento não registrou variação sazonal esperada devido a possíveis modificações na seção transversal do rio.
4. De maneira geral, pode-se concluir que as águas do rio Canha não estão poluídas até o momento, devido às baixas concentrações de nitrito, nitrato e formas fosfatadas durante as duas campanhas de amostragens.
5. A análise das variáveis físicas e químicas da água do rio Canha permitem enquadrá-lo, segundo a Resolução CONAMA 357/05, como classe 1 aumentando as exigências quanto à sua preservação, já que até o momento este é considerado como sendo de classe 2.
6. Em abril, com a diminuição do efeito de diluição, as concentrações de nitrogênio total (Kjedahl) e amoniacal foram maiores, principalmente nas estações mais a jusante, caracterizando o aporte difuso de esgoto clandestino e lixiviação da agricultura.
7. As concentrações de nitrogênio total, fósforo total e matéria orgânica no sedimento do rio Canha, foram maiores durante a campanha de abril, devido ao menor revolvimento do sedimento e, conseqüentemente, menor resuspensão destes ocasionado pela diminuição na intensidade de chuvas em tal período.
8. Nitrogênio total e matéria orgânica do sedimento registraram maiores valores nas estações mais próximas à nascente decaindo em direção à foz, sendo a presença de vegetação ciliar no entorno da nascente o principal fator de influência, devido ao

aporte e decomposição de detritos orgânicos. A concentração de fósforo foi caracterizada por oscilações espaciais demonstrando entrada de fontes difusas.

9. Pedregulho foi a fração predominante no sedimento do rio Canha, porém em abril, ocorreu aumento da porcentagem de areia (principalmente nas estações mais à jusante), já que a precipitação foi menos intensa e a sedimentação das frações mais finas foi favorecida.
10. Não foi possível estabelecer relação entre os valores de concentração de nitrogênio total, fósforo total, porcentagem de matéria orgânica e porcentagem das frações granulométricas, no sedimento do rio Canha, na margem direita, no centro e na margem esquerda, devido à presença de diferentes usos e ocupação das margens que promovem a entrada não homogênea de material no sistema.
11. A composição da comunidade bentônica (*taxa encontrados*) foi semelhante nas duas campanhas de amostragens, no entanto, maior densidade de organismos ocorreu abril, período com menor volume de chuva que promoveu a diminuição no carreamento de sedimento e de organismos além de maior facilidade de fixação dos indivíduos no substrato.
12. Em janeiro, a densidade de organismos nas estações do médio curso foi menor em relação a mesma estação na coleta abril, porém, a diversidade foi maior (com predomínio de Chironomidae, Ephemeroptera e Coleoptera). Em abril, a densidade de organismos coletados no médio curso foi semelhante ao baixo curso, sendo a composição faunística predominantemente de Chironomidae.
13. De maneira geral, a estação 5 (médio curso) registrou as maiores densidades de organismos em janeiro e abril, estando de acordo com os preceitos do contínuo fluvial que prevê que as comunidades de um sistema lótico com pouca influência antrópica sejam maiores e mais diversificadas na porção média do rio (maior estabilidade) em relação a sua nascente.
14. Os gêneros *Nanocladius* e *Cricotopus* (Diptera, Chironomidae, Orthoclaadiinae) foram os mais significativos nas duas coletas, caracterizando o sistema estudado como um ambiente com pouca interferência antrópica.
15. As principais forças que influenciaram e determinaram a estrutura da comunidade bentônica no rio Canha foram variações sazonais (devido a diferenças na intensidade de precipitação e, conseqüentemente, na vazão), presença ou não de

vegetação ciliar e entrada de matéria orgânica de origem antrópica (o que pode influenciar a disponibilidade de alimentos para os organismos) e tipo de substrato (que reflete diretamente na composição da comunidade), uma vez que, rios de pequeno porte respondem mais prontamente a interferências externas.

16. A riqueza e a diversidade de *taxa* variaram conforme os padrões espaciais de densidade da comunidade, sendo mais elevadas nas estações onde a densidade foi maior, estando também, de acordo com os preceitos do contínuo fluvial.
17. A semelhança registrada na análise de agrupamento (Cluster) das campanhas de janeiro e abril revela certa homogeneidade do sistema lótico estudado. Tais análises, também confirmaram a divisão do rio em três regiões, destacando-se a influência da mata ciliar na nascente e da ocupação do entorno das margens nos trechos de médio e baixo curso.

10 RECOMENDAÇÕES

A preservação das microbacias quanto a qualidade da água e manutenção de suas comunidades biológicas é de extrema importância devido, principalmente, a sua íntima ligação com bacias de maiores ordens. Levando-se em consideração as conclusões obtidas neste estudo faz-se ressaltar algumas recomendações:

Reavaliação do enquadramento do rio Canha segundo a Resolução CONAMA 357/05, que atualmente é considerado de classe 2, sendo que, a análise das variáveis físicas e químicas da água permitem enquadrá-lo como classe 1 aumentando as exigências quanto sua preservação.

Erradicar a supressão da mata ciliar e investir em projetos de recuperação da mesma, conforme prevê o Código Florestal 4771/65, principalmente nos trechos onde há grande predomínio de cultura de banana até a margem do rio, facilitando o escoamento superficial e o aporte de material alóctone para o interior do sistema.

Ampliar o sistema de coleta de esgoto doméstico do município de Jacupiranga, já que há indícios de que este é lançado *in natura* no corpo de água, principalmente, na região próxima ao perímetro urbano ocasionando impactos na qualidade da água e nas comunidades ali presentes.

Incorporar a comunidade bentônica em associação às variáveis físicas e químicas da água e do sedimento como ferramenta na determinação da qualidade da água, servindo, como subsídio para a implantação de técnicas de manejo e monitoramento dos recursos hídricos pelos órgãos fiscalizadores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA (1999). *Standard methods: for the examination of water and wastewater*, 20th ed. Washington, American Public Health Association. Bryrd Prepress Springfield. 1220p.

ANDERSEN, J.M. (1976) – An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*. v.10,n.4, p. 329-331.

ANIDO, N. M. R. (2002). *Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental*. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 85p.

ARIMORO, F. O.; IKOMI, R. B.; IWEGBUE, C. M. A. (2007). Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. *Ecological Indicators*. v.7. p.541-552.

ARMSTRONG, M. (1998). *Basic Linear Geostatistics*. Ed Springer, 153p.

AZRINA, M. Z.; YAP, C. K.; ISMAIL, A. R.; ISMAIL, A; TAN, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat river, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. v. 64, n.3, p.337-347.

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

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L.F.M.; BUSS, D.F.; NESSIAMIAN, J.L.; SOARES, L.H.J. (1998). Distribuição da comunidade de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. *Ecologia dos insetos aquáticos*. Series Oecologia Brasiliensis. Rio de Janeiro v.5. p.191-207.

BARBOSA, F.A.R.; CALLISTO, M.; GALDEAN, N. (2001). The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. v.4, p.51-59.

BASS, D. (1996). Habitat ecology of chironomid larvae of the Big Thicket streams. *Hydrobiologia*. v.134, p.29-41.

BENASSI, S. F. (2002). *Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na "Descontinuidade Serial" do Ribeirão Bonito (SP)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 120p.

BOTTINO, F. (2008). *Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, baixo Ribeira de Iguape, SP*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 211p.

BRASIL (1965) Código Florestal. Lei número 4.771 de 15 de setembro de 1965. *Ministério do Meio Ambiente*. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/LEIS/L4771.htm>. Acesso em 05/12/2007.

BRASIL (1981). Política Nacional do Meio Ambiente. Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981. *Presidência da República – Sub chefia para assuntos jurídicos*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6938.htm> . Acesso em: 10/04/2008.

BRASIL (1997). Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei 9.433 de 8 de Janeiro de 1997. *Presidência da República – Sub chefia para assuntos jurídicos*. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm . Acesso em 10/04/2008.

BRASIL (2005) Resolução CONAMA 357/2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial de República Federativa do Brasil. Brasília*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em 12/07/2006.

BRANCO, C.W.C. (1991). *A comunidade planctônica e a qualidade da água no Lago Paranoá, D.F., Brasília*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Brasília, Brasília. 338p.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. (2003) Praguicidas no sedimento do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G (eds) *Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. Ed Rima, p.121-128.

BROOKER, P. I. (1979). Kriging. *Engineering and Mining Journal*. vol.180, n.9, p 148-153.

BUBEL, A.P.M. (1998). *Caracterização limnológica do rio do Peixe (microregião geográfica de Botucatu-SP), em duas épocas do ano (períodos de seca e chuva)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 217p.

BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; SILVEIRA, M.P.; NESSIMIAN, J.L. e DORVILLÉ, L.F.M. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*. v.481, p.125–136.

CALIJURI, M. C. (1999) *A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP)*. Tese (Livre Docência), Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 211p.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. (2006). Conceituação de microbacias. In: LIMA, W.P.; ZAIKA, M.J.B. (Org). *As Florestas Plantadas e a Água*. Rima, p.45-60.

CALIJURI, M. L.; LOURES, S. S. P.; SANTIAGO, A. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LUGÃO, W. G.; ALVES, J. E. M. (2007). Identificação de áreas alternativas para disposição de resíduos sólidos na região do baixo Ribeira de Iguape, SP. *Engenharia Sanitária Ambiental*. vol.12, n.3, p.335-342.

CALLISTO, M., GONÇALVES, J.F.; MORENO, P. (2005). Invertebrados Aquáticos como bioindicadores. *Navegando o rio das Velhas, das Minas aos Gerais*. v.2. Estudo sobre a Bacia Hidrográfica do rio das Velhas. p.557-567.

CALLISTO, M.; MORENO, P. (2006). Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*. v.560, p.311–321.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. H. R. (2001). Habitat Diversity and Benthic Functional Trophics Groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. v. 61, n.2, p. 259-266.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista brasileira de recursos hídricos*. v.6, n.1, p.71-82.

CÂMARA, C. D. (2004). *Critérios e indicadores para o monitoramento hidrológico de florestas plantadas*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 170p.

CAMPAGNA, A.F. (2005). *Toxicidade dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Monjolinho (São Carlos-SP): ênfase nas substâncias cobre, aldrin e heptacloro*. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 281p.

CASTILLO, L. E.; MARTÍNEZ, E.; RUEPERT, C.; SAVAGE, C.; GILEK, M.; PINNOCK, M.; SOLIS, E. (2006). Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*. v.367. n.1. p.418-432.

CETESB- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2005). *Relatório de água interiores no estado de São Paulo*. Disponível em www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em 19/04/06.

CIIAGRO – Centro Integrado de Informações Agrometereológicas. (2007). *Boletim Informatizado: Resenha Metereológica de Jacupiranga-CA*. Disponível em <http://www.ciiagro.sp.gov.br/>. Acesso em 24/04/08.

CHAPMAN, D. (1992). *Water Quality Assessments*. ed.1, London - New York, Ed. Chapman & Hall, 585p.

CRANSTON, P. S. (1995). Introduction to the Chironomidae. In: ARMITAGE, P.; CRANSTON, P. S. e PINDER, C. V. (eds.), *The Chironomidae: the biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, New York, p. 1-7.

CUNHA, L. V. (2002). Perspectivas da gestão da água para o século XXI: Desafios e Oportunidades. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 7, n.4, p.65-73.

CUMMINS, K.W. (1975). Macroinvertebrates. In: WHITTON, B. A. *River Ecology*. University of California Press, California, v.2, p. 170-198.

DE BIASI, M. (1992). Carta clinográfica: os métodos de representação e confecção. *Revista do Departamento de Geografia de São Paulo*. n.6, p.45-60

DOMINGOS, M. D. (2002). *Limnologia do rio Betari (Iporanga, SP) e a relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica – subsídios para o desenvolvimento sustentável*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 270p.

DONOHUE, I.; GARRILÉ, M.L.; MILLS, P. (2006). Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*. v.40, p. 91 – 98.

ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; O' NEIL, R. V.; VAN WINKLE, W. (1983). Resource spiraling: an operation paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: *The dynamics of lotic ecosystems*. Ann. Arbor Publishers, Ann, Arbor, Michigan, 3.

ESTEVES, F. A. (1988) *Fundamentos de Limnologia*. FINEP, Rio de Janeiro – RJ, 575, p.

GIBSON, G.R., BOWMAN, M.L., GERRITSEN, J., SNYDERB, D. (2000). *Estuarine and coastal marine waters: bioassessment and biocriteria technical guidance*. EPA 822-B-00-024US. Washington, DC7 Environmental Protection Agency, Office of Water. p.296.

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. (1978) *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. 2 ed. – IBP. Handbook nº 8. Oxford, Blackwell Scientific Publications.

GOMI, T.; SIDLE, R. C.; RICHARDSON, J. S. (2002). Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems. *BioScience*. v. 52, n.10, p.905-916.

GOMI, T.; SIDLE, R. C.; WOODSMITH, R. D.; BRYANT, M. D. (2003). Characteristics of channel steps and reaches morphology in headwater streams, southeast Alaska. *Geomorphology*. v. 51, p. 235-242.

GORDON, N.D.; MCMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L. (1994). *Stream Hydrology An introduction for ecologists*. Ed John Wiley & Sons, England, 526p.

GOULART, M.; CALLISTO, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM*, ano 2, n.1, 9p.

GUERESCHI, R. M. (2004). *Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luís Antônio, SP: subsídios para monitoramento ambiental*. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 118p.

HYNES, H.B.N. (1970). *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, England, 555p.

IAC - INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS.(1999). *Mapa de Solos do Estado de São Paulo*.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, (2007). Tabela das estimativas das populações residentes. Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em 11/04/2008.

JORDÃO, C.P.; RIBEIRO, P.R.S.; MATOS, A.T.; BASTOS, R.K.X.; FERNANDES, R.B.A. e FONTES, R.L.F. (2007). Environmental assessment of water-courses of the Turvo Limpo River basin at the Minas Gerais State, Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*. v.127, p.315–326.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian. Special. Publication. Fisheries. Aquatic. Science.* v.106: p. 110-227.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S.; (2000). Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica. Brasiliensis*, v.12, p.73-87.

LIMA, W. P. e ZÁKIA, M. J. B.(2006). Saúde Ambiental da microbacia. In: LIMA, W. P. e ZÁKIA, M. J. B.(Org) *As florestas plantadas e a água*. Rima, p. 61-75.

LÔBO, E.; LEIGHTON, G. (1986). Estruturas comunitárias da lãs fitocenosis planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. *Revista Biologica Mar. Valparaiso*, v.22, n.1, p 1-29.

LOHRER, A. M.; THRUSH, S. F.; GIBBS, M. M. (2004). Bioturbators inhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature*. v. 431, p. 1092-1095.

LUCCA, J. V. (2002). *Composição, distribuição e abundância dos macroinvertebrados bentônicos da Lagoa do Caçó (MA)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 123p.

MACCARFFERTY, W. P. (1981). *Aquatic Entomology*. Jones and Barflett publishers, Inc, Boston. 447p.

MACKERETH, F. J. H., HERON, J.; TALLING, J. F. (1978). *Water analysis; some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association. n° 36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall. 117 p.

MACLEOD C.; HAYGARTH, P.(2003). A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. *Scope Newsletter*, n.51, p.1-10.

MAIER, M.A. (1978). Considerações sobre as características limnológicas de ambientes lóticos. *B. Instituto de Pesca*. v.5, n.2, p. 75-90.

MARGALEF, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Omega, 1100p.

MARGALEF, R. (1986). *Ecología*. Barcelona: Omega, 951p.

MAZZINI, F. (2007). *Efeitos da resolução taxonômica de invertebrados bentônicos no diagnóstico da qualidade de sistemas lóticos*. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 94p.

MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., PETERSEN, R.C., CUSHING, C.E., BRUNS, D.A., SEDELL, J.R.; VANNOTE, R.L. (1985). Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.42, p. 1045-1055.

MOCCELLIN, J. (2006). *A microbacias do rio Jacupiranguinha como unidade de estudo para a sustentabilidade dos recursos hídricos no baixo Ribeira de Iguape – SP*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 135p.

MONTGOMERY, D.R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal of the American Water Resources*. v. 35, n.2, p. 397-410.

MOULTON, T.P. (1998). Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In Nessimian, J.L. e Carvalho, A.L.(eds). *Ecologia de insetos aquáticos, séries, Oecologia brasiliensis*. v.5, p.281-298.

NOGUEIRA, J.B. (2005). Análise Granulométrica. In: NOGUEIRA, J.B. *Mecânica dos solos – Ensaios de laboratório*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, Departamento de Geotecnia, São Carlos, p.93-107.

ODUM, E. P. (1988) *Ecologia*. Ed Guanabara, Rio de Janeiro, 434p.

OGBEIBU, A.E. (2001). Composition and diversity of Diptera in a temporary pond in Southern Nigeria. *Tropical Ecology*. v. 42. n. 2. p. 259–268.

OLIVEIRA, S. R. (2003). *Avaliação da qualidade de água e da carga de nutrientes do córrego Cancã, município de São Carlos-SP*. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 141p.

PAGLIOSA, P. R.; BARBOSA, F. A. R.(2006). Assessing the environment benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biologic Conservation*. v. 129, p.408-417.

PALMIERE, F.; LARACH, J. O. I. (2003). Pedologia e Geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T. ; CUNHA, S. B. (Org). *Geomorfologia e Meio Ambiente*. 4ªed, Rio de Janeiro, p.59-122.

POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M. e CALLISTO, M. (2005). The effects of urbanization on biodiversity and water quality in rio das Velhas basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*. v. 47, p.11-22.

PORTO, R.L.L. et al (1991). Caracterização e alterações da qualidade da água – Caracterização da qualidade da água. In: PORTO, R.L.L. et al. *Hidrologia Ambiental*. São Paulo, EDUSP. Parte I, Cap. 2, p. 27 -68. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos).

RAFFAELLI, D. (1999). Nutrient enrichment and trophic organization in a estuarine food web. *Acta Oecologica*. v. 20, p.449-461.

RIBEIRO, L.O.; UIEDA, V.S. (2005). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 3, p. 613 – 618.

RICE, S. P.; GRENEWOOD, M. T. e JOYCE, C. B. (2001). Tributaries, sediment sources and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *NRC Canada Aquatic Science*. v. 58, p.824-840.

RIGHETTO, A.M. (1998). *Hidrologia e Recursos Hídricos*, EDUSP, São Carlos. 819p.

RIOS, L. (1993) *Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 106p.

ROQUE, F. O. (2000). *Distribuição espacial de macroinvertebrados bentônicos nos córregos do Parque Estadual do Jaraguá (SP)*: Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 77p.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V.H. (1993). Introduction to fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M. & RESH, V.H. *Fresh water biomonitoring and Benthic macroinvertebrates*. New York, Chapman and Hall, .488,p.

ROY, A.H.; ROSEMOND, A.D.; PAUL, M.J.;LEIGH, D.S.; WALLACE, J.B. (2003). Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology*, v.48, p. 329–346.

SABATER, F.; ARMENGOL, J.; SABATER, S. (1989). Measuring Discontinuities in the Ter River. *Regulated Rivers: Research & Management*; v. 3, p. 133-142.

SAWYER, C.N., MCCARTY, P.L., PARKIN, G.F. (1994). *Chemistry for environmental engineering*. 4ªed.McGraw-Hill, 658p.

SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. (2000) Using chemical and physical parameters to define the quality of Pardo River water (Botucatu – SP – Brazil). *Water Research*, v. 35, n. 6, p. 1609 –16.

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

STATZNER, B.; HIGLER, B. (1985). Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. v.42, p-1038-1044.

SUGUIO, K. (1980). *Rochas Sedimentares: propriedades gênese, importância econômica*. Ed. Edgard Blücher Ltda, São Paulo, 500p.

TEIXEIRA, D. (1993). *Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na bacia do ribeirão do Feijão (São Carlos-SP)*. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 193p.

THOMAS, S.M.; NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. (2004). Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Biogeochemistry*. v.68, p. 135–151.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. (2002). Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v.59, n.1, p.181-186.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. vol. 556, p.251–264.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; QUEIROZ, J. F. (2004). Biomonitoramento da qualidade da água no sub-médio São Francisco *Bioindicadores da qualidade de água*. EMBRAPA, Meio Ambiente, Jaguariúna.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. (1995). Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 229p.

TULLOS, D. D.; NEUMANN, M. (2006). A qualitative model for analyzing the effects of anthropogenic activities in the watershed on benthic macroinvertebrates communities. *Ecological Modelling*. v.196, n 1-2, p. 209-220.

TUMWESIGYE, C.; YUSUF, S.K.; MAKANGA, B. (2000). Structure and composition of benthic macroinvertebrates of a tropical forest stream, River Nyamweru, western Uganda. *East African Wild Life Society, African Journal Ecology*. v. 38, p.72–77.

USEPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2005). Disponível em <http://www.epa.org>. Acesso em 18/05/2005

VALENTIN, R.W. (1995). Agrupamento e ordenação. *Oecologia brasiliensis*, v.2, p, 27-55.

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. (1975). *Hidrologia Aplicada*. Ed. McGraw-Hill, São Paulo, 245p.

VANNOTE, J. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. v. 37,n 1, p-130-137.

VON SPERLING, M. (1995). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. v.1, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. 2ª ed. revisada. 243 p.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. (1983) The Serial Discontinuity Concept in Lotic Ecosystems. In: FONTAINE, T. D.; BARTHELL, S. M., (Eds). Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor Science. Publishers., Ann, Arbor, Michigan, p.347 – 356.

WARD, J. V.; STANFORD, J.A. (1995) The Serial Discontinuity Concept: Extending the Model to Floodplain Rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, v.11, p.1-10.

WETZEL, R.G. (1983). *Limnologia*. Tradução e prefácio Maria José de Lemos Boavida. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa. 919p.

WETZEL, R.G.; LINKENS, G.E. (2000). *Limnological analysis*. New York: Springer-Verlag, 429p.

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

YOUNES-BARAILLÉ, Y.; GARCIA, X.F. e GAGNER, J. (2005). Impact of the longitudinal and seasonal changes of the water quality on the benthic macroinvertebrate assemblage of the Andorran streams. *Comptes Rendus Biologies*. v. 328, p. 963-976.