Serviço de Pós-Graduação EESC/USP

EXEMPLAR REVISADO

Data de entrada no Serviço: 20/08/02

Ass.:

ESTUDO DAS VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E DO PROCESSO DE AUTODEPURAÇÃO NA "DESCONTINUIDADE SERIAL" DO RIBEIRÃO BONITO (SP)

Simone Frederigi Benassi

EESC-USP Biblioteca CAMPUS DE S. CARLOS

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

DEDALUS - Acervo - EESC

31100037039

Orientador: Prof. Assoc. Maria do Carmo Calijuri

São Carlos
2002

Class. TESE
Cutt. 0849
Tombo T0211/02
Sysno 1263701

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

B456e

Benassi, Simone Frederigi
Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na "descontinuidade serial" do ribeirão Bonito (SP) / Simone Frederigi Benassi. -- São Carlos, 2002.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 2002.
Área: Hidráulica e Saneamento.
Orientador: Profa. Assoc. Maria do Carmo Calijuri.

1. Ribeirão Bonito. 2. Autodepuração. 3. Variáveis limnológicas . 4. Descontinuidade serial. 5. Lançamento de esgoto. 6. Modelo QUAL2E. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Licenciada **SIMONE FREDERIGI BENASSI**

Dissertação defendida e julgada em 21-06-2002 perante a Comissão Julgadora:

Maria do Carmo Calijuri — aprovada

Profa. Assoc. **MARIA DO CARMO CALIJURI (Orientadora)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Luiz Antonio Daniel — APROVADA

Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO DANIEL**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Antonio Fernando Monteiro Camargo — APROVADA

Prof. Dr. **ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO**
(UNESP/Campus de Rio Claro)

Maria do Carmo Calijuri

Profa. Associada **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação
em Engenharia (Hidráulica e Saneamento) e
Presidente da Comissão de Pós Graduação da EESC

" Toda a teoria do desenrolar dos acontecimentos na natureza está fundamentada necessariamente em algum processo de simplificação, sendo até certo ponto, por conseguinte, um conto de fadas."

Sir Napier Shaw

Aos meus pais,
pela maior herança que os
pais podem deixar para um filho:
os estudos.

Agradeço...

A prof. Dra. Assoc. Maria do Carmo Calijuri pela orientação, pelo profissionalismo e por acreditar na realização deste trabalho; pelas conversas sobre o mundo científico e pela amizade conquistada no desenrolar destes anos.

À FAPESP pelo apoio financeiro através do processo no. 00/12744-4, pela bolsa concedida processo no. 00/017040-8 e pelo reconhecimento da importância desta pesquisa.

A Anna Paola por me ajudar e co-orientar desde o início deste trabalho, pelas preciosas sugestão e pela amizade, por me disponibilizar o aconchego do seu lar, tanto no início como no fim deste trabalho.

Ao prof. Dr. Luiz Daniel pelas valiosas explicações sobre o funcionamento dos rios, nos meandros da engenharia, principalmente sobre o modelo Qual2E. Agradeço ainda ao Prof. Dr. Luiz Daniel e ao Prof. Dr. Fazal pelas sugestões dadas na qualificação.

Ao prof. Dr. Antonio F. M. Camargo pelo empréstimo do material de campo, por disponibilizar a Toyota e o Carlinhos, sem dúvida foram fundamentais.

Ao sr. Roberto da "Chácara do Brejo" por permitir, sem a menor restrição, a entrada na chácara para coleta de amostras, além do bom papo sobre os acontecimentos na cidade de Ribeirão Bonito. Ao engenheiro da Prefeitura de Ribeirão Bonito sr. Eraldo, pelo material fornecido e pela liberação de funcionários para reconhecimento da área de estudo e localização dos pontos de lançamentos de esgoto.

À super equipe de campo, pela disponibilidade e boa vontade com que conseguiram superar o "bom" cheiro do ribeirão: Paola, Carlinhos, Mário, Marcelo, Ma, Davi e Murilinho.

Aos técnicos do laboratório de Saneamento em especial ao Paulo, pela sabedoria e por me ensinar as técnicas de laboratório com muita paciência. Agradeço a prof. Beth, a Marilú, ao André (mineiro) e ao Neyson pelo auxílio com as metodologias utilizadas.

Ao Willian Giorge pelas primeiras sugestões à respeito do Qual2E, pela visita a campo e pelo *help* dado durante todo o trabalho. A Fernanda pela grande ajuda dada nas análises estatísticas e, sem dúvida, agradeço também pela amizade

As minhas amigas engenheiras, ou melhor "engenheiros": Karina, Ju, Luciana e Monique pelas explicações matemáticas, por terem paciência e saberem das minhas limitações como bióloga. Ao pessoal que conviveu comigo no mesmo lar: Valdir, Jú, Paty, Vivi e Renan.

As minhas eternas amigas Girassóis: Mari, Maura, Pitch, Roseli e Sofia, pelas alegrias e tristezas vividas juntas, pelas choradeiras ao pé do ouvido, quando eu me encontrava perdida na engenharia, por compartilharem comigo, mesmo que distante, o desenvolvimento deste trabalho, as amigas Vivi e Pri por estarem comigo em São Paulo, quando eu ainda escrevia este projeto, e elas já apostavam que ele daria certo.

Aos meus novos amigos *Trainees*, pelo "incentivo" nesta fase final da minha dissertação.

Ao Marcelo, pelas longas conversas, pela compreensão e pelo carinho.

Ao Matheus, pelo nascimento, pelo sorriso verdadeiro, e por ser a força propulsora que me faz acreditar e lutar por um mundo ambientalmente saudável.

As minhas irmãs Cristina e Roseli, esta última em especial por ser minha companheira de trabalho e uma futura limnóloga, como eu, pelas trocas de figurinhas que vêm fazendo a gente crescer.

Aos meus pais, pela vida ... por acreditarem em mim, e me ensinarem a lutar e nunca desistir dos meus sonhos.

A todos aqueles, que de uma certa forma, fizeram parte da minha vida durante o desenvolvimento deste trabalho, muito obrigada.

A Deus....

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....i
LISTA DE TABELAS.....iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....vii
RESUMO.....vii
ABSTRACT.....ix
1. INTRODUÇÃO.....1
2. OBJETIVOS.....4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....5
3.1. Teorias e processos ecológicos.....5
3.2. Modelo QUAL2E.....12
4. ÁREA DE ESTUDOS.....16
5. MATERIAL E MÉTODOS.....19
5.1. Variáveis climatológicas.....25
5.2. Variáveis hidrológicas.....26
5.2.1. Velocidade de escoamento e vazão.....26
5.2.2. Declividade e comprimento do curso.....26
5.3. Variáveis físico-químicas.....28
5.4. Variáveis biológicas.....30
5.5. Análise do sedimento.....30
5.6. Análise numérica.....31
5.7. Modelo QUAL2E para estudo da autodepuração.....32
5.7.1. Considerações gerais sobre o modelo.....32
5.7.2. Elaboração da estrutura conceitual.....32
5.7.3. Dados Qualitativos.....33
5.7.4. Parâmetros hidráulicos.....34
5.7.4.1. Coeficiente de Dispersão longitudinal.....34
5.7.5. Calibração do modelo.....35
5.7.5.1. Coeficiente de desoxigenação.....37
5.7.5.2. Coeficiente de reaeração.....37
5.7.6. Simulação com diferentes níveis de tratamento.....38
6. RESULTADOS.....39

6.1. Variáveis climatológicas....39
6.1.1. Temperatura do ar....39
6.1.2. Dados pluviométricos....39
6.2. Variáveis hidrológicas....41
6.2.1. Velocidade de escoamento....41
6.2.2. Vazões nas estações amostrais....41
6.2.3. Declividade dos trechos....42
6.3. Variáveis físico-químicas....43
6.3.1. Condutividade elétrica....43
6.3.2. Oxigênio dissolvido....44
6.3.3. Turbidez....45
6.3.4. Temperatura da água....46
6.3.5. Potencial hidrogeniônico....46
6.3.6. Demanda Bioquímica de oxigênio....47
6.3.7. Demanda Química de oxigênio....48
6.3.8. Sólidos suspensos....49
6.3.8.1. Sólidos em suspensão totais....50
6.3.8.2. Sólidos em suspensão orgânicos....50
6.3.8.3. Sólidos em suspensão inorgânicos....51
6.3.9. Nutrientes Dissolvidos....52
6.3.9.1. Nitrogênio amoniacal....52
6.3.9.2. Nitrito....53
6.3.9.3. Nitrato....54
6.3.9.4. Fosfato total....55
6.3.9.5. Fosfato inorgânico....56
6.3.9.6. Silicato reativo....57
6.3.10. Nutrientes Totais....58
6.3.10.1. Fosfato total....58
6.3.10.2. Nitrogênio Total Kjeldahl....59
6.4. Variáveis Biológicas....60
6.4.1. Coliformes totais....60
6.4.2. Coliformes fecais....61

6.4.3. Clorofila a 62
6.4.4. feoftina 62
6.5. Análise do sedimento 63
6.6. Contribuições dos principais afluentes e lançamentos de esgoto 65
6.7. Análise numérica 66
6.8. Resultados das simulações (QUAL2E) 72
6.8.1. Elaboração da estrutura conceitual 72
6.8.2. Dados qualitativos de entrada 74
6.8.3. Dados hidrológicos de entrada 76
6.8.4. Representações gráficas das concentrações de OD 78
7. DISCUSSÃO 81
8. CONCLUSÃO 103
9. RECOMENDAÇÕES 105
10. ANEXOS 106
11. BIBLIOGRAFIA 114

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Jacaré-Guaçu/SP (acima), e mapa da área de estudo, demonstrando a hidrografia e localização da cidade de Ribeirão Bonito/SP.....18

Figura 2: Aspecto geral da estação 1, próximo a cabeceira, detalhando a presença da mata ciliar.....20

Figura 3: Aspecto geral da estação 3, detalhando o assoreamento das margens.....21

Figura 4: Aspecto geral do 1º lançamento de esgoto no ribeirão Bonito (SP), próximo a estação 5.....22

Figura 5: Aspecto geral da estação amostral 6.....23

Figura 6: Destaque do 2º lançamento pontual, próximo a estação 7.....23

Figura 7: Ribeirão Bonito entre as estações 7 e 8, destacando o 3º lançamento de esgoto.....24

Figura 8: Aspecto geral da estação 8.....25

Figura 9: Perfil do leito do curso d'água com trechos que estão sendo utilizados na simulação através do modelo QUAL2E.....27

Figura 10: Variação da temperatura média do ar (°C), nos períodos estudados na bacia hidrográfica do ribeirão Bonito (SP).....40

Figura 11: Variação da velocidade média de escoamento ($m.s^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do rio do ribeirão Bonito (SP).....42

Figura 12: Variação média da vazão ($m^3.s^{-1}$) no ribeirão Bonito (SP), em relação à distância geográfica.....43

Figura 13: Variação média da condutividade elétrica em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....45

Figura 14: Variação da concentração média de oxigênio ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito.....46

Figura 15: Variação da turbidez (UNT) média ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito.....46

Figura 16: Variação da temperatura média da água (°C) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....47
Figura 17: Variação de pH ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....48
Figura 18: Variação da DBO ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito.....49
Figura 19: Variação da DQO ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito.....50
Figura 20: Variação na concentração média de sólidos em suspensão total ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....51
Figura 21: Variação na concentração média de sólidos em suspensão orgânicos ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....52
Figura 22: Variação na concentração média de sólidos em suspensão inorgânicos ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....53
Figura 23: Variação na concentração média de nitrogênio amoniacal ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito.....54
Figura 24: Variação da concentração média de nitrito ($ug.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....55
Figura 25: Variação na concentração média de nitrato ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....56
Figura 26: Variação da concentração média de fosfato total ($mg.L^{-1}$) dissolvido em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....57
Figura 27: Variação na concentração média de fosfato inorgânico ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....58
Figura 28: Variação da concentração média de silicato reativo ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....59
Figura 29: Variação da concentração média de fosfato total ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....60
Figura 30: Variação da concentração média de nitrogênio total Kjeldahl ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....61
Figura 31: Variação da quantidade de coliformes totais (log NMP/100mL) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....62

Figura 32: Variação da quantidade de coliformes fecais (log NMP/100mL), em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....62
Figura 33: Variação da concentração de clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....63
Figura 34: Variação da concentração de feoftina ($\mu g.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).....64
Figura 35: Dendograma da variação espacial das médias dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, durante o verão.....68
Figura 36: Dendograma da variação espacial das médias dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, durante o período seco.....69
Figura 37: Plot dos scores de PCA realizada no período chuvoso.....70
Figura 38: Plot dos scores de PCA realizada no período seco.....71
Figura 39: Tela de definição dos trechos, da cabeceira e do tamanho do elemento computacional.....72
Figura 40: Identificação dos diversos tipos de elementos computacionais nos trechos correspondentes.....73
Figura 41: Diagrama representativo dos trechos e elementos computacionais do ribeirão Bonito (SP).....74
Figura 42: Dados de entrada de OD observados no verão.....75
Figura 43: Dados de entrada de OD observados no inverno.....75
Figura 44: Identificação dos pontos de descargas do esgoto, da eficiência do tratamento, da vazão, e das concentrações de OD e DBO no esgoto, no verão.....76
Figura 45: Identificação dos pontos de descargas do esgoto, da eficiência do tratamento, da vazão, e das concentrações de OD e DBO no esgoto, no inverno.....76
Figura 46: Tela de entrada dos dados hidráulicos.....77
Figura 47: Perfil longitudinal das concentrações de OD observadas, simuladas e sem esgoto no período chuvoso.....78
Figura 48: Perfis de OD (período chuvoso) para as diversas alternativas de tratamento de esgoto.....79

Figura 49: Perfil longitudinal das concentrações de OD observadas, simuladas e sem esgoto no período seco.....79
Figura 50: Perfis de OD (período seco) para as diversas alternativas de tratamento de no esgoto.....80
Figura 51: Avaliação da degradação da qualidade da água, considerando-se Δ OD.....80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Distribuição da população e Densidade Demográfica do município de Ribeirão Bonito (SP) em 2000.....13
Tabela 2: Relação das variáveis físico-químicas realizadas.....29
Tabela 3: Variáveis biológicas analisadas.....30
Tabela 4: Variáveis realizadas no sedimento.....26
Tabela 5: Precipitações (mm) na estação pluviométrica D5-003 (DAEE) localizada no município de Ribeirão Bonito, durante os dias de amostragem e o total mensal de chuvas (mm) durante os anos de 2000 e 2001.....41
Tabela 6: Declividade dos trechos escolhidos para simulação.....44
Tabela 7: Teores de matéria orgânica (%), nitrogênio total (mg/g) e fósforo total no sedimento, no ribeirão Bonito, nos períodos estudados.....65
Tabela 8: DBO ($mg.L^{-1}$), DQO ($mg.L^{-1}$) e vazão ($m^3.s^{-1}$) dos principais afluentes do ribeirão Bonito.....66
Tabela 9: DBO ($mg.L^{-1}$), DQO ($mg.L^{-1}$) e vazão ($m^3.s^{-1}$) dos 3 pontos de lançamentos de esgotos no ribeirão Bonito.....67
Tabela 10: Média, desvio-padrão e variação temporal da temperatura do ar (°C) nos períodos estudados.....106
Tabela 11: Média, desvio-padrão e variação temporal da velocidade de escoamento ($m.s^{-1}$)nos períodos estudados.....106
Tabela 12: Média, desvio-padrão e variação temporal da vazão ($m^3.s^{-1}$) nos períodos estudados.....106

Tabela 13: Média, desvio-padrão e variação temporal da condutividade elétrica (uS.cm^{-1})nos períodos estudados.....107
Tabela 14: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....104
Tabela 15: Média, desvio-padrão e variação temporal da turbidez (UNT) por estação de amostragem nos períodos estudados.....107
Tabela 16: Média, desvio-padrão e variação temporal da temperatura da água (°C) por estação de amostragem nos períodos estudados.....108
Tabela 17: Variação temporal, mediana e desvio-padrão do pH por estação de amostragem nos períodos estudados.....108
Tabela 18: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos totais (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....108
Tabela 19: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos orgânicos (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....109
Tabela 20: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos inorgânicos (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....109
Tabela 21: Variação temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal (mg.L^{-1}) apresentando média e desvio-padrão nos períodos estudados.....109
Tabela 22: Variação temporal, média e desvio-padrão, referente a concentração de nitrito (ug.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....110
Tabela 23: Variação temporal, média e desvio-padrão, referente à concentração de nitrato (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....110
Tabela 24: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de fosfato total dissolvido (mg.L^{-1}) por estação de amostragem nos períodos estudados.....110

Tabela 25: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de fosfato inorgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....111
Tabela 26: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de silicato reativo ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....111
Tabela 27: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de nitrogênio total de Kjeldahl ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....111
Tabela 28: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de fosfato total ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....112
Tabela 29: Quantidade de coliformes totais e fecais (NMP/100mL) nas estações amostrais realizadas nos períodos estudados.....112
Tabela 30: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....113
Tabela 31: Média, desvio-padrão e variação temporal da concentração de feoftina ($\mu g.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.....113
Tabela 32: DQO ($mg.L^{-1}$) e DBO ($mg.L^{-1}$) das estações amostrais realizadas nos períodos estudados.....113
Tabela 33: Componentes de carga da PCA verão.....70
Tabela 34: Componentes de carga da PCA inverno.....71

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas técnicas

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPA - Environmental Protection Agency

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

OD – Oxigênio Dissolvido

PCA - Análise dos Componentes Principais

P/R – Produção/respiração

PDC - Process Domain Concept

RCC - River Continuum Concept

SEADE - Sistema Estadual de Análise de Dados

RESUMO

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

Este trabalho teve como objetivo estudar o comportamento espaço-temporal das variáveis limnológicas, no Ribeirão Bonito (SP) a fim de avaliar a descontinuidade ocasionada pelas fontes poluidoras e o processo de autodepuração. Para tanto, foram determinadas variáveis físico-químicas, biológicas, climatológicas e hidrológicas, no eixo longitudinal do rio e utilizado como ferramenta para diferentes cenários de simulações das concentrações de oxigênio dissolvido o modelo QUAL2E. Foi possível observar, que muitas das variáveis limnológicas estudadas no ribeirão Bonito sofrem "descontinuidades" devido à entrada de esgoto. As concentrações de oxigênio dissolvido têm um gradiente positivo da nascente até a estação 4, sofrendo uma descontinuidade após a estação 6 onde detecta-se o primeiro lançamento de esgoto. O comportamento dessa variável após a entrada de esgoto foi distinto nos dois períodos estudados. As análises de "Cluster" e PCA (Análise dos Componentes Principais), realizadas com as médias das variáveis limnológicas, distinguiram diferentes grupos no perfil longitudinal do ribeirão Bonito. Essa distinção pode ser atribuída às já citadas entradas de efluentes e também em decorrência da presença do tributário do Curtume. Pode-se constatar que mesmo com o auxílio natural do processo de autodepuração, muitas das variáveis estudadas não se enquadram aos padrões do corpo receptor conforme previsto pela resolução número 20/86 do CONAMA, sugerindo assim, neste trabalho, um grau de tratamento dos efluentes para que estes padrões sejam respeitados.

Palavras-chave: ribeirão Bonito, autodepuração, variáveis limnológicas, Descontinuidade Serial, lançamento de esgoto, modelo QUAL2E.

ABSTRACT

BENASSI, S. F. (2002). *A study of the limnological variables and the self-cleaning process in the "Serial Discontinuity" of the Bonito stream (SP).* São Carlos. Dissertation for a Master's Degree – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

The objective of the present paper is to study the spatial-temporal behaviour of the limnological variables, in Bonito stream (SP), in order to evaluate the discontinuity occasioned by the sources of pollution and the self-cleaning process. To this effect, a survey was made to determine the physical-chemical, biological, climatological and hydrological variables in the longitudinal axis of the river and which utilized the QUAL2E model as a tool for simulating the concentrations of dissolved oxygen under different scenarios. It was possible to observe that many of the limnological variables studied in the Bonito rivulet suffer "discontinuities" due the entry of sewage. The concentrations of dissolved oxygen show a positive gradient from the source of the watercourse until station 4, and suffer a discontinuity after station 6, where the first discharge of sewage begins. The behaviour of this variable after the entry of sewage differed during the two periods studied. Furthermore, the "Cluster" and PCA (Principal Component Analyses) carried out upon the averages of the limnological variables distinguished different groups in the longitudinal profile of the Bonito rivulet. This distinction can be attributed to the above-mentioned entries of effluents and also resulting from the presence of the Curtume tributary. It can be verified that even with the natural assistance of the self-cleaning process, many of the variables studied fail to meet the standards of the receiving body, as stipulated by the CONAMA resolution number 20/86, in view of which, the present study suggests a degree of effluent treatment in order for these standards to be respected.

Key words: Bonito stream, self-cleaning, limnological variables, Serial Discontinuity, sewage discharges, QUAL2E model.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural que vem se tornando cada vez mais escasso quantitativamente e pobre qualitativamente. Isso pode ser atribuído, entre outros fatores, ao crescimento urbano e industrial que gera uma demanda crescente de água e, conseqüentemente, um aumento na produção de resíduos, que na maioria das vezes chegam aos corpos d'água sem um tratamento adequado.

Os rios são ecossistemas que devido a seu caráter predominantemente heterotrófico e ao fluxo longitudinal, apresentam capacidade natural de depuração da matéria orgânica. Atualmente, com o lançamento excessivo de esgotos, esses sistemas vêm recebendo uma quantidade de matéria orgânica maior do que eles são capazes de assimilar. Assim sendo, os esgotos precisam ser submetidos a diferentes níveis de tratamento, de forma a não comprometer o ecossistema aquático e satisfazer, dependendo da classe, os padrões de qualidade do corpo receptor de acordo com o que preconiza a resolução 20/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Nos últimos anos, os estudos sobre o processo de autodepuração nos rios têm sido feitos no intuito de avaliar o potencial depurador do corpo d'água e a carga que o mesmo poderá receber, sem prejuízo para a fauna e a flora que o habitam. O grau de tratamento exigido é apenas o correspondente à parcela de carga poluidora que o corpo d'água, por si só, não seja capaz de depurar, sem dano para a vida aquática (BRANCO, 1986).

Diante do comprometimento dos nossos rios e da necessidade de recursos financeiros para o tratamento dos efluentes, tornam-se urgentes estudos que visem a avaliação de fontes poluidoras, suas interações com o corpo receptor e o controle da qualidade da água desses sistemas. Tais estudos são feitos na tentativa de minimizar os problemas gerados pela

poluição, propondo recuperar, conservar e monitorar nossas reservas hídricas de forma mais econômica e sustentável.

PETTS et al. (1992) mencionaram os vários fatores necessários para a recuperação e conservação de rios. São eles: a aplicação e o conhecimento das teorias ecológicas como *Conceito do Contínuo Fluvial* (VANNOTE et al., 1980), *Descontinuidade Serial* (WARD & STANFORD, 1983), *Pulso de Inundação* (JUNK et al., 1989) e *Espiral de Nutrientes* (ELWOOD et al., 1983), que visam explicar, caracterizar e predizer o funcionamento dos ecossistemas lóticos, e estudos sobre a estrutura das comunidades. PETTS et al. (op cit.), também citaram a necessidade de estudos interdisciplinares para melhor compreensão do ecossistema aquático e monitoramento eficaz das características das águas.

O uso de modelos matemáticos em rios é um bom instrumento para planejamento e monitoramento da qualidade das águas, fornecendo previsões ao longo do tempo. O QUAL 2E, *The Enhanced Stream Water Quality Model*, é um programa computacional desenvolvido pela Agência Norte Americana de Meio Ambiente (*U.S. Enviromental Protection Agency-EPA*), capaz de determinar a capacidade autodepuradora de cursos d' água superficiais.

O modelo QUAL 2E é empregado também para selecionar o grau de tratamento ao qual os despejos devem ser submetidos, para que os parâmetros de qualidade da água sejam seguidos, além de avaliar o impacto das descargas de resíduos sobre o corpo receptor. ODUM (1988) mencionou que os modelos, embora sejam abstrações imperfeitas de sistemas reais, representam instrumentos poderosos, pois tentam dar respostas e previsões provisórias referentes a questões importantes, como por exemplo, os despejos sanitários.

Esta pesquisa, além de proporcionar o planejamento do controle da poluição hídrica do ribeirão Bonito (Ribeirão Bonito/SP), procurou utilizar o modelo QUAL 2E como uma ferramenta para integração entre as teorias e os processos ecológicos, em especial a autodepuração, como um dos

fatores que levam o ecossistema a recuperação de suas características após alguma alteração antrópica. Nesse sentido, o estudo da autodepuração e da variabilidade espaço-temporal dos processos que governam os ecossistemas aquáticos devem ser considerados nos planejamentos regionais, principalmente naqueles referentes ao lançamento de esgoto e na adoção de critérios de conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos, permitindo também prognósticos adequados na avaliação de futuros impactos.

O presente trabalho foi desenvolvido no ribeirão Bonito, localizado na bacia hidrográfica do Jacaré-Guaçu. Esta bacia hidrográfica está inserida no Comitê da bacia do Tietê-Jacaré. O ribeirão Bonito recebe os despejos domésticos do município de Ribeirão Bonito/SP. As constantes descargas de esgotos ao longo desse rio provocam comprometimento dos usos múltiplos e problemas de saúde para a população. O rio corta toda a cidade e é, por vezes, utilizado por parte da população para lazer, dessedentação de animais e utilização de suas águas para irrigação em chácaras localizadas em seu perímetro. Tal fato tem sido objeto de preocupação crescente do Ministério da Agricultura, consolidado através do Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas (PROCHNOW, 1990).

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo estudar a teoria da "Descontinuidade Serial" no ribeirão Bonito (SP) através do processo de autodepuração.

Visando alcançar este objetivo, esta pesquisa foi fundamentada:

- No estudo do comportamento de variáveis limnológicas na bacia hidrográfica do ribeirão Bonito - SP em dois períodos hidrológicos distintos (seco e chuvoso);
- Na realização da caracterização do sedimento (nutrientes) na bacia hidrográfica desse ribeirão.
- Na aplicação do modelo QUAL2E como ferramenta para avaliar a influência da descarga dos efluentes nas características da água, bem como na recuperação do ecossistema em virtude do processo de autodepuração. Esses procedimentos visam analisar e avaliar a "Descontinuidade Serial".

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Teorias e processos ecológicos

Rios são sistemas abertos com estrutura tri-dimensional (longitudinal, lateral e vertical), pronunciando mudanças físicas, químicas e biológicas (PETTS, 2000). Eles são caracterizados por fortes processos hidrológicos e geomorfológicos altamente dinâmicos, frente a mudanças climáticas e temporais.

PETTS et al. (1992) mencionou que para a prática da conservação dos rios devem ser consideradas as três dimensões citadas acima, acrescentando, ainda, as dimensões temporal e conceitual. A dimensão temporal é importante e significativa, pois a morfologia do canal e as comunidades aquáticas podem alterar-se naturalmente ao longo do tempo, e mudanças abruptas induzidas pelo homem, como represamento e lançamento de esgoto, alteram os processos a montante e a jusante. A dimensão conceitual é endereçada a questões filosóficas, políticas e práticas, levantando questões a respeito de como avaliar, o que conservar, e quais as prioridades que devem ser dadas na conservação.

Os estudos em ecossistemas lóticos visam entender os processos que governam o movimento e as transformações de energia e materiais dentro dos diferentes sistemas. As teorias ecológicas, por sua vez, tentam construir uma estrutura sintética para descrever o ecossistema lótico da nascente à foz, e ajustar as variações entre áreas com diferentes cenários. Como retratar a realidade de um rio é difícil, talvez uma generalização dessas teorias seja uma desvantagem quando aplicada a situações específicas. Apesar disso, as teorias ecológicas devem ser consideradas porque são conceitos estruturais úteis para descrever ecologicamente como funcionam as variáveis ao longo do ecossistema lótico (ALLAN, 1995).

Nessa linha de pensamento, muitos autores tentam entender os ecossistemas lóticos de maneira mais preditiva do que simplesmente

descritiva. Diversos autores formularam teorias de caráter holístico com intenção de explicar a organização espacial dos rios: "Contínuo Fluvial" (VANNOTE et al., 1980) e "Descontinuidade Serial" (WARD & STANFORD, 1983). Tais teorias têm como objetivos esclarecer as relações entre os diferentes grupos de variáveis e também auxiliar na interpretação de dados, propondo comportamentos esperados das variáveis físicas, químicas e biológicas sob determinadas condições ambientais.

O conceito do "Contínuo Fluvial" (*River Continuum Concept* - RCC), proposto por VANNOTE et al. (1980), considera o rio como um sistema que possui um gradiente contínuo de condições ambientais. Nesse conceito o rio é dividido em três regiões geomorfológicas distintas: **cabeceira** (cursos de ordem 1 a 3), altamente dependentes das contribuições terrestres de material orgânico, como folhas, com pouca ou nenhuma produção fotossintética, com a razão produção/respiração P/R < 1; **médio curso** (ordem 4 a 6), região menos dependente da contribuição direta dos ecossistemas terrestres e mais da produção por algas e plantas aquáticas vasculares, além do material orgânico oriundo das correntes à montante, sendo P>R; **baixo curso** (ordem maior que 6, grandes rios e estuários), tendem a ser turvos, com grande carga de sedimento de todos os processos de montante e, apesar de já possuírem comunidades desenvolvidas de plâncton, a respiração excede a produção, com razão P/R<1 (ODUM, 1986).

Segundo VANNOTE et al. (1980), o conceito do "Contínuo Fluvial" foi desenvolvido para ecossistemas de rios naturais, isentos de atuação antrópica, como correntes de altas montanhas, regiões secas, e vales profundos. Rios que apresentam essas características podem desviar do modelo geral, no que tange a autotrofia e heterotrofia do sistema, pois dependendo do volume e da natureza dos tributários que desaguam na corrente principal, os efeitos podem ser localizados e podem ter magnitude variável.

Em 1999, MONTGOMERY propôs o "Conceito Domínio de Processos" (*Process Domain Concet* – PDC) como alternativa para o RCC

por considerar a influência dos processos geomorfológicos na variabilidade espacial e temporal que ocorre nos ecossistemas aquáticos. O autor citou que a combinação de clima, de geologia e de topografia determinam a área de formação dos sistemas, influenciando os processos que ali irão ocorrer. Ele argumentou que as características dos habitats podem ser mais similares dentro de uma mesma unidade litotrófica e diferente em uma mesma bacia hidrográfica, que contenha 2 unidades litotróficas distintas. Houve a menção ainda que, enquanto alguns fenômenos físicos que influenciam o ecossistema aquático e ripário são dirigidos continuamente, outros são controlados primeiramente por influências locais.

JOHNSON et al. (1995) em um estudo sobre o passado, presente e futuro dos conceitos ecológicos em rios, mencionou que um grande número de fatores pode influenciar as predições do *River Continuum Concept*. Dentre eles, podemos citar: a entrada dos tributários, a aplicabilidade do RCC em grandes rios, e as atividades humanas, tais como: canalização, irrigação, destruição de "wetlands". Esses fatores podem diretamente afetar os rios, reduzindo, principalmente, a diversidade de espécies. Os autores (op cit.) comentaram ainda, que ambos os conceitos: RCC e Pulso de Inundação assumem um equilíbrio dinâmico entre os fatores físicos e biológicos, porém, a atividade humana pode substancialmente alterar os fatores físicos no sistema lótico, mudando o equilíbrio.

A grande maioria das bacias ou sub-bacias hidrográficas vem sofrendo fortes interferências antrópicas. Como por exemplo temos: o lançamento dos efluentes domésticos e industriais que comprometem a qualidade da água para as necessidades humanas e para a saúde dos ecossistemas aquáticos (BRANCO 1986), interferindo no gradiente do contínuo fluvial (ODUM 1986).

CAMARGO et al. (1996), estudando a influência da fisiografia e da atividade humana nas características limnológicas de sistemas lóticos do litoral sul de São Paulo, Brasil, comprovaram que as características limnológicas dos rios estudados são determinadas pelos aspectos

fisiográficos (altitude, geologia e vegetação), porém, o principal fator na determinação das características químicas das águas foi o lançamento de efluentes orgânicos, provindos das atividades humanas. HERNANDEZ & SAINZ (1977) e BERNARDI (1997), mostraram que essa perturbação causada pela descarga de efluentes ricos em matéria orgânica em um corpo d'água provoca mudanças nas comunidades aquáticas a jusante do lançamento.

SALATI (1996), trabalhando na bacia hidrográfica do rio Corumbataí observou que, em trechos sob atividades antrópicas (com lançamento de esgoto), os processos naturais que mantêm o equilíbrio dos ecossistemas são alterados, tanto na sua qualidade como na sua intensidade, modificando os processos dinâmicos naturais que ocorrem no rio.

Em bacias hidrográficas que apresentam alguma interferência antrópica, WARD & STANFORD (1983) assumindo as suposições do conceito do RCC (VANNOTE et al. 1980), ou seja, aquela que define a bacia hidrográfica como livre de poluição e outros distúrbios, exceto represamento, e que define os trechos remanescentes do rio como não sofrendo distúrbios durante a construção de um reservatório, propuseram o conceito da "Descontinuidade Serial", postulando que o represamento rompe o gradiente do rio em relação às condições ambientais, produzindo mudanças longitudinais. De acordo com esse conceito, represamentos em um rio provocam mudanças tanto à montante, quanto à jusante, nos processos bióticos e abióticos, sendo que a direção e extensão do deslocamento dependem da variável de interesse em relação à posição do represamento ao longo do "Contínuo Fluvial". Posteriormente, o conceito teve ampliada a sua abrangência por WARD & STANFORD (1995), de modo a considerar as interações entre o rio e sua planície de inundação.

STANFORD et al. (1988), demonstraram descontinuidades abióticas, em termos de temperatura, e bióticas, considerando a abundância relativa de um Trichoptera na bacia do rio Flathead (Canadá e E.U.A.), concluindo

que estas descontinuidades ocorrem como resultado de regularizações naturais e das atividades antrópicas na bacia.

BUBEL (1998), em uma caracterização limnológica do rio do Peixe (microrregião geográfica de Botucatu-SP), em duas épocas do ano (período de chuva e seca), analisou o conjunto de variáveis obtidas e observou tanto padrões de continuidade como de descontinuidade ao longo do eixo longitudinal do rio. Assim, a autora considerou que a teoria do "rio contínuo" não apresentou aplicabilidade direta para o sistema estudado, o que era esperado em função das atividades humanas desenvolvidas naquela bacia hidrográfica.

Apesar da abordagem da teoria da "Descontinuidade Serial" ter sido adotada como a melhor teoria para explicar a estrutura espacial de algumas variáveis caracterizadas no ribeirão das Antas (MG), que possui fortes influências antrópicas, LAGE FILHO (1996) comprovou que esse sistema segue os preceitos do conceito do Contínuo Fluvial (VANNOTE et al. 1980), porém com deslocamentos do gradiente causados por represamentos e poluição, como previsto pelo conceito da "Descontinuidade Serial" (WARD & STANFORD 1983; SABATER et al. 1989) acreditando, portanto, que ocorre um "Contínuo de Descontinuidade". O autor observou, ainda, que o ribeirão das Antas, de forma geral, apresentou degradações da qualidade da água devido à atividade antrópica, com forte capacidade de recuperação através de processos ecológicos de autodepuração.

RIOS (1993) e TEIXEIRA (1993), trabalhando na bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão, em São Carlos (SP), também encontraram degradações de origem antrópica e recuperação por autodepuração. BERNARDI (1997) estudando a comunidade de plâncton e os componentes físico-químicos de uma área do rio Paraíba do Sul (Pindamonhangaba-SP) demonstrou, através da análise da tendência das semivariogramas, que depois de passar pelo processo de autodepuração as variáveis físico-químicas voltaram a ficar constantes em todos os pontos amostrados.

SABATER et al. (1989), após estudos no rio Ter, na Espanha, passaram a acreditar que o processo de descontinuidade pode ser usado para medir outros fatores como poluição, entrada de tributários e autodepuração. Esta teoria ou modelo, conforme citado pelos autores (op cit.), pode distinguir importantes mudanças ao longo do rio quando ocorre descarga de matéria orgânica na água possibilitando comparar as diferentes razões da descontinuidade, além de prever a intensidade do distúrbio.

BATALHA (1986), definiu autodepuração como um processo natural de purificação dos corpos d'água, que se realiza por meio de processos físicos (diluição, sedimentação, turbulência), químicos (oxidação dos redutores) e biológicos (ação de bactérias, algas), sendo uma forma de contribuição reativa do ambiente frente aos distúrbios causados pelo homem, ou mesmo como uma alternativa de recuperação.

Este processo pode ser percebido ao longo de um rio devido à presença de zonas características (MARGALEF, 1983; BRANCO, 1986):

- **Zona de degradação**: local onde é feito o lançamento da fonte poluidora. A água torna-se turva, ocorrendo deposição de partículas no fundo. Há nesta zona alta concentração de matéria orgânica, sendo a decomposição lenta devido à adaptação dos microrganismos. O número de espécies diminui sensivelmente, mas o teor de oxigênio ainda é suficiente para permitir uma diversidade de espécies. A quantidade de coliformes é elevada; também são encontrados protozoários e fungos, entre outros. A presença de algas é rara devido à dificuldade de penetração da luz.
- **Zona de decomposição ativa:** neste ponto o ecossistema tende a se organizar, com microrganismos aeróbios e anaeróbios que desempenham ativamente a decomposição da matéria orgânica introduzida. Isso provoca a queda do oxigênio dissolvido (atingindo sua menor concentração), aumento da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e com isso a indução do predomínio de organismos anaeróbios. O número de bactérias patogênicas diminui rapidamente,

uma vez que essas não resistem a nova condição ambiental. Há nesta fase desprendimento de gases do sedimento, provocando mau cheiro. O nitrogênio é encontrado em grande quantidade, ainda na forma orgânica, mas, predominantemente, na forma de amônia que pode iniciar sua oxidação a nitratos. O número de protozoários se eleva; ocorre a presença de macrorganismos e larvas de insetos (sucessão ecológica). A macrofauna ainda é restrita.

- **Zona de recuperação**: Após a fase de intenso consumo de oxigênio pelos microrganismos e de degradação, a matéria orgânica já se apresenta estabilizada. Começam a surgir os organismos autotróficos, favorecidos devido à presença de nitritos, nitratos e fosfatos, os quais são nutrientes para as algas. Há aumento da transparência da água, o que favorece os processos de fotossíntese. Estes organismos autotróficos começam então a participar da reoxigenação da água, melhorando as características desta. As algas azuis são os primeiros organismos a aparecerem, depois os flagelados, algas verdes e, finalmente, as diatomáceas. O material depositado no fundo tem uma granulometria mais grossa e não apresenta mau cheiro.
- **Zona de águas limpas**: O corpo d'água volta às condições normais, pelo menos em relação ao oxigênio dissolvido e à matéria orgânica. Devido a mineralização ocorrida nas zonas anteriores, as águas são ricas em nutrientes, e a produção de algas é maior. Há um restabelecimento da cadeia alimentar. A diversidade de espécies é grande. O ecossistema encontra-se estável; as águas atingem nessa zona as condições existentes antes do lançamento dos esgotos, pelo menos no que diz respeito ao teor de oxigênio dissolvido, a DBO e aos valores de coliformes. Predominam as formas mais oxidadas e estáveis de compostos minerais: nitratos e fosfatos, entre outros.

VON SPERLING (1995), também fez considerações a respeito dessas zonas de autodepuração, citando ainda que nas primeiras há predominância exclusiva de organismos heterotróficos, ou seja, a respiração

supera a produção fotossintética (P/R < 1), devido ao lançamento de efluente contendo grande aporte de matéria orgânica. Essa colocação torna-se interessante quando consideramos a teoria do "Contínuo Fluvial".

Os ecossistemas possuem uma certa estabilidade de resistência diante do "estresse" causado por atividades antrópicas, e uma capacidade de recuperar-se através de processos ecológicos como autodepuração. As zonas onde ocorre esse processo demonstram como os ecossistemas reagem frente ao lançamento de resíduos orgânicos em um corpo d'água. O monitoramento pode mostrar um desequilíbrio no sistema, quando o lançamento supera a "capacidade suporte" do meio. Este monitoramento, que pode ser realizado com aplicação de modelos de qualidade de água, pode fornecer previsões ao longo do tempo.

O conceito de capacidade de autodepuração apresenta a mesma relatividade que o conceito de poluição. Uma água pode ser considerada depurada, sob o ponto de vista ecológico, mesmo que não esteja totalmente purificada em termos higiênicos apresentando, por exemplo, organismos patogênicos. Logo, a capacidade em questão está intimamente relacionada aos usos preponderantes a que se destina cada trecho de um curso d'água. Neste trabalho, é medida essa capacidade, na proporção em que os parâmetros limnológicos seguirem os padrões de qualidade de água propostos conforme a resolução 20/86 do CONAMA para classe 2.

3.2. MODELO QUAL2E

Existem vários modelos para o estudo da autodepuração que simulam as distribuições espaciais e temporais das variáveis físico-químicas em determinados trechos do rio. Entretanto, a diferença essencial entre os modelos é a modificação da abordagem do método de resolução das equações previstas para o estudo desse processo. Neste trabalho foi utilizado o modelo QUAL2E, baseado nas equações apresentadas por

"STREETER-PHELPS" em 1925, muito utilizado nos estudos de autodepuração.

Este modelo foi escolhido devido a sua freqüente aplicação em trabalhos científicos que envolvem a determinação da capacidade autodepuradora de cursos d'água superficiais. O modelo avalia a capacidade de assimilação de cargas orgânicas, considerando valores dos parâmetros de qualidade de água. O QUAL 2E é um "software" que faz parte da série QUAL de modelos de qualidade de águas superficiais, iniciada com o QUAL-I, desenvolvido no final dos anos sessenta pela *U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA)*, como ferramenta de controle ambiental de fontes pontuais e instrumento para planejamento da qualidade das águas.

O QUAL 2E é composto de um programa principal com 51 sub-rotinas, que permite simular, de forma temporal e espacial, até 15 parâmetros indicativos de qualidade, tais como: O.D., D.B.O., temperatura, coliformes, série de nitrogênio e fósforo, biomassa de algas, entre outros. O modelo consiste na idealização de um protótipo linear para um sistema hídrico unidimensional ramificado. A 1ª etapa de sua construção se dá com o estabelecimento do curso d'água principal. Na 2ª etapa, esse protótipo ramificado é subdivido em trechos que possuam características hidráulicas uniformes. Esses trechos são então divididos em elementos computacionais de mesmo comprimento, de forma compatível com os objetivos pretendidos e com a designação do modo em que os mesmos são conectados como parte integrante do sistema fluvial em estudo (VIESSMAN & HAMMER, 1998).

Muitos trabalhos utilizam modelos matemáticos, capazes de quantificar a capacidade de autodepuração de um rio, e assim prever os impactos decorrentes de uma descarga de resíduos (PICCHIA, 1975, GASTALDINI, 1982; BATALHA, 1986; SIQUEIRA, 1996; LIMA, 1997; PRADO, 1999). Esses modelos podem esclarecer, de maneira relativa, como o rio responderia a diferentes descargas de resíduos, frente aos

padrões de qualidade da água.

SHANAHAN et al. (1998) e RAUCH et al. (1998), apresentaram um estudo sobre o estado da arte dos modelos de qualidade da água, fazendo referência principalmente ao QUAL 2E, mostrando a aplicação deste modelo nos corpos d'água na Europa e nos Estados Unidos, mencionando suas aplicações e dificuldades quanto à calibração e validação.

DROLC & KONCAN (2000) apresentaram um estudo realizado no rio Sava (Slovenia), indicando o grau de tratamento que deve ser dado ao esgoto municipal e industrial da cidade, para que a concentração de oxigênio não seja inferior a 5,0 $mg.L^{-1}$, conforme previsto pelos padrões de qualidade de água da Slovenia. Eles citaram que o esgoto da estação de tratamento deve ser tratado até que a DBO atenda um valor de 30 $mg.L^{-1}$, pois só assim os valores de concentração de oxigênio no rio, principalmente, na época de estiagem, não comprometerão o corpo d'água.

STAMOU et al. (1999) estudando a qualidade da água no rio Beli Lom (Bulgária), antes e depois da entrada do efluente da estação de tratamento da cidade de Razgrad, concluíram que as pequenas concentrações de oxigênio dissolvido, observadas acima da estação de tratamento, prejudicam a autodepuração rio abaixo. Deste modo, os autores recomendaram à necessidade de uma aeração dentro da estação de tratamento, para que a eficiência de remoção de DBO atingisse 60%, onde os níveis de OD rio abaixo não seriam prejudicados.

O QUAL2-E pode ainda ser utilizado como ferramenta para tomada de decisões pelos órgãos competentes, quanto aos padrões de emissão dos efluentes e capacidade suporte do meio de recebê-los, dependendo do uso previsto. REIS & MENDONÇA (1998) demonstraram isso através da elaboração de diversas seqüências de cenários para a concentração de amônia, discutindo os teores limites estabelecidos para efluentes e mananciais de água doce, fixados pelo CONAMA, através da resolução 20/86. Os resultados demonstraram que os limites estabelecidos para os efluentes são extremamente rigorosos sob certas condições de pH e

temperatura, e ficaram dissociados dos padrões fixados. O limite legal estabelecido para águas classe 3 é mais rigoroso que aquele estabelecido para as classes 1 e 2, mostrando que tal fato é incoerente com a concepção da classificação das águas do Território Nacional, proposto pelo CONAMA, uma vez que os usos estabelecidos para águas classe 3 são menos nobres que aqueles estabelecidos para as classes 1 e 2. Além disso, em outro cenário, o teor limite de amônia fixado para o efluente (5 mg/l) pode ser superado, sem que os limites estabelecidos para os cursos d'água o sejam.

Outros modelos de qualidade de água podem ainda ser utilizados para identificar a magnitude e a qualidade característica dos resíduos de carga não pontual. Como, por exemplo, o R-QUAL, que simula 10 parâmetros de qualidade da água e permite a entrada das contribuições de cargas não pontuais. Este modelo foi utilizado por MIMIKOU et al. (2000).

No estudo do impacto regional da mudança tanto qualitativamente como quantitativamente, incluindo águas superficiais e subterrâneas, DAI & LABADIE (2001) apresentaram uma metodologia incorporando o modelo MODSIMQ ao QUAL2E. A integração produzida por esses modelos, solucionou os conflitos gerados pelos usos múltiplos no rio Arkansar (Colorado-USA), assegurando e satisfazendo os direitos prioritários sobre a água e atendendo à qualidade e à quantidade mínima requerida.

4. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do ribeirão Bonito foi escolhida para o estudo em questão, pelas seguintes razões: 1) a localização do núcleo urbano do município de Ribeirão Bonito (SP), 2) o pequeno porte e extensão do curso principal, o que permitiu dividi-lo em trechos onde se pôde observar os efeitos da entrada de efluentes e da autodepuração, da nascente a foz.

O ribeirão Bonito nasce no município de Dourado (SP), tem aproximadamente 12 km de extensão, atravessa o município de Ribeirão Bonito (SP), indo desaguar no rio Jacaré-Guaçu. Tem como principais afluentes o córrego do Curtume e o São José. Dentre os múltiplos usos dos rios da sua bacia hidrográfica destacam-se: despejo de efluentes (domésticos), irrigação e dessedentação de animais. Identificam-se três lançamentos pontuais de efluentes domésticos nesse rio.

A tabela 1 apresenta a distribuição da população e a densidade demográfica do município de Ribeirão Bonito (SP).

Tabela 1: Distribuição da população e Densidade Demográfica do município de Ribeirão Bonito (SP), em 2000.

Demografia	2000
População total (hab.)	11.246
População rural (hab.)	1.287
População urbana (hab.)	9.549
Taxa de urbanização (em %)	84,29
Área do Município (em km^2)	472
Densidade demográfica (em %)	23.22

Fonte: Fundação IBGE (2002).

O município de Ribeirão Bonito está localizado no quadrante de coordenadas geográficas: 22°03'59" S e 48°10'42" W. A vegetação nativa cobre 13,93% do território, sendo que deste total, 29,03% do tipo capoeira, 34,82% por cerradão, 5,43% por cerrado e 10,99% por várzea.

A produção agropecuária ocupa 47.596,7 (ha), distribuídos em culturas perenes, semi-perene e anuais. A cana de açúcar ocupa 14.455,6 (ha) e áreas com pastagens 18913,5 (ha). A maior produção pecuária da região, destina-se à criação de bovinos com 237 unidades criadouros, seguidos por eqüinocultura com 233 unidades criadouros, 24 suinocultura, 9 com ovinocultura e 2 caprinocultura.

Dados apresentados pelo SEADE (Sistema Estadual de Análise de Dados) revelam que o município de Ribeirão Bonito, em relação ao nível de atendimento aos habitantes, até 1991, possuía 97,54% de abastecimento de água, 84,47% de rede de coleta de esgoto sanitário. A cidade tem um sistema de coleta de resíduos sólidos em área urbana de 98%. O resíduo domiciliar/comercial é depositado em lixão de forma rústica, a céu aberto, sem qualquer tratamento e na cidade não há tratamento do esgoto.

A figura 1 apresenta a localização da área de estudo.

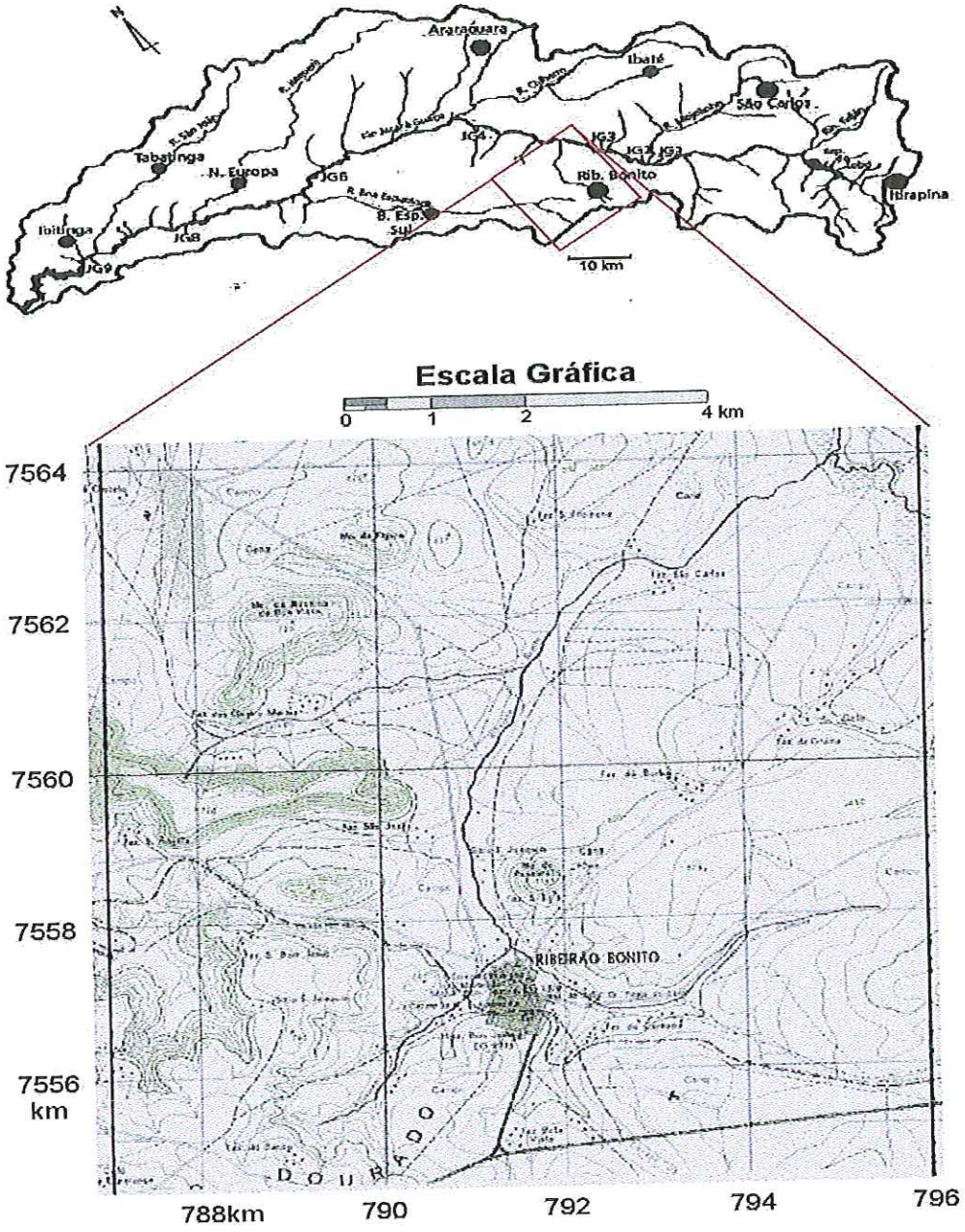

Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Jacaré-Guaçu/SP (acima), e mapa da área de estudo, demonstrando a hidrografia e localização da cidade de Ribeirão Bonito/SP.

5- MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas duas séries temporais de coletas de águas: uma no período chuvoso (08 a 12 de Janeiro de 2001) e outra no seco (02 a 06 de Julho de 2001), em 09 estações de amostragem.

As estações de amostragem foram escolhidas em campo, em função dos objetivos propostos e das exigências para simulação, através do modelo QUAL2E (características hidráulicas similares, entrada de tributários e lançamento de esgoto, entre os trechos).

A seguir uma breve descrição das estações de amostragem realizada através de observações de campo e consulta às bases cartográficas, com exceção da localização geográfica que foi feita através de GPS (*Global Posicion System*).

Estação 1:
Localização geográfica: 22°04'22,9" S e 48°11'18,2" W.

A estação 1 localiza-se a aproximadamente 1300 metros da nascente do ribeirão Bonito, dentro da chácara Santo Antônio. A paisagem é dominada pela presença de uma faixa estreita de mata ciliar e de pastagens.

A figura 2 mostra o aspecto geral da estação 1, destacando a presença da mata ciliar.

Figura 2: Aspecto geral da estação 1, próximo à cabeceira, detalhando a presença da mata ciliar (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 2:
Localização geográfica: 22°03'54,6" S e 48°10'50,1" W.

A estação 2 localiza-se a 1357 metros da estação 1, nas proximidades da Rua João Alves Delfino. Essa estação localiza-se em uma região de transição entre as áreas urbana e rural. A vegetação ciliar apresenta-se em mosaicos. O acesso à estação ocorre pelos limites urbanos e passa por uma das pontes que liga o perímetro urbano a chácaras.

Estação 3:
Localização geográfica: 22°03'46,5" S e 48°10'42,4" W.

A estação 3 localiza-se a 346 metros da estação 2, dentro do centro urbano de Ribeirão Bonito; observam-se pastagens e uma faixa estreita e

descontínua de vegetação ripária em torno do rio. Neste local, o leito do rio apresenta sinais de assoreamento (figura 3) e pontos de descarga de águas pluviais.

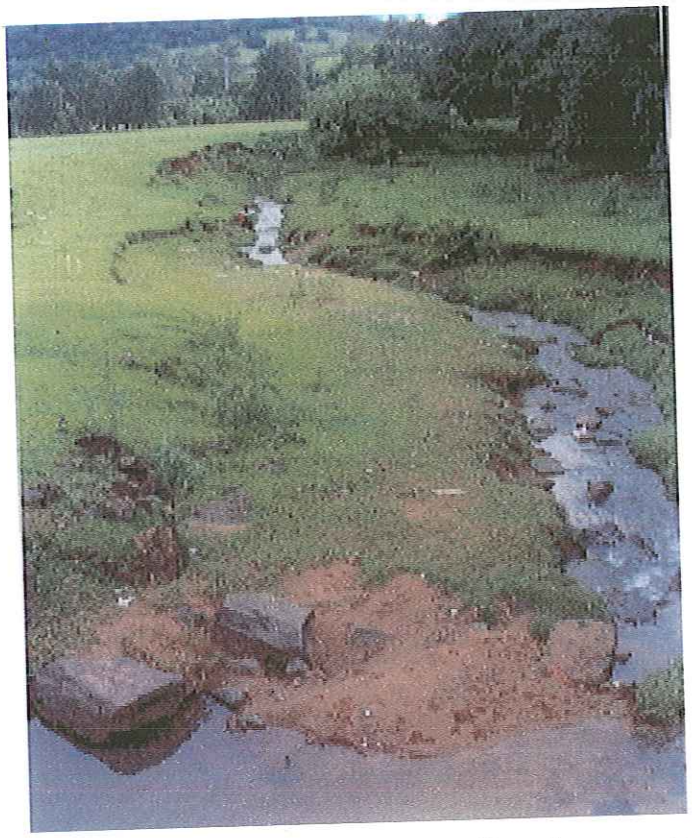

Figura 3: Aspecto geral da estação 3, detalhando o assoreamento das margens (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 4:
Localização geográfica: 22°03'43,1" S e 48°10'36,3" W.

Estação localizada a aproximadamente 300 metros da 3ª estação, dentro da "Chácara do Brejo", e aproximadamente a 30 metros antes da entrada do córrego do Curtume. Observa-se nesta estação a presença de animais que utilizam suas águas para dessedentação e manchas esparsas da mata ciliar com vegetação rasteira.

Estação 5:
A localização geográfica: 22°03'33,5" S e 48°10'38,5" W.

Estação localizada dentro da "Chácara do Brejo", depois da entrada do tributário (córrego do Curtume) mas, aproximadamente a 30 metros antes do 1º. lançamento de esgoto (figura 4). A paisagem é dominada por gramíneas.

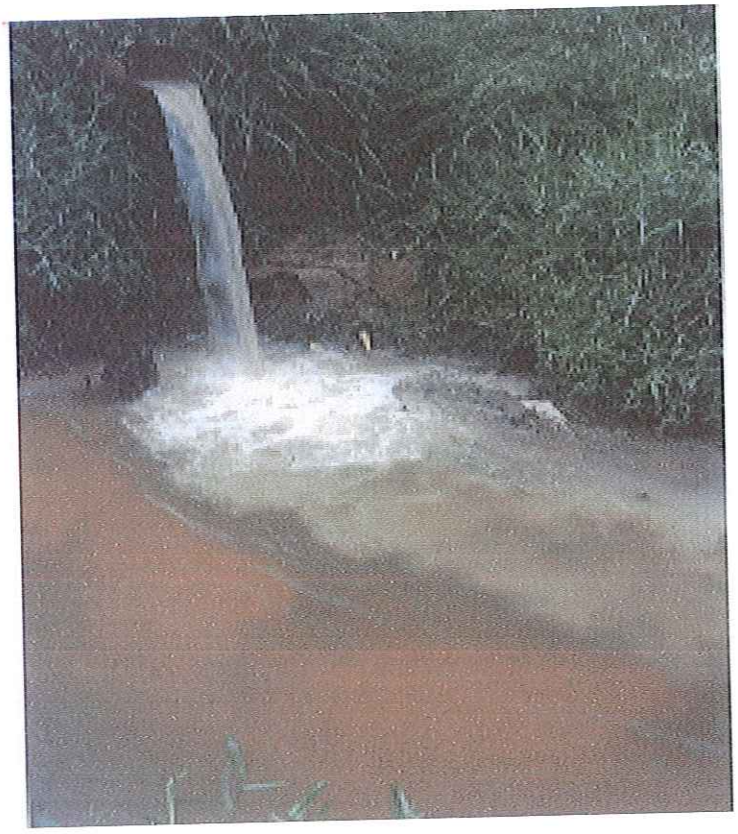

Figura 4: Aspecto geral do 1º lançamento de esgoto no ribeirão Bonito, próximo a estação 5 (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 6:
Localização geográfica: 22°03'27,5" S e 48°10'42,9" W.

Estação localizada a aproximadamente 250 metros do 1º lançamento de esgoto e 30 metros antes do 2º lançamento. A paisagem é dominada por gramíneas, manchas de vegetação ripária na margem esquerda e chácaras ao lado direito do leito do rio (Figura 5).

Figura 5: Aspecto geral da estação amostral 6 (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 7:
Localização geográfica: 22°03'12,0" S e 48°10'50,0" W.

Estação localizada, aproximadamente a 562 metros do 2º lançamento de esgoto (Figura 6), e a 30 metros antes do 3° (Figura 7). A paisagem é dominada por gramíneas e vegetação ripária com chácaras próximas ao leito do rio.

Figura 6: Destaque do 2° lançamento pontual, próximo a estação 7 (Foto: Mario D. Domingos).

Figura 7: Ribeirão Bonito entre as estações 7 e 8, destacando o 3º lançamento de esgoto (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 8:
Localização geográfica: 22°02'50,0" S e 48°10'55,0" W.

Estação localizada depois do último lançamento de esgoto e antes da entrada do córrego Boa Vista. Neste ponto ocorre presença de manchas da mata ciliar, com gramíneas revestindo a margem do rio (figura 8).

Figura 8: Aspecto geral da estação 8 (Foto: Mario D. Domingos).

Estação 9:
Localização geográfica: 22° 00'56,8" S e 48°09'55,3" W.

Estação localizada depois da entrada do tributário São José, e aproximadamente, a 4.000 metros da estação 8. A paisagem é dominada por pastagem, chácaras e manchas da mata ciliar. Em torno de 3.000 metros à jusante ocorre a confluência com o rio Jacaré-Guaçu.

5.1- Variáveis climatológicas

Os dados de temperatura do ar foram medidos em campo com auxílio de um termômetro de mercúrio. Os dados pluviométricos foram obtidos nos postos pluviométricos da rede básica do estado de São Paulo (estação D5-003 Ribeirão Bonito), nas datas correspondentes aos períodos em que foram realizadas as coletas.

5.2 - Variáveis hidrológicas

5.2.1 - Velocidade de escoamento e vazão

Foram realizadas medições das velocidades de escoamento ($m.s^{-1}$) em todos os dias de coleta, nas estações amostrais. As vazões do córrego do curtume e São José foram medidas apenas no dia 11.01.01, no verão e, em 05.07.01, no inverno. A vazão foi calculada através da soma, em cada secção transversal, das velocidades médias de escoamento multiplicadas pela área de cada subsecção (WISLER & BRATER 1964; CHEVALLIER 1993).

Para o cálculo da vazão dos lançamentos de esgoto, foi realizada a estimativa da vazão total do município de Ribeirão Bonito/SP, conforme descrito em (PORTO, 1998) e NBR 9649 da ABNT. Como o despejo ocorre em três diferentes locais, as vazões do 2º e 3º lançamento de esgoto, foram medidas em campo com o auxílio de balde graduado e cronômetro em horários alternados, durante 24 horas, perfazendo um total de 12 medições. Assim, a vazão do 1º lançamento pontual foi obtida através da diferença da vazão total com as medidas em campo.

A necessidade deste tipo de medição ocorreu em função da cidade não possuir cadastramento da rede de água e esgoto, para estimativa do lançamento pontual em cada um dos pontos.

5.2.2 – Declividade e comprimento do curso d' água

Para a construção do gráfico da Figura 9, os comprimentos foram tomados de cartas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo, escala 1:10000 (folhas SF-22-Z-B-III-2-NO-B, SF-22-Z-B-III-2-NO-D, SF-22-Z-B-III-2-NO-C) (SÃO PAULO, 1980). A declividade de cada trecho foi calculada pelo Método da Declividade Equivalente Constante (5.1), a qual representa o valor médio das declividades dos intervalos compreendidos entre curvas de nível consecutivas e os comprimentos do curso d' água entre elas. Esta declividade constante obtém-se de:

$$S = [\sum L_i / \sum (\frac{L_i}{\sqrt{S_i}})]^2 \qquad (5.1)$$

S: declividade de um trecho (m/m);

L_i: comprimento, medido em planta, entre curvas de nível consecutivas (m);

S_i: declividade do segmento entre curvas de nível consecutivas (m/m).

A primeira estação de amostragem está a 1359 m da nascente. Devido à dificuldade de acesso e de coleta de água, não foi possível chegar mais próximo a nascente. Em função disso, a estação 1 foi considerada como ponto de origem para subdivisão em trechos, conforme figura 9, e para construção dos gráficos apresentados nos resultados.

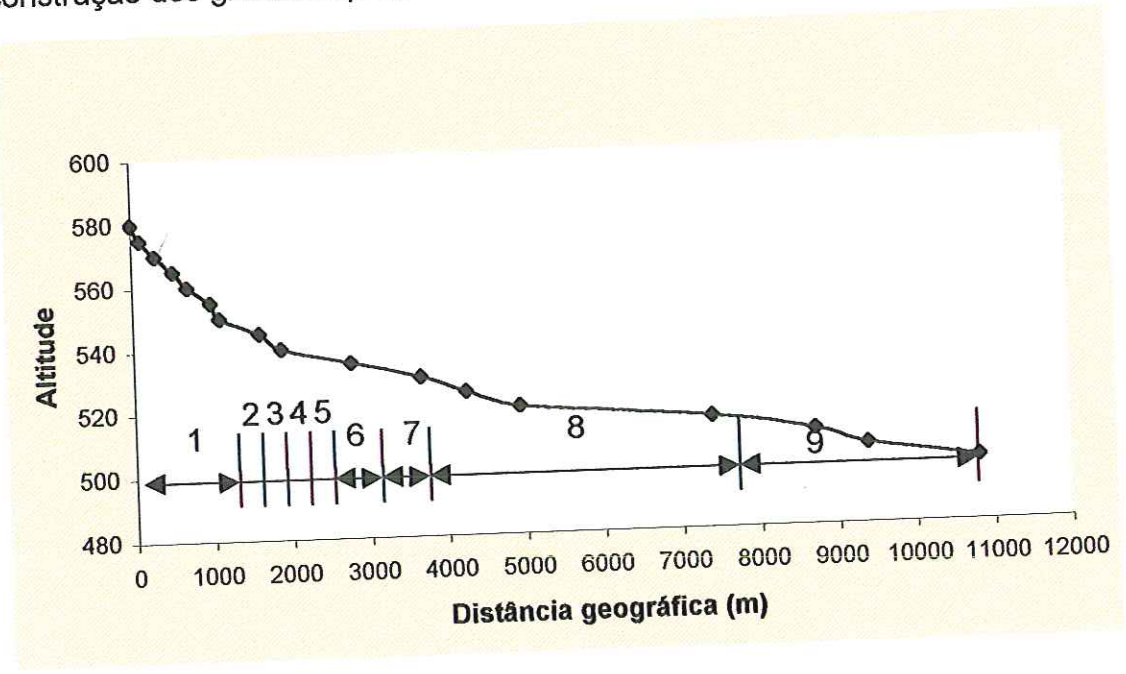

Figura 9: Perfil do leito do curso d' água com trechos que foram simulados através do modelo QUAL2E.

5.3 - Variáveis físico-químicas

As variáveis físico-químicas da água que foram analisadas são apresentadas na tabela 2.

Todas as análises foram realizadas em todos as estações, nos cinco dias de coleta, com exceção da DQO e DBO que foram amostradas apenas no 3° dia de coleta em ambos os períodos.

Tabela 2: Relação das variáveis físico-químicas analisadas.

Variável	Unidade	Técnica	Referência Bibliográfica	Observações
Condutividade elétrica	$\mu S.cm^{-1}$	Eletrodo HORIBA U-10	*	C
Oxigênio dissolvido	$mg.L^{-1}$	Eletrodo HORIBA U-10	*	C
Turbidez	UNT	Eletrodo HORIBA U-10	*	C
Temperatura	°C	Eletrodo HORIBA U-10	*	C
pH	*	Eletrodo HORIBA U-10	*	C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	$mgO_2/.L$	Winkler modificado	APHA; AWWA; WEF (1998)	L
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	$mgO_2/.L$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L
Sólidos em suspensão (totais, orgânicos e inorgânicos)	$mg.L^{-1}$	Gravimetria	TEIXEIRA et al. (1965)	L/Fo
Nutrientes dissolvidos				
Nitrogênio amoniacal	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Nitrito	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Nitrato	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Fosfato total	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Fosfato inorgânico	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Silicato reativo	$mg.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/F/Co
Nutrientes totais				
Fósforo total	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/Co
Nitrogênio orgânico total (kjeldhal)	$Mg.L^{-1}$	Titulometria	APHA; AWWA; WEF (1998)	L/Co

Observações - Local de determinação: Campo (C), Laboratório (L)

Tratamento e conservação das amostras: Amostras Filtradas (F), Filtrados (Fo), Congelamento (Co).

5.4 - Variáveis biológicas

As variáveis biológicas da água são apresentadas na tabela 3. As águas para exame da concentração de coliformes totais e fecais foram coletadas no 3°dia do período amostral. Já para análise das concentrações de clorofila, as coletas das amostras foram realizadas em todos os dias do período amostral.

Tabela 3: Variáveis biológicas examinadas.

Variável	Unidade	Técnica	Referência Bibliográfica
Coliformes totais e fecais	NMP/100ml	COLILERT®	APHA; AWWA; WEF (1998)
Clorofila a	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	ARAR (1997)
feoftina	$\mu g.L^{-1}$	Espectrofotometria	ARAR (1997)

5.5 - Exame do sedimento

O sedimento foi examinado conforme tabela 4.

Tabela 4: Variáveis realizadas no sedimento.

Variável	Unidade	Técnica	Referência Bibliográfica
Nutrientes			
Fósforo Total	$\mu g.g^{-1}$	Incineração	ANDERSEN (1976)
Nitrogênio orgânico total (Kjedhal)	%	Titulometria	APHA; AWWA; WEF (1995)
Matéria orgânica	%	Incineração	Modificado por TRINDADE (1980)

5.6 – Análise numérica

Todos os parâmetros limnológicos obtidos nos 10 dias de coleta (físico-químicos e biológicos) foram tabulados e cada parâmetro P, padronizado através da equação:

$$P' = (P_i - P_{min})/(P_{max} - P_{min}) \qquad (5.2)$$

onde P_{max} e P_{min} são respectivamente os valores máximos e mínimos do parâmetro P, nas estações amostradas.

Esse método normaliza simultaneamente a importância e a variabilidade dos parâmetros, porém, mantém a diferença proporcional de P entre duas estações, sendo que os valores ficam no intervalo de 0 e 1 (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983). SABATER et al. (1989) utilizaram a mesma equação para medir descontinuidade no rio Ter, na Espanha.

Após a padronização dos parâmetros, foi realizada a análise de "Cluster". O grupamento foi realizado através da associação média (*Unweighted pair-group average*), formando um dendograma representando as distâncias de ligação entre as estações estudadas. Além do grupamento pela análise de "Cluster", foram elaboradas matrizes de similaridade entre as estações e realizada a " Análise dos Componentes Principais - PCA", que permite reduzir o número de variáveis em função de sua importância relativa (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983).

5.7 - Modelo QUAL2E para estudo da autodepuração

5.7.1. Considerações gerais sobre o modelo

O QUAL2E permite a simulação de até 15 variáveis de qualidade da água, porém, esse modelo foi utilizado para simular o oxigênio dissolvido, em dois períodos (seco e chuvoso).

O QUAL2E pode operar com respostas ao tipo de escoamento da água em regime permanente ou dinâmico. Neste estudo, em função dos objetivos propostos, utilizou-se o regime permanente, uma vez que esse regime permite a avaliação do impacto na qualidade das águas do corpo receptor, decorrente de descargas contínuas pontuais de efluentes líquidos (magnitude e qualidade) (EPA, 1987).

5.7.2 – Elaboração da estrutura conceitual (Construção do curso d'água principal e protótipo ramificado)

A estrutura conceitual do QUAL 2E consiste na construção do curso d'água principal (neste caso o ribeirão Bonito), e a agregação a ele dos tributários. Como neste estudo o objetivo não foi simular os tributários, os mesmos figuraram como elemento de entrada, um recurso permitido pelo programa.

Na segunda etapa, o ribeirão Bonito foi dividido em trechos com características hidráulicas uniformes, visto que estas têm grande influência na capacidade de reoxigenação natural do curso d´água. Neste estudo, os trechos foram divididos também conforme a entrada das fontes pontuais, com trechos antes e depois da entrada de tributários e fontes pontuais de lançamento de esgoto, sendo delimitados pelas estações amostrais limnológicas, sendo então:

Trecho 1: entre a estação 1 e 2.
Trecho 2: entre a estação 2 e 3.
Trecho 3: entre a estação 3 e 4.
Trecho 4: entre a estação 4 e 5.
Trecho 5: entre as estação 5 e 6.
Trecho 6: entre as estações 6 e 7.
Trecho 7: entre as estações 7 e 8.
Trecho 8: entre as estações 8 e 9.
Trecho 9: entre as estações 9 e foz do ribeirão.

Em seguida, os trechos foram divididos em elementos computacionais de mesmo comprimento, de forma compatível com os objetivos pretendidos e com a designação do modo em que os mesmos são conectados como parte integrante do sistema fluvial em estudo.

Os elementos computacionais considerados pelo QUAL2E são:

1- Elemento de Cabeceira do Curso d'água, H (*Headwater*).
2- Elemento Padrão, S (*Standard*).
3- Elemento Imediatamente à Montante de uma Junção, U (*Just Upstream from a Junction*).
4- Elemento de junção, J (*Junction*).
5- Último elemento do Sistema, E (*Last Element in the System*).
6- Elemento de Entrada ou Fonte Pontual, P (*Input Element*).
7- Elemento de retirada ou tomada d'água, W (*Withdrawal*).
8- Elemento de Barragem, D (*Dam*).

5.7.3 – Dados Qualitativos

O conjunto de dados qualitativos utilizados para a simulação foi formado pela média das concentrações dos cinco dias de amostragens (para cada período) de oxigênio dissolvido. A rede de amostragem é formada por 9 pontos amostrais, sendo 1 ponto em cada trecho a ser simulado.

5.7.4 – Parâmetros hidráulicos

Os resultados hidrológicos também foram coletados nos períodos acima citados e conforme descrito no item 5.2.

Adotou-se o coeficiente de rugosidade de Manning de 0,035, para todo o trecho simulado, que segundo McCUTCHEON (1989), corresponde aos valores usuais para canais naturais rasos e com remansos. Pequenas variações nesse valor não provocam alterações significativas nas simulações. Além disso, o manual de uso de modelo (EPA, 1987) apresenta uma tabela para o uso dos coeficientes, estando o ribeirão Bonito entre 0,033 e 0,040.

Os coeficientes e expoentes de descargas, que constituem-se em dados de alimentação do modelo, para as determinações dos parâmetros hidráulicos (velocidade, profundidades) pode ser resolvido em função da vazão (Q), conforme a equação (5.3) (EPA, 1987) e foram obtidos pelo método dos mínimos quadrados, utilizando-se cerca de 10 leituras para cada estação.

$$\bar{u} = aQ^b \quad e \quad h = \alpha Q^{\beta} \qquad (5.3)$$

a, b, α e β são constantes empíricas e, $\bar{u}$ e h são as velocidades e profundidades médias dos trechos respectivamente.

5.7.4.1 – Coeficiente de Dispersão Longitudinal

Os escoamentos de rios são turbulentos e levam os processos de transporte a serem governados por essa condição, apresentando um poder de dispersão de um constituinte bem mais intenso que os observados nos escoamentos laminares. LIMA (1997) apresentou uma revisão bibliográfica sobre o assunto, destacando as diversas equações para avaliar a dispersão. Este autor utilizou ainda traçadores para comparar os métodos de estimação do coeficiente de dispersão (K).

O coeficiente de dispersão longitudinal, segundo o manual de uso do modelo (EPA, 1987), é dado pela equação (5.4).

$$D_L = 3.82\ KnUh^{5/6} \qquad (5.4)$$

DL: coeficiente de dispersão longitudinal (pés^2/s);
K: constante de dispersão (adimensional), atribuída pelo usuário;
N: coeficiente de rugosidade de Manning e
U e h no sistema de unidade inglês.

Devido a dificuldade de se estimar a constante de dispersão e das incertezas quanto ao seu resultado, utilizou-se neste trabalho valores constantes para todos os trechos que foram simulados conforme o manual EPA (1987) para rios com características hidráulicas similares ao ribeirão Bonito.

5.7.5 – Calibração do modelo

Em relação ao balanço de oxigênio dissolvido no sistema, o modelo QUAL2E incorpora diversos fatores, tais como: reaeração atmosférica, DBO carbonácea, concentrações dos nutrientes e produção primária. Estas interações são representadas matematicamente através das fontes internas de geração e consumo dado pela equação diferencial (5.5).

$$\frac{dC_{ox}}{dt} = K_2(C_s - C_{ox}) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A_g - K_1L - K_4/h - \alpha_5\beta_1N_a - \alpha_6\beta_2N_{ni}$$

(5.5)

K_1 : coeficiente de desoxigenação

K_2 : coeficiente de reaeração

K_4 : coeficiente cinético da Demanda Bentônica

α_3: taxa de produção fotossintética de OD por algas (mg-O/mg-Ag)

α_4 : taxa de consumo de OD devido à respiração das algas (mg-O/mg-Ag)

Ag : concentração de biomassa de algas (mg-Ag/L)

α_5 : taxa de desoxigenação por unidade de nitrogênio amoniacal (mg-O/mg-Ag)

α_6 : taxa de desoxigenação por unidade de nitritos (mg-O/mg-N)

μ: coeficiente de crescimento de algas (dia^{-1}).

ρ: coeficiente de respiração de algas (dia^{-1})

N_a: concentração de nitrogênio amoniacal (mg-N/L)

N_{ni}: concentração de nitrogênio na forma de nitrito (mg-N/L)

β_1: coeficiente de oxidação do nitrogênio amoniacal (dia^{-1})

β_2: coeficiente de oxidação do nitrogênio-nitrito (dia^{-1})

Para a calibração do modelo, todos estes fatores são de suma importância. Porém, contemplar todos eles na simulação de um sistema requer uma equipe ou postos de monitoramento já com algum tempo de instalação para determinação dos coeficientes. Como o objetivo das simulações de qualidade da água é também a praticidade e a rapidez nas respostas, o modelo permite a utilização de alguns parâmetros mais relevantes para o sistema a ser estudado. Neste caso, o próprio programa possui ferramentas para uma boa calibração em relação aos parâmetros não contemplados. Neste trabalho, como citado anteriormente, simulou-se

apenas o oxigênio dissolvido e utilizou-se para calibração os coeficientes K_1, K_2.

5.7.5.1 - Coeficiente de desoxigenação

O valor do coeficiente de desoxigenação (K_1) foi obtido através da equação 5.6:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \tag{5.6}$$

L: DBO carbonácea remanescente (mg/l);
t: tempo de percurso, em dia^{-1}
K_1: coeficiente de desoxigenação carbonácea (dia^{-1})

O modelo permite a correção de temperatura para todos os coeficientes cinéticos que são afetados por ela, utilizando-se da formulação básica 5.7.

$$K^T = K^{20}\theta^{(T-20)} \tag{5.7}$$

K^T: coeficiente cinético à temperatura T (ºC)
K^{20} : coeficiente cinético à temperatura de 20°C
θ: coeficiente adimensional.

O coeficiente adimensional situa-se na faixa de 1,02 a 1,15, entretanto o valor mais largamente empregado é 1,047.

5.7.5.2 - Coeficiente de reaeração

Para o valor do coeficente de reaeração (K_2), existem na literatura várias técnicas para medição (RATHBUN, 1997, GIORGETTI, 1991), porém, a medição do coeficiente de reaeração por qualquer método requer trabalhos de campo, laboratório, equipamentos consideráveis, e corpo técnico especializado. Nestas condições, os autores sugerem o uso de

equações preditivas disponíveis na literatura. O modelo QUAL2E permite a entrada do valor atribuído pelo usuário ou gera este coeficiente através de sete opções de equação de predição. Neste estudo, considerou-se a equação de O'Connor & Dobbins (1958) apud LIMA (1997).

$$K_2 = \frac{12{,}9U^{1/2}}{h^{3/2}} \tag{5.8}$$

U: velocidade média no trecho (m/s);
h: profundidade média no trecho (m).

A influência da temperatura para o coeficiente de reaeração é corrigida conforme a equação (5.9):

$$K_2(T) = K_2(20^\circ C)\theta^{(T-20)} \tag{5.9}$$

Os valores típicos do coeficiente de ajuste de temperatura (θ) estão na faixa de 1,005 a 1,030 e segundo THOMANN & MUELLER (1987), mostram-se dependente das condições de mistura do corpo d'água, entretanto, para a maioria dos propósitos práticos o valor 1,024 é freqüentemente utilizado.

5.7.6 - Simulação com diferentes níveis de tratamento de esgoto

O tratamento dos esgotos do município de Ribeirão Bonito, em diferentes níveis de tratamento, tanto no período seco como no chuvoso, foi quantificado em termos da eficiência da remoção da DBO.

Foram realizadas 3 simulações com o QUAL2E: na primeira, admitindo um tratamento com 40% de eficiência, o que corresponderia a um tratamento primário; na segunda simulação a eficiência foi elevada para 70% e na terceira simulação a elevação foi a 95% (faixa de eficiência de remoção da DBO típico de processos de aeração prolongada, por exemplo).

6. RESULTADOS

6.1 - Variáveis climatológicas

6.1.1 – Temperatura do ar

A variação da temperatura média do ar (°C), durante os períodos estudados, é apresentada na figura 10. A maior temperatura média do ar registrada no verão foi na estação 4 (26,2°C) e a menor na estação 1 (22,9°C). O dia que apresentou a temperatura do ar mais elevada foi o dia 08.01.01 com valores entre 23°C a 31°C. Os dados de inverno mostram que a maior temperatura ocorreu na estação 4 (24,2 °C) e a menor, na estação 2, 15,6 °C. Os dados são, também, apresentados na tabela 10, em anexo.

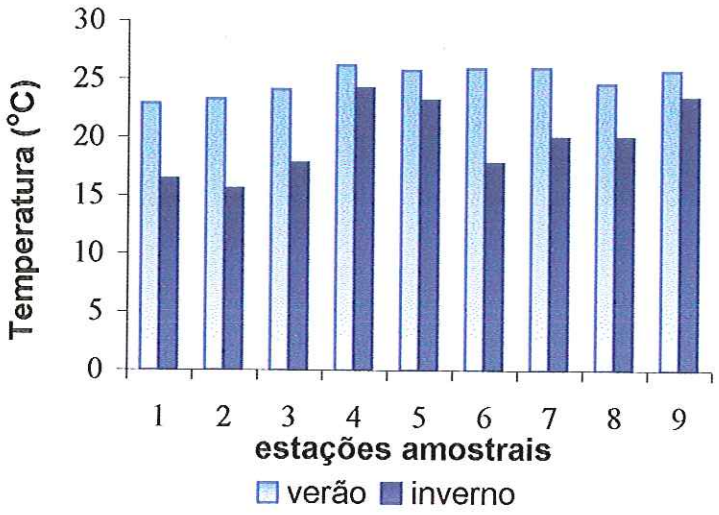

Figura 10: Variação da temperatura média do ar (°C), nos períodos estudados na bacia hidrográfica do ribeirão Bonito (SP).

6.1.2 – Dados pluviométricos

As precipitações nas estações pluviométricas, localizadas no município de Ribeirão Bonito, nos dias de amostragem, estão apresentadas na tabela 5a. No período chuvoso, a ocorrência de chuvas foi registrada em apenas 2 dias de amostragem. No período seco, a estação pluviométrica não registrou chuvas.

Os valores totais de chuvas nos meses de dezembro de 2000 e janeiro de 2001, indicam que a amostragem foi realizada no meio do período chuvoso. O período de seca iniciou em junho, sendo mais definido em julho, mês que foi realizada a amostragem (tabela 5b).

Tabela 5: Precipitações (mm) na estação pluviométrica D5-003 (DAEE) localizada no município de Ribeirão Bonito, durante os dias de amostragem (a) e o total mensal de chuvas (mm) durante os anos de 2000 e 2001 (b).

a)

Verão		Inverno	
Dias de Coleta	**Precipitações (mm)**	**Dias de coleta**	**Precipitações (mm)**
08.01.01	0	02.07.01	0
09.01.01	32,7	03.07.01	0
10.01.01	0,8	04.07.01	0
11.01.01	0	05.07.01	0
12.01.01	0	06.07.01	0

b)

Mês	**Total Mensal de chuvas (mm) Ano 2000**	**Total Mensal de chuvas (mm) Ano 2001**
Jan	292,7	148,5
Fev	271,9	96,5
Mar	271,4	130,7
Abr	1,8	53,0
Mai	7,9	92,6
Jun	5,8	18,0
Jul	57,3	7,8
Ago	51,1	72,0
Set	138,7	88,5
Out	52,5	195,3
Nov	347	189,9
Dez	400,9	159,3

6.2 - Variáveis hidrológicas

6.2.1 – Velocidade de escoamento

A figura 11 apresenta a variação da velocidade média de escoamento ($m.s^{-1}$) nas estações amostrais em função da distância geográfica. A maior velocidade de escoamento foi encontrada na estação 8, em 09.01.01 (0,62 $m.s^{-1}$), assim como a maior média ($\bar{x}$ = 0,58 $m.s^{-1}$; n= 4). A menor velocidade no verão foi observada na estação 2, em 10.01.01, e a menor média também foi encontrada nesta estação ($\bar{x}$ = 0,223 $m.s^{-1}$; n= 5). No período seco (inverno), a maior velocidade de escoamento foi obtida na estação 9 e as menores, assim como no verão, ocorreram na estação 2. Os dados da variação temporal da velocidade de escoamento são apresentados na tabela 11 em anexo.

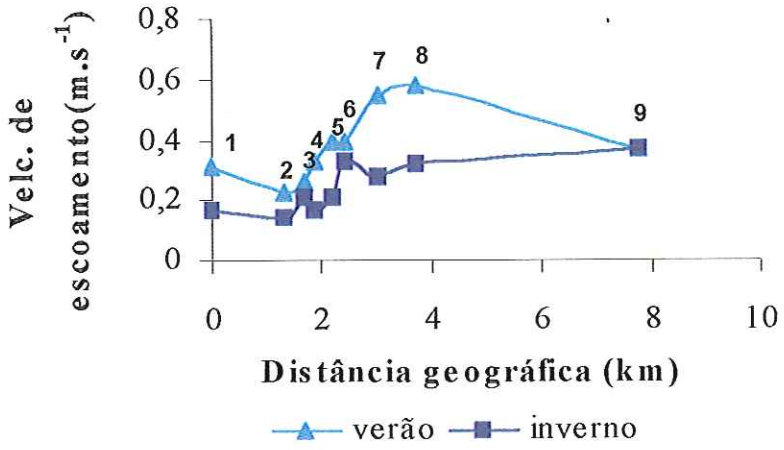

Figura 11: Variação da velocidade média de escoamento ($m.s^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.2.2 - Vazões nas estações amostrais

A variação espacial das vazões ($m^3.s^{-1}$) no ribeirão Bonito é apresentada na figura 12. Os resultados do período chuvoso, como era esperado, foram maiores que no seco. No verão, a estação 9 apresentou a maior média de vazão ($\bar{x}$ = 0,627 $m^3.s^{-1}$; n= 5), e a menor, no mesmo período, foi encontrada na estação 1 ($\bar{x}$ = 0,018; n= 5). O mesmo aconteceu no inverno, onde a maior média foi observada na estação 9 e a menor na 1

($\bar{x}$ = 0,368 $m^3.s^{-1}$; n= 5 e $\bar{x}$ = 0,166 $m^3.s^{-1}$; n= 5, respectivamente). A vazão aumentou de montante a jusante em todos os dias de coleta. As variações temporais são apresentadas, também, na tabela 12 em anexo.

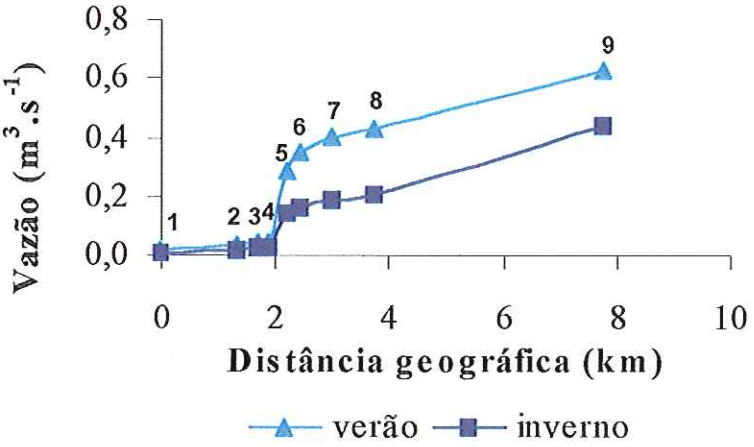

Figura 12: Variação média da vazão ($m^3.s^{-1}$) no ribeirão Bonito (SP), em relação à distância geográfica.

6.2.3 - Declividade dos trechos

Os valores de declividade de cada trecho do ribeirão Bonito estão apresentados na tabela 6. A maior declividade, 0,671, encontrada foi no trecho 1 correspondente às estações 1 e 2. Este trecho foi denominado no modelo QUAL2E como trecho 1 (cabeceira). Os trechos que apresentaram as menores declividades foram: 4 (entre as estações 4 e 5) e 5 (entre as estações 5 e 6) com declividade média de 0,006.

Tabela 6: Declividade dos trechos escolhidos para simulação.

Trechos	Declividade
1	0,671
2	0,010
3	0,018
4	0,006
5	0,006
6	0,009
7	0,007
8	0,050
9	0,043

6.3 - Variáveis físico-químicas

6.3.1 - Condutividade elétrica

Os valores de condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) obtidos durante a coleta nos períodos estudados são apresentados na tabela 13, em anexo. A maior média foi observada no verão, na estação 4 ($\bar{x}$ = 79,00 $\mu S.cm^{-1}$; n= 5), e a menor neste mesmo período na 5 ($\bar{x}$ = 42,80 $\mu S.cm^{-1}$; n= 5). Na estação 6 ocorreu um aumento, provavelmente, devido ao lançamento de esgoto ($\bar{x}$ = 63 $\mu S.cm^{-1}$; n= 5). O maior desvio padrão foi encontrado na estação 7 (σ = 3,83), no período seco. Os resultados do inverno mostram que a menor média, assim como no verão, ocorreu na estação 5 ($\bar{x}$ = 20,8 $\mu S.cm^{-1}$; n= 5), enquanto a maior ocorreu na estação 8 ($\bar{x}$ = 55,6 $\mu S.cm^{-1}$; n= 5). A figura 13 apresenta a variação espacial da condutividade elétrica.

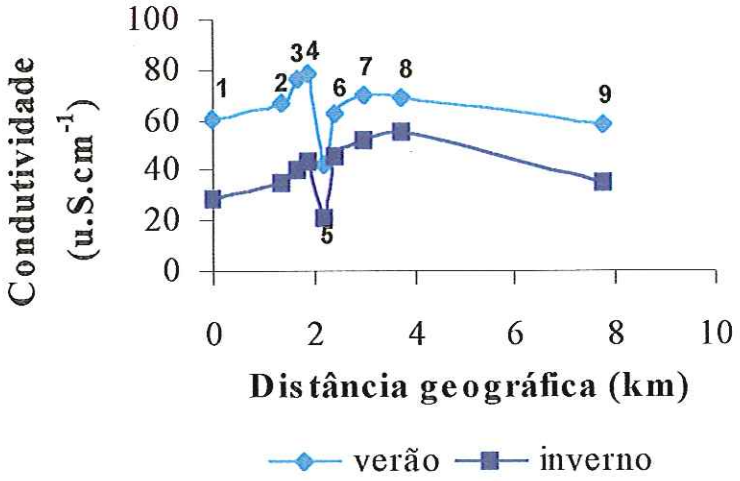

Figura 13: Variação média da condutividade elétrica em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.2 - Oxigênio Dissolvido

As concentrações de oxigênio durante os períodos estudados (Tabela 14, em anexo) chegaram a 8,74 $mg.L^{-1}$ na estação 2, em 05.07.01, apresentando este ponto a maior média, tanto no inverno como verão($\bar{x}$ =8,00 $mg.L^{-1}$; n= 5 e $\bar{x}$ = 7,81 $mg.L^{-1}$; n= 5, respectivamente).

As menores concentrações no período chuvoso foram observadas na estação 9, chegando a 1,83 $mg.L^{-1}$ em 08.01.01, com média de $\bar{x}$ = 2,79 $mg.L^{-1}$; n=5. O desvio padrão neste período variou entre σ = 0,62 (estação 9) a σ = 0,10 (estação 2). No período seco, os valores de OD encontrados foram menores do que os do período chuvoso. A estação que apresentou as menores concentrações de oxigênio dissolvido foi a 8, com valores variando entre 1,18 $mg.L^{-1}$ a 2,26 $mg.L^{-1}$ (mínimo e máximo, respectivamente). A figura 14 apresenta a variação da concentração de oxigênio dissolvido em relação ao eixo longitudinal do rio.

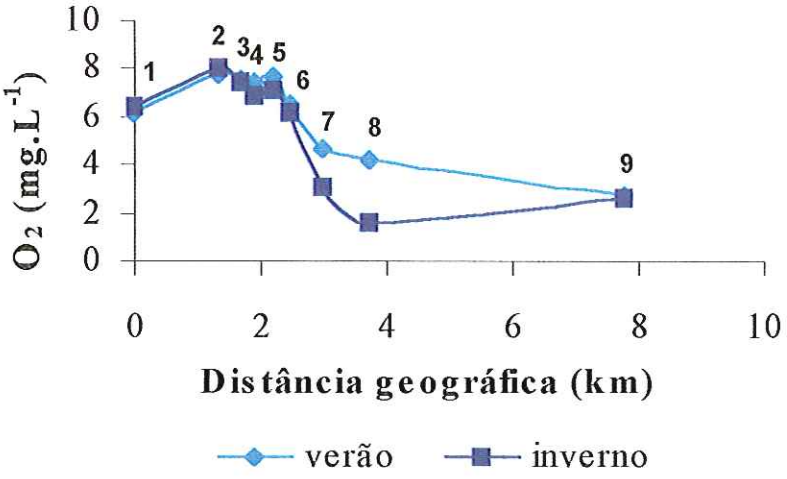

Figura 14: Variação da concentração média de oxigênio ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.3 - Turbidez

A estação 2 apresentou os menores valores de turbidez em todos os dias de amostragem ($\bar{x}$ = 5,0 UNT e $\bar{x}$ = 3,3 UNT n= 5 verão e inverno, respectivamente), enquanto que os maiores foram observados na estação onde ocorre o 1° lançamento de esgoto (estação 6 $\bar{x}$ = 96 UNT e $\bar{x}$ = 78,6 UNT n= 5, verão e inverno, respectivamente). As médias dos valores de turbidez nas estações amostrais ao longo do eixo longitudinal do rio estão representadas graficamente na Figura 15; na tabela 15, em anexo pode-se observar que os resultados do período chuvoso foram maiores do que os do seco.

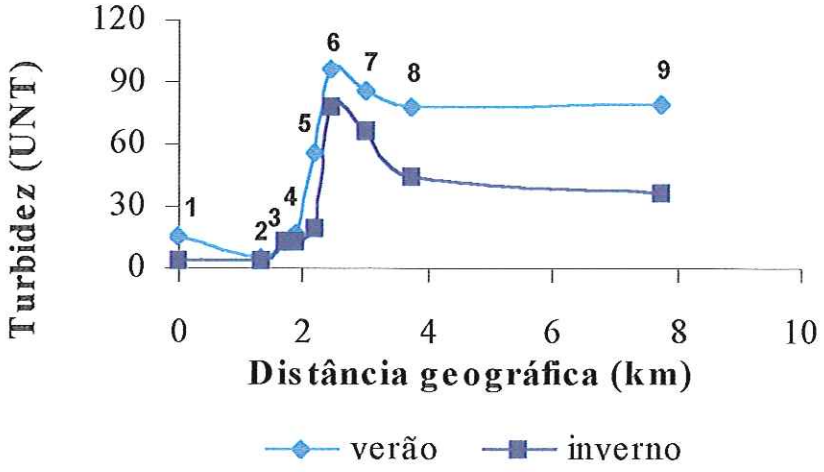

Figura 15: Variação da turbidez (UNT) média ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.4 - Temperatura da água

A maior média de temperatura da água foi observada no verão, na estação 9 ($\bar{x}$ = 24,8ºC n=5), embora, no dia 08.01.01, a estação 6 tenha apresentado a maior temperatura (28ºC). No período seco, a estação que apresentou a maior média de temperatura foi a estação 4 ($\bar{x}$ = 19,4 ºC; n= 5). As menores médias foram observados na estação 2, com $\bar{x}$ = 22,79 ºC; n= 5 e $\bar{x}$ = 16,6ºC n=5, tanto no verão quanto no inverno. Os desvios-padrão apresentados na tabela 16, em anexo, mostram uma variação de σ = 1,992 (estação 6) a σ = 0,773 (estação 1) no verão e σ = 1,140 (estação 7) a σ = 0,393 (estação 9) no inverno. A figura 16 apresenta a variação média da temperatura da água em relação à distância geográfica.

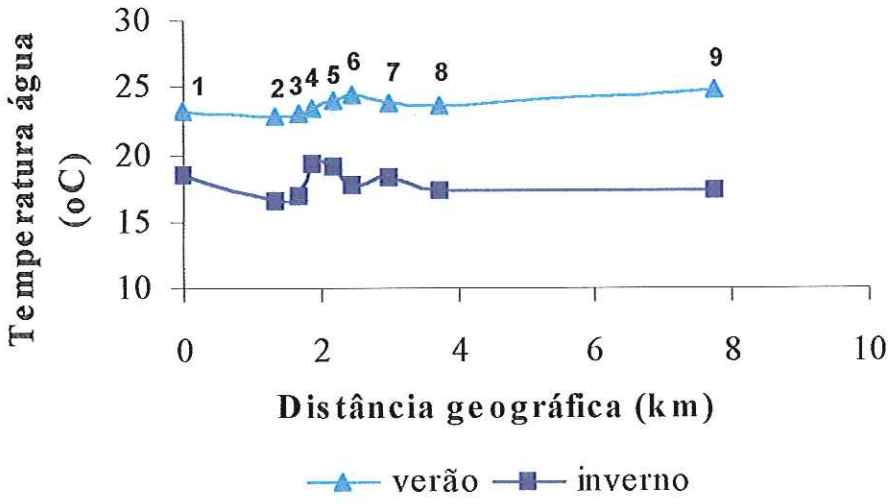

Figura 16: Variação da temperatura média da água (ºC) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.5 - Potencial Hidrogeniônico

O ribeirão Bonito apresentou meio praticamente alcalino no verão e levemente ácido no inverno, com pequena variação temporal (tabela 17 em anexo). Os maiores valores de pH no verão foram observados na estação 5 (8,01), e no inverno, na estação 4 (6,70). A estação 9 apresentou menores valores de pH tanto no inverno (5,89) quanto no verão (7,32). A figura 17 apresenta a variação do pH em relação ao eixo longitudinal do rio.

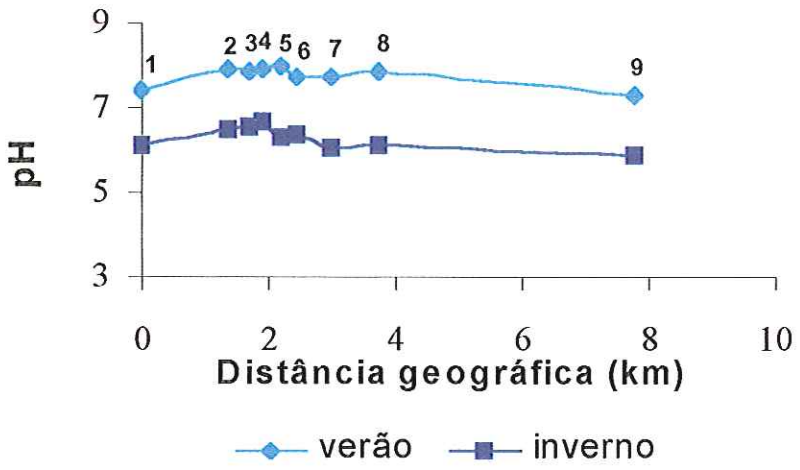

Figura 17: Variação de pH ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.6 - Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os valores de DBO ($mg.L^{-1}$) são apresentados na tabela 32 em anexo. Os dados revelam que a maior demanda ocorreu na estação 6 (16,21 $mg.L^{-1}$ e 26,1 verão e inverno, respectivamente), onde ocorrem os despejos de esgoto do 1º lançamento. A menor demanda foi observada na estação 3 (3,06 $mg.L^{-1}$) no verão, e na estação 1 (3,04 $mg.L^{-1}$) no inverno. A primeira estação amostral, no verão, apresentou uma demanda de 3,16 $mg.L^{-1}$ (valor considerado elevado para uma área de cabeceira); acredita-se que esse resultado foi devido à poluição difusa.

A estação 7 apresentou resultados similares tanto no verão quanto no inverno (10,91 $mg.L^{-1}$ e 10,18 $mg.L^{-1}$, respectivamente). Contudo, no verão, ocorreu uma diminuição da DBO da estação 7 para a 8 (10,91 $mg.L^{-1}$ e 8,37 $mg.L^{-1}$, respectivamente); no inverno, a DBO aumentou da estação 7 para a 8 (10,18 $mg.L^{-1}$ e 16 $mg.L^{-1}$, respectivamente).

A figura 18 apresenta a variação da demanda bioquímica de oxigênio em relação ao eixo longitudinal do rio.

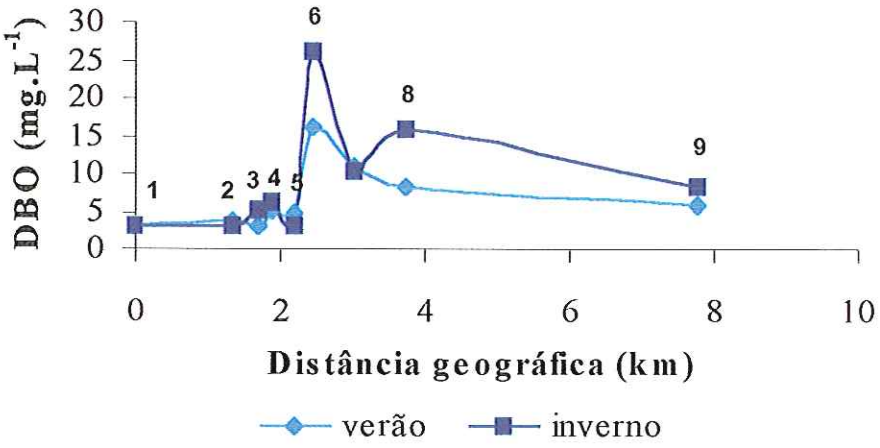

Figura 18: Variação da DBO ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.7 - Demanda Química de Oxigênio

A figura 19 apresenta a variação da concentração de DQO ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do rio. As menores DQO foram observadas nas estações 1, 2 e 5, que não apresentaram variação entre os períodos estudados (4,0 $mg.L^{-1}$, 7,0 $mg.L^{-1}$ e 4,0 $mg.L^{-1}$, respectivamente). A maior DQO foi encontrada no inverno, na estação 6 (64,64 $mg.L^{-1}$), provavelmente, devido a entrada do 1º lançamento de esgoto e a menor diluição. Nesse período, houve variação espacial da demanda, decrescendo da estação 6, para a estação 8 (22,27 $mg.L^{-1}$), e posterior aumento na 9 (24,92 $mg.L^{-1}$). No verão, apesar da estação 6 já ter recebido o 1º lançamento de esgoto, o maior valor de DQO foi observado na estação 8 (31 $mg.L^{-1}$) (após todos lançamentos de esgoto) com decréscimo na 9 (17,0 $mg.L^{-1}$). Os dados referentes à demanda química de oxigênio podem ser encontrados na tabela 32 em anexo.

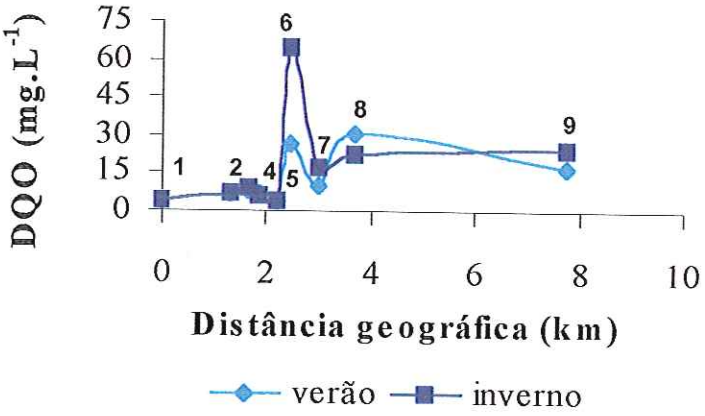

Figura 19: Variação da concentração de DQO ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.8 - Sólidos em suspensão

6.3.8.1 - Sólidos em suspensão totais

As concentrações de sólidos em suspensão totais ($mg.L^{-1}$), referentes aos períodos estudados, estão apresentadas na tabela 18 em anexo.

No período chuvoso, a estação 7, em 09.01.01, apresentou a maior concentração de sólidos em suspensão total (59 $mg.L^{-1}$), enquanto a menor, de 1,10 $mg.L^{-1}$, foi observada na estação 2, em 12.01.01. A alta concentração de sólidos presentes na estação 7 fez com que ela apresentasse, também, a maior média ($\bar{x}$ = 37,02 $mg.L^{-1}$; n= 4), assim como na estação 2, foi observada a menor ($\bar{x}$ = 1,83 $mg.L^{-1}$; n= 5). O maior desvio padrão ocorreu na estação 3, e o menor na estação 2 (σ = 19,01 e σ = 1,06 respectivamente).

No inverno, a estação 6 foi a que apresentou a maior média de SST ($\bar{x}$ = 20,6 $mg.L^{-1}$ n= 5) com um valor máximo de 21,0 $mg.L^{-1}$, em 03.07.01. Assim como, no verão, a estação 2 foi quem apresentou os menores valores, sendo 0,68 $mg.L^{-1}$ no dia 05.07.01, e média de $\bar{x}$ = 0,99 $mg.L^{-1}$ n= 5 e o menor desvio padrão σ = 0,16.

A figura 20 apresenta a variação espacial dos sólidos em suspensão total. Nota-se que a partir do ponto 6, que já recebeu o lançamento de

esgoto, houve um aumento na concentração de sólidos e um posterior decréscimo até a estação 9.

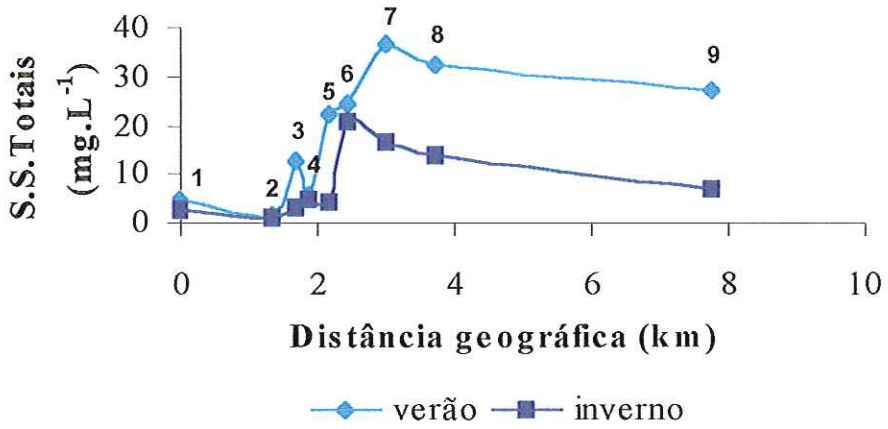

Figura 20: Variação na concentração média de sólidos em suspensão total, ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.8.2 - Sólidos em suspensão orgânicos

As concentrações de sólidos em suspensão orgânicos ($mg.L^{-1}$), nos períodos estudados, encontram-se na tabela 19 em anexo. Assim como os sólidos em suspensão total, a maior concentração de sólidos em suspensão orgânicos, no verão, foi observada na estação 7 (19,33 $mg.L^{-1}$) em 09.01.01 (com $\bar{x}$ = 15,01 $mg.L^{-1}$;n= 4) e, no inverno, na 6 ($\bar{x}$ =17,9 $mg.L^{-1}$ n= 5). As menores concentrações, no verão e no inverno, foram observadas na estação 2, com média de $\bar{x}$ = 1,02 $mg.L^{-1}$; 0,57 $mg.L^{-1}$; n= 5, respectivamente. A figura 21 mostra a variação espacial da concentração de sólidos em suspensão orgânicos.

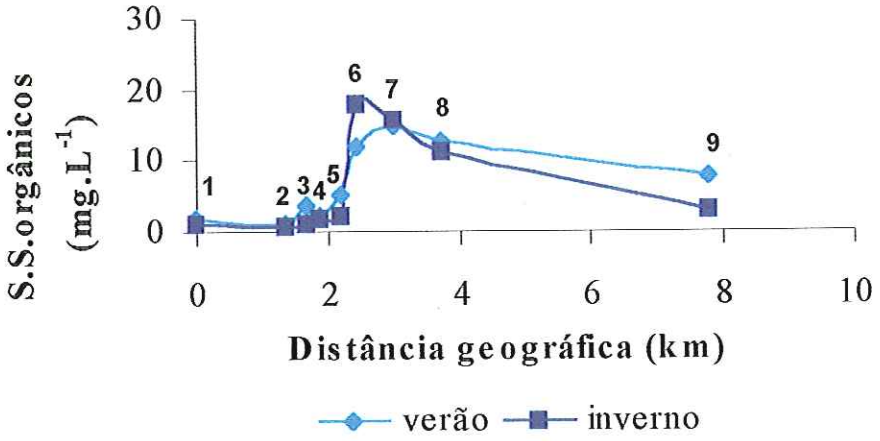

Figura 21: Variação na concentração média de sólidos em suspensão orgânicos ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.8.3 - Sólidos em suspensão inorgânicos

As variações temporais das concentrações de sólidos em suspensão inorgânicos ($mg.L^{-1}$) são apresentadas na tabela 20, em anexo. Como os sólidos em suspensão total e orgânico, a estação 7, no verão, apresentou a maior concentração de sólidos inorgânicos em 09.01.01 (39,67 $mg.L^{-1}$) e a maior média ($\bar{x}$ = 22,01 $mg.L^{-1}$;n= 4). Entretanto, a menor concentração foi observada na estação 2, em 12.01.01, com concentração aproximadamente igual a zero, embora tenha apresentado a menor média ($\bar{x}$ = 0,81 $mg.L^{-1}$;n= 5).

No inverno, a maior concentração ocorreu na estação 5, em 06.07.01 (12,4 $mg.L^{-1}$), com uma média de $\bar{x}$ = 4,24 $mg.L^{-1}$, e o maior desvio padrão σ = 4,63. A menor concentração neste período, assim como para os sólidos totais e orgânicos, foi observada na estação 2, com uma média de $\bar{x}$ = 0,36 $mg.L^{-1}$.

A figura 22 mostra a variação da concentração de sólidos inorgânicos em relação ao eixo longitudinal do rio.

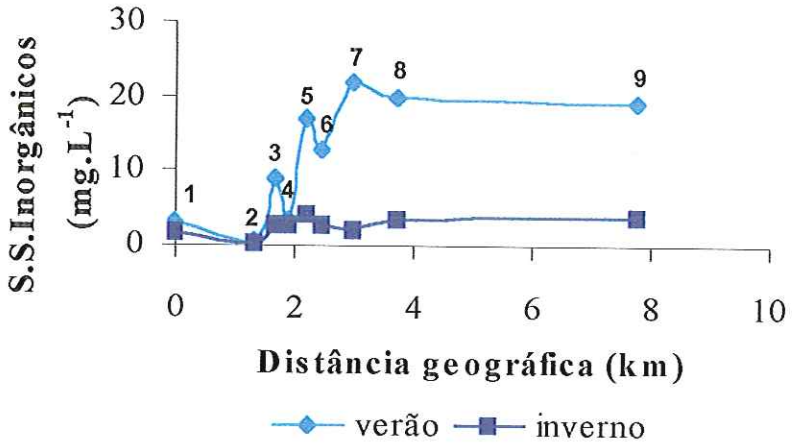

Figura 22: Variação na concentração média de sólidos em suspensão inorgânicos ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.9 - Nutrientes Dissolvidos

6.3.9.1 - Nitrogênio amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal ($mg.L^{-1}$), para o período chuvoso, variaram de 0,02 $mg.L^{-1}$, na estação 2, em 10.01.01, a 1,33 $mg.L^{-1}$ na estação 8, em 12.01.01, (tabela 21, em anexo). A estação 08 apresentou a maior média desse período ($\bar{x}$ = 1,20 $mg.L^{-1}$;n= 4). No inverno, a estação 7 apresentou a maior média ($\bar{x}$ = 9,27 $mg.L^{-1}$;n= 5). A menor concentração no verão foi observada na estação 4 ($\bar{x}$ = 0,05 $mg.L^{-1}$;n= 5) e no inverno, ela foi observada na 1($\bar{x}$ = 1,26 $mg.L^{-1}$;n= 5). A estação 6 apresentou, no verão, as maiores variações entre os dias de amostragem, com um desvio de σ = 0,19; as menores variações entre as concentrações ocorreram nas estações 1 e 4 (σ = 0,02). No inverno, a menor variação temporal ocorreu na estação 2, com σ = 0,22. Em relação à variação espacial, nos períodos estudados, a figura 23 mostra um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, a partir da estação 6 até 8, trecho onde ocorrem os lançamentos pontuais de esgoto sanitário.

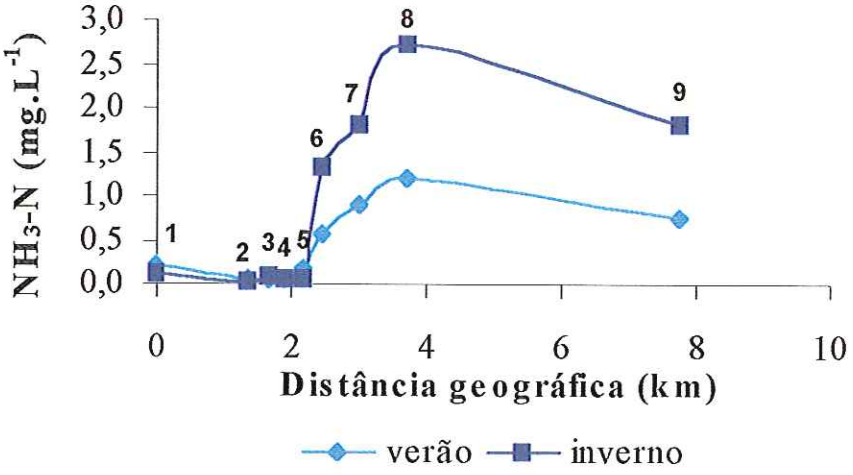

Figura 23: Variação na concentração média de nitrogênio amoniacal ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.9.2 - Nitrito

Os valores de nitrito, no período chuvoso, estiveram sempre abaixo do limite de detecção do método. Em função disso, no inverno, foi utilizada uma nova metodologia para detecção das baixas concentrações de nitrito. Os resultados observados mostram que a maior concentração de nitrito foi encontrada na estação 8, com $\bar{x}$ = 31,40 $\mu g.L^{-1}$; as menores concentrações ocorreram na estação 2, com $\bar{x}$ = 4,49 $\mu g.L^{-}1$ e n= 5, seguida pela 1 com $\bar{x}$ = 5,97 $\mu g.L^{-1}$ n= 5. A variação temporal e o desvio padrão podem ser encontrados na tabela 22 em anexo. A figura 24 representa a variação espacial da concentração de nitrito no inverno.

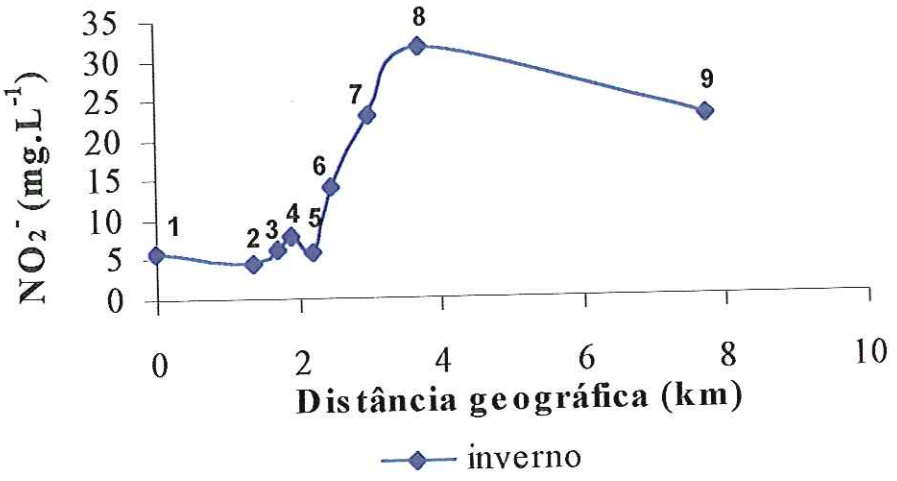

Figura 24: Variação da concentração média de nitrito (µg.L^{-1}) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.6.9.3 - Nitrato

As maiores concentrações de nitrato, no verão (mg.L^{-1}), foram observadas na estação 2, com média de $\bar{x}$ = 1,076 mg.L^{-1};n= 5, e no inverno na estação 3, em 03.07.01, com 1,867 mg.L^{-1} de nitrato, com média de $\bar{x}$ = 1,261 mg.L^{-1}; n= 5, seguido pela estação 2, com $\bar{x}$ = 1,126 mg.L^{-1} n= 5. As menores concentrações no verão foram observadas na estação 9, com média igual a $\bar{x}$ = 0,154 mg.L^{-1} n= 5, assim como no inverno com $\bar{x}$ = 0,062 mg.L^{-1} n= 5. A variação temporal dos valores de nitrato podem ser encontrada na tabela 23, em anexo. A figura 25 mostra a variação da concentração de nitrato em relação ao eixo longitudinal do rio.

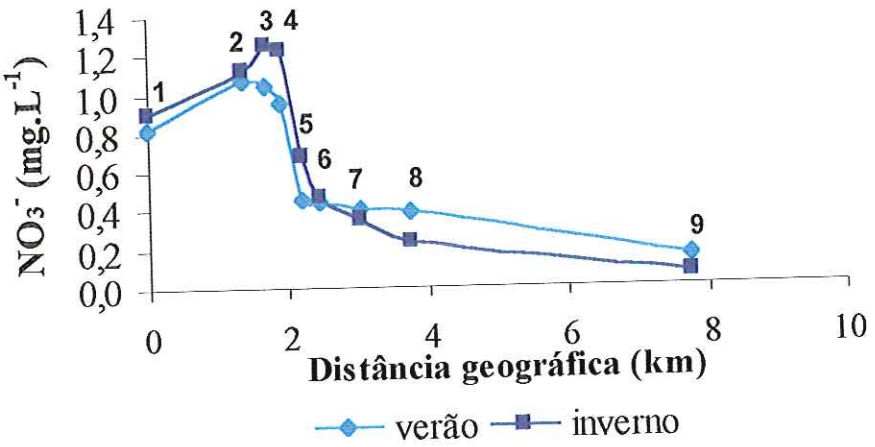

Figura 25: Variação na concentração média de nitrato ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.9.4 - Fosfato total

A figura 26 mostra a variação espacial da média da concentração de fosfato total dissolvido ($mg.L^{-1}$) ao longo do eixo longitudinal do ribeirão Bonito. As maiores médias foram observadas na estação 7 ($\bar{x}$ = 0,092 $mg.L^{-1}$; n= 4 no verão, e de $\bar{x}$ = 0,283 $mg.L^{-1}$; n= 5 no inverno). As menores médias no verão ocorreram na estação 2 $\bar{x}$ = 0,004 $mg.L^{-1}$; n= 5 e no inverno na estação 1 ($\bar{x}$ = 0,007 $mg.L^{-1}$; n= 5). O maior desvio-padrão no verão ocorreu na estação 7 (σ = 0,066) enquanto no inverno ele foi observado na estação 9 (σ = 0,049). Os menores desvios padrão, tanto no verão como no inverno, foram na estação 2 (σ = 0,006).

A variação temporal das concentrações de fosfato total dissolvido pode ser encontrada na tabela 24, em anexo.

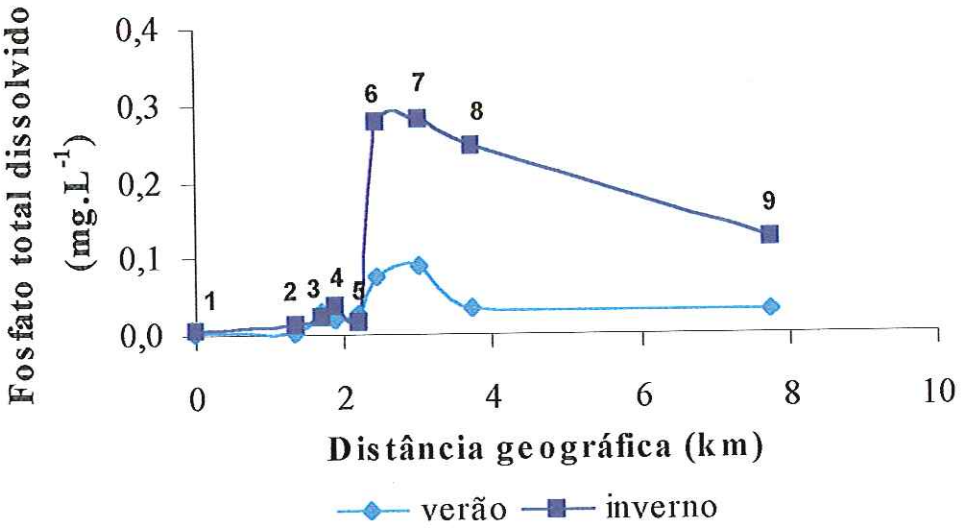

Figura 26: Variação da concentração média de fosfato total ($mg.L^{-1}$) dissolvido em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.9.5 - Fosfato inorgânico

As variações temporais das concentrações de fosfato inorgânico durante o período amostral são apresentadas na tabela 25, em anexo. No dia 10.01.01, as concentrações de fosfato inorgânico, em todas as estações de coleta, foram menores que o limite de detecção do método. A menor concentração no verão foi observada na estação 2, em 08.01.01 (0,003 mg.L-1) e no inverno, na estação 1 (0,009 $mg.L^{-1}$) com média de ($\bar{x}$ = 0,011 $mg.L^{-1}$; n= 5). As maiores médias, no verão e no inverno, ocorreram na estação 7 ($\bar{x}$ = 0,072 $mg.L^{-1}$ n= 3 e 0,100 $mg.L^{-1}$ n= 5, respectivamente). A variação espacial da concentração de fosfato inorgânico é apresentada na figura 27.

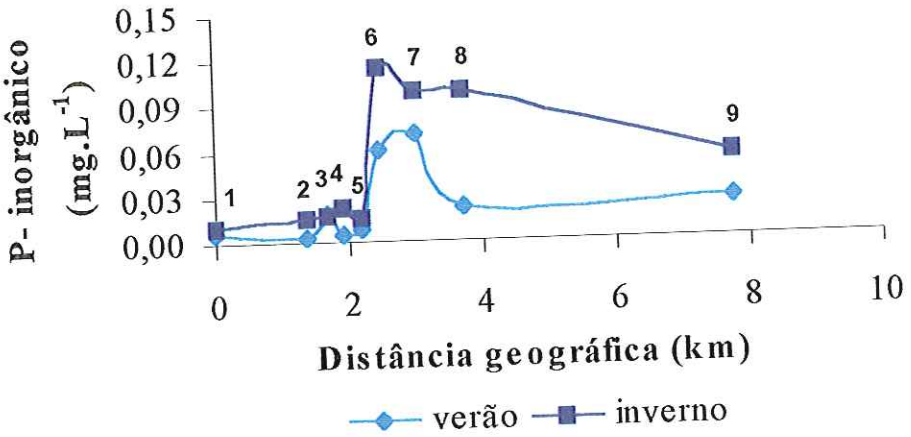

Figura 27: Variação na concentração média de fosfato inorgânico ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.9.6 - Silicato reativo

A maior concentração de silicato reativo ($mg.L^{-1}$) foi observada no verão na estação 2, em 08.01.01, (20,3 $mg.L^{-1}$), e a menor no inverno, na estação 9, em 05.07.01, (1,0 $mg.L^{-1}$). A maior média observada no verão foi de $\bar{x}$ = 17,0 $mg.L^{-1}$ (n= 5 na estação 3) e no inverno na estação 4 ($\bar{x}$ = 13,9 $mg.L^{-1}$; n= 5). A estação 9 apresentou as menores médias, nos dois períodos estudados ($\bar{x}$ = 9,0 $mg.L^{-1}$; 1,9 $mg.L^{-1}$ n= 5, verão e inverno, respectivamente). Quanto à variação temporal, as concentrações de silicato reativo podem ser encontradas na tabela 26, em anexo. A figura 28 apresenta a variação espacial das concentrações médias de silicato em relação ao eixo longitudinal.

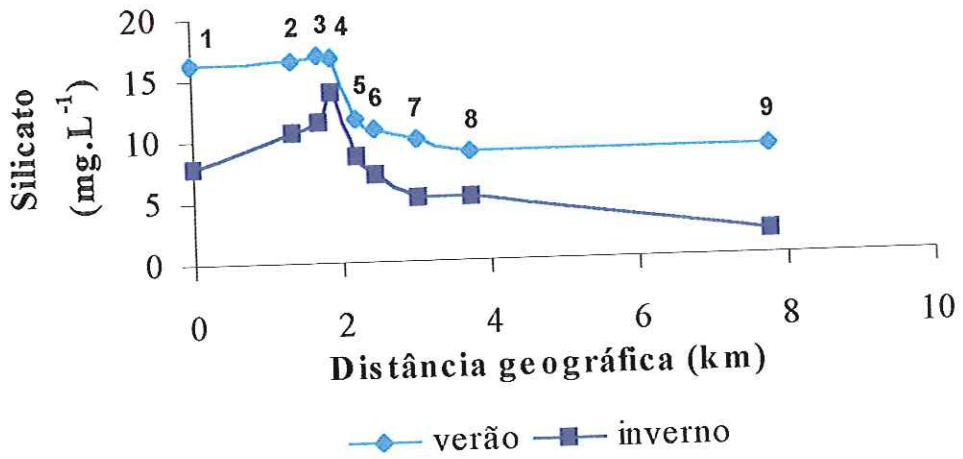

Figura 28: Variação da concentração média de silicato reativo ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.10 - Nutrientes Totais

6.3.10.1 - Fosfato Total

As menores concentrações de fósforo total ($mg.L^{-1}$) foram observadas na estação 1, com média de $\bar{x}$ = 0,002 $mg.L^{-1}$; n= 5 no verão, e $\bar{x}$ = 0,012 $mg.L^{-1}$; n= 5 no inverno. As maiores concentrações, no período chuvoso e seco, ocorreram na estação 7 ($\bar{x}$ = 0,232 $mg.L^{-1}$ e 0,456 $mg.L^{-1}$; n= 5, respectivamente). A variação temporal das concentrações de fosfato total pode ser observada na tabela 28, em anexo. A figura 29 apresenta a variação da concentração média de fosfato total em relação ao eixo longitudinal do rio.

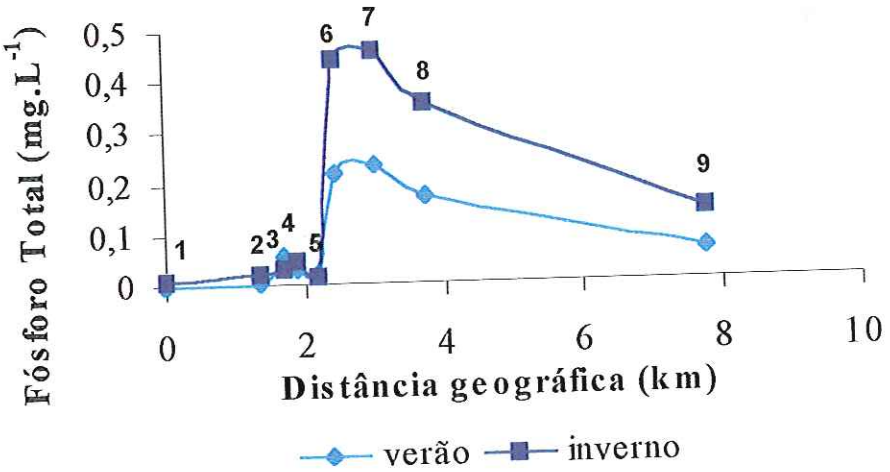

Figura 29: Variação da concentração média de fosfato total ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.3.10.2 - Nitrogênio Total Kjeldahl

Os maiores valores de NTK, no verão, foram encontrados na estação 7 com média de $\bar{x}$ = 3,119 $mg.L^{-1}$ e n= 4; os menores, neste mesmo período, foram observadas na estação 5 ($\bar{x}$ = 1,526 $mg.L^{-1}$; n= 5). No inverno, a menor média das concentrações foi observada na estação 1($\bar{x}$ = 1,263 $mg.L^{-1}$; n= 5) enquanto que a maior foi encontrada na estação 7 ($\bar{x}$ = 9,269 $mg.L^{-1}$; n= 5). A figura 30 apresenta a variação das concentrações médias de NTK ao longo do eixo longitudinal. A variação temporal pode ser encontrada na tabela 27 em anexo, assim como os desvios padrão, que variaram de $\sigma = 2,2$ para a estação 2, e $\sigma = 0,609$ para a estação 6 no verão; no inverno, de $\sigma = 3,932$ a $\sigma = 0,221$ nas estações 9 e 2, respectivamente.

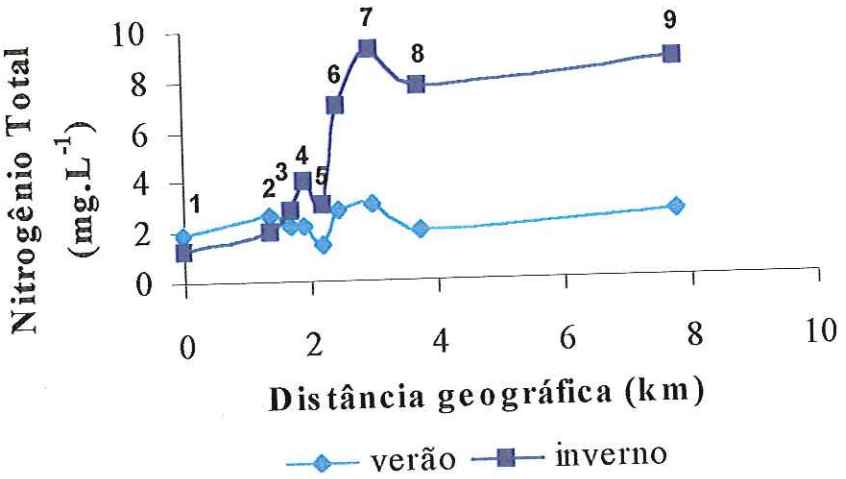

Figura 30: Variação da concentração média de nitrogênio total Kjeldahl ($mg.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.4 - Variáveis Biológicas

6.4.1 - Coliformes totais

A quantidade de coliformes totais por estação amostral é apresentada na tabela 29 em anexo. No verão, a estação amostral que apresentou maior quantidade foi a 8 ($1,7 \times 10^7$ NMP/100mL) e no inverno a estação 7 ($3,4 \times 10^8$ NMP/100mL). A estação 1 apresentou a menor quantidade tanto no verão quanto no inverno ($2,2 \times 10^4$ e $7,3 \times 10^3$ NMP/100mL, respectivamente). A figura 31 mostra a variação do número de coliformes totais em relação ao eixo longitudinal do rio. Percebe-se que ocorre uma redução do número de coliformes totais da estação 8 para a estação 9 ($1,7 \times 10^7$.a $1,2 \times 10^6$ NMP/100mL) no verão e ($2,4 \times 10^6$ a $1,3 \times 10^5$ NMP/100mL) no inverno, respectivamente.

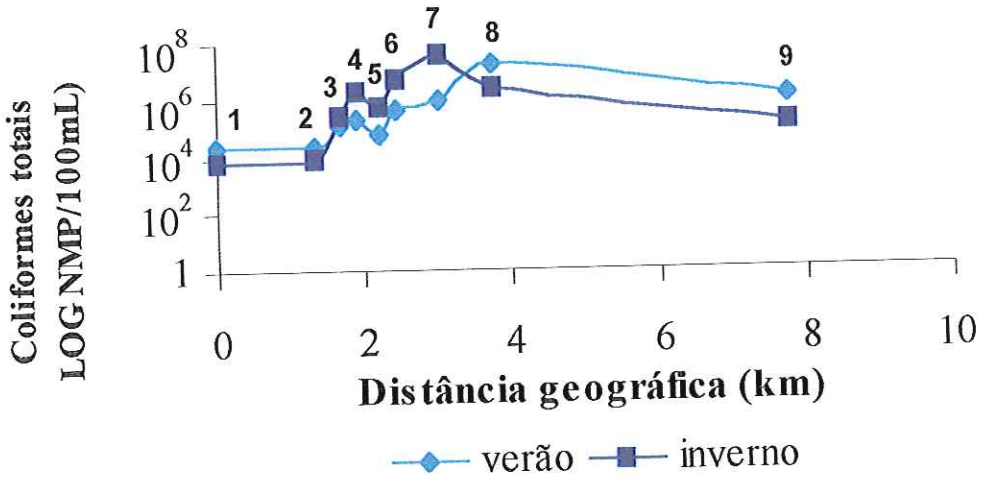

Figura 31: Variação da quantidade de Coliformes Totais (log NMP/100mL) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.4.2 - Coliformes fecais

Os dados de coliformes fecais (NMP/100mL) são apresentados na tabela 29, em anexo. A estação 2 apresentou a menor quantidade de coliformes fecais no verão e inverno (100 NMP/100mL e 332 NMP/100mL, respectivamente). A estação 8 apresentou o maior número de coliformes fecais (683.000 NMP/100mL no verão e 1.986.280 NMP/100mL no inverno). A figura 32 apresenta a variação do número de coliformes fecais em relação ao eixo longitudinal do rio, nas estações amostrais.

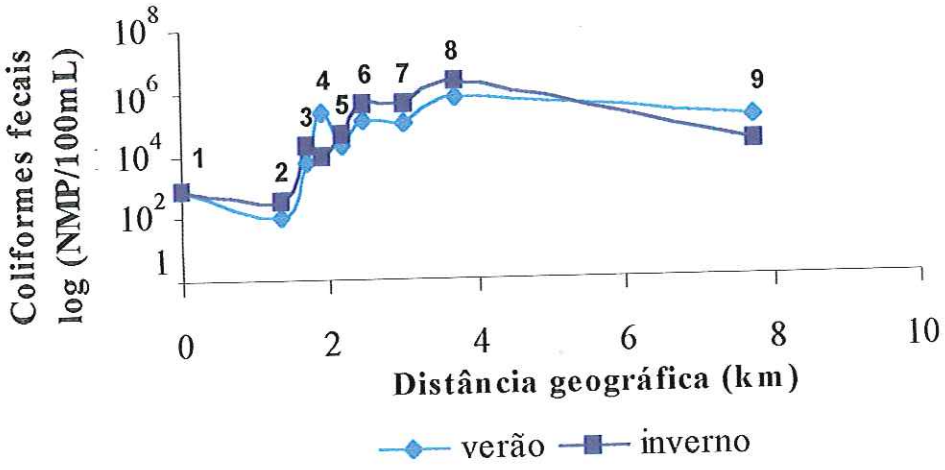

Figura 32: Variação da quantidade de coliformes fecais (log NMP/100mL), em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.4.3 – Clorofila a

A variação temporal da concentração de clorofila a é apresentada na tabela 30 em anexo. No período chuvoso foram observadas as maiores concentrações de clorofila a, e dentre estas, as estações 8 e 9 ($\bar{x}$ = 2,19 $\mu g.L^{-1}$) e $\bar{x}$ = 2,13 $\mu g.L^{-1}$, n=4) foram as maiores com um desvio padrão de σ = 0,90 e 1,47. Porém, a maior concentração de clorofila a, foi observada na estação 9, no dia 10.01.01, com 4,01 $\mu g.L^{-1}$. As menores concentrações neste período foram observadas na estação 2, com média de $\bar{x}$ = 0,85 $\mu g.L^{-1}$, n= 3. O período seco também apresentou menor concentração na estação 2, e em geral a concentração não foi detectada pelo método. A estação 5 foi a que apresentou a maior concentração média com 1,5 $\mu g.L^{-1}$. A figura 33 mostra a variação da concentração da clorofila a no perfil longitudinal.

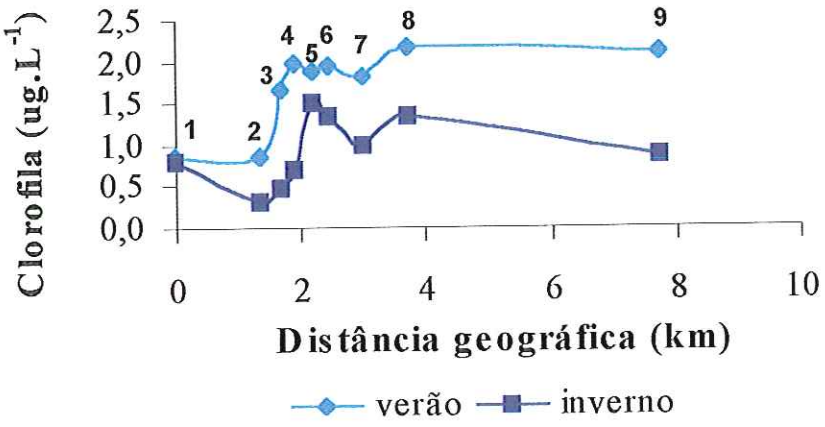

Figura 33: Variação da concentração de clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.4.4. Feoftina

A figura 34 apresenta a variação espacial da concentração de feoftina. Pode-se observar que as maiores concentrações foram observadas no período chuvoso. Neste período as estações 6 e 8 foram as que apresentaram as maiores concentrações médias, $\bar{x}$ = 3,51 $\mu g.L^{-1}$ e 3,58 $\mu g.L^{-1}$ (n= 5 e 4, respectivamente), e a estação 2 a menor, com $\bar{x}$ = 1,38 $\mu g.L^{-1}$ n = 3. No período seco, a estação 5 apresentou a maior concentração

$\bar{x}$ = 2,09 $\mu g.L^{-1}$ n = 4 e um desvio padrão de σ = 0,82, e a menor foi observada nas estações 2 e 3 (0,54 $\mu g.L^{-1}$) apenas nos dias 02 e 03.07.01, respectivamente, pois nos outros dias de coleta, as concentrações foram abaixo do limite de detecção do método. As variações temporais são apresentadas na tabela 31 em anexo.

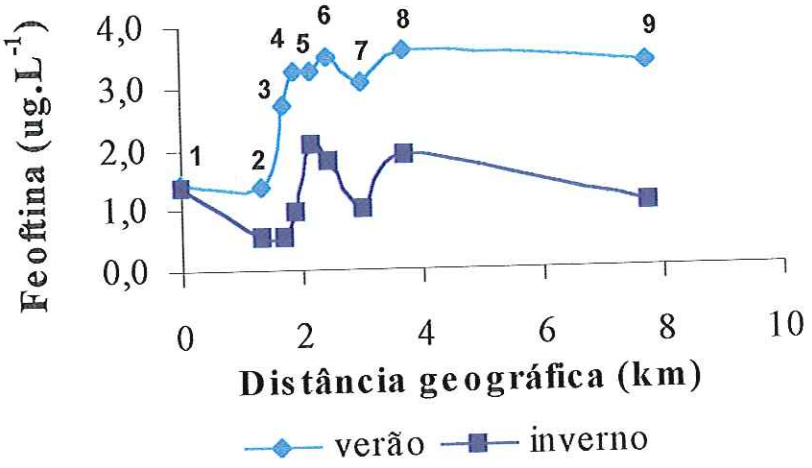

Figura 34: Variação da concentração de feoftina ($\mu g.L^{-1}$) em relação ao eixo longitudinal do ribeirão Bonito (SP).

6.5. Análise do sedimento

A tabela 7 apresenta os teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo durante os períodos de amostragens. A maior porcentagem de matéria orgânica no período de seca foi na estação 6, com 0,92%, e a menor na estação 5 (0,25%). No período chuvoso, a maior porcentagem foi na estação 9, com 0,71%, e a menor na estação 2 (0,24%). Em geral, as maiores porcentagens de matéria orgânica foram encontradas no período seco, entretanto, neste mesmo período, as estação 1, 5 e 9 apresentaram concentrações menores, quando comparadas com as do período chuvoso.

As maiores concentrações de nitrogênio total nos períodos seco e chuvoso foram observadas na estação 9 (0,457 mg/g) e 7 (0,403 mg/g) respectivamente. As menores foram nas estações 4 (0,081 mg/g), no período seco, e 5 (0,161 mg/g), no chuvoso.

A maior concentração de fósforo foi observada no período chuvoso na estação 3 (0,770 mg/g) e a menor, neste mesmo período, na estação 1 (0,051 mg/g). No período seco, a maior concentração observada foi na estação 7 (0,424 mg/g), e a menor na estação 6 (0,074 mg/g).

Tabela 7: Teores de matéria orgânica (%), nitrogênio total (mg/g) e fósforo total, no sedimento, no ribeirão Bonito, nos períodos estudados.

Estação amostral	% Matéria Orgânica		Nitrogênio total (mg/g)		Fósforo Total (mg/g)	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
1	0,49	0,51	0,188	0,188	0,247	0,051
2	0,66	0,24	0,134	0,322	0,123	0,338
3	0,61	0,32	0,242	0,188	0,366	0,770
4	0,61	0,28	0,081	0,295	0,105	0,171
5	0,25	0,28	0,215	0,161	0,140	0,111
6	0,92	0,52	0,242	0,376	0,074	0,688
7	0,58	0,29	0,323	0,403	0,424	0,311
8	0,46	0,35	0,296	0,188	0,168	0,246
9	0,30	0,71	0,457	0,376	0,174	0,408

6.6 -Contribuições dos principais afluentes e lançamentos de esgotos para o ribeirão Bonito.

Como pode ser observado na tabela 8 as maiores concentrações de oxigênio dissolvido, DBO, DQO, pH, turbidez, temperatura e vazão observados no córrego do Curtume foram no período chuvoso. Porém, a maior condutividade observada neste córrego foi no período seco. No córrego São José, encontra-se o mesmo padrão, ou seja, as concentrações de OD, DBO, DQO, pH, turbidez, temperatura e vazão, foram maiores no período chuvoso, enquanto que a condutividade foi maior no período seco.

Pode-se observar ainda que as concentrações de DBO, DQO, turbidez, pH, condutividade e vazão são maiores no córrego do Curtume quando comparados com as do São José. Com exceção do OD no período seco, o córrego São José teve uma concentração um pouco maior que o Curtume (5,69 $mg.L^{-1}$ e 5,49 $mg.L^{-1}$, respectivamente).

Tabela 8: Concentrações de DBO ($mg.L^{-1}$), DQO ($mg.L^{-1}$) e vazão ($m^3.s^{-1}$) dos principais afluentes do ribeirão Bonito.

Afluentes	Curtume		São José	
Parâmetros	Verão	Inverno	Verão	Inverno
DBO ($mg.L^{-1}$)	5,65	2,4	3,81	1,1
DQO ($mg.L^{-1}$)	10	*	14	*
Vazão ($m^3.s^{-1}$)	0,181	0,113	0,038	0,0177
OD ($mg.L^{-1}$)	7,31	5,49	7,94	5,69
PH	7,97	7,25	6,0	5,7
Condutividade	35	90	15	33
Turbidez (UNT)	84	20	16	11
Temperatura (°C)	23,2	22,7	18,4	16,4

*abaixo do limite de detecção do método

A tabela 9 apresenta os parâmetros analisados nos três lançamentos pontuais. Pode-se observar nesta tabela que o 1º lançamento, apesar de possuir a maior vazão (29,9 $l.s^{-1}$), tem a menor demanda bioquímica e química de oxigênio, quando comparados com os outros dois lançamentos. No período chuvoso, o 2º lançamento teve as maiores DBO e DQO, enquanto que, no período seco, a maior DBO foi do 3º. lançamento e a maior DQO foi do 2º.

Tabela 9: Concentrações de DBO ($mg.L^{-1}$), DQO ($mg.L^{-1}$) e vazão ($l.s^{-1}$) dos 3 pontos de lançamentos de esgotos no ribeirão Bonito.

Lançamentos	**1**		**2**		**3**	
Parâmetros	**Verão**	**Inverno**	**Verão**	**Inverno**	Verão	**Inverno**
DBO ($mg.L^{-1}$)	221,6	365,2	411,9	451,18	348,57	592,48
DQO ($mg.L^{-1}$)	646	578,5	847	716,0	769	640,0
Vazão ($l.s^{-1}$)	29,9		5,21		1,42	

6.7 - Análise numérica

Para o estudo da variação espacial, foi realizada a análise de grupamento (Cluster) utilizando-se os escores da PCA, realizado para as médias das variáveis físicas, químicas e biológicas da água. Os coeficientes de correlação cofenético foram de 0,83 no verão e 0,90 no inverno. Os resultados estão apresentados nos dendogramas das Figuras 35 e 36 para o verão e inverno, respectivamente. Em ambos os períodos, realizando um corte na distância euclidiana (média 0,36, aproximadamente), distinguem-se 4 grupos. No verão, o primeiro grupo foi formado pelas estações 3 e 4; o segundo, pela estação 5, e o outro, pelas estações 1 e 2, e o último grupo pelas estações 6, 7, 8 e 9. No inverno, o primeiro grupo foi formado pelas estações 3, 4 e 5 ; o segundo pelas estações 1 e 2; o terceiro grupo pelas estações 6, 7 e 8, e o último grupo pela estação 9.

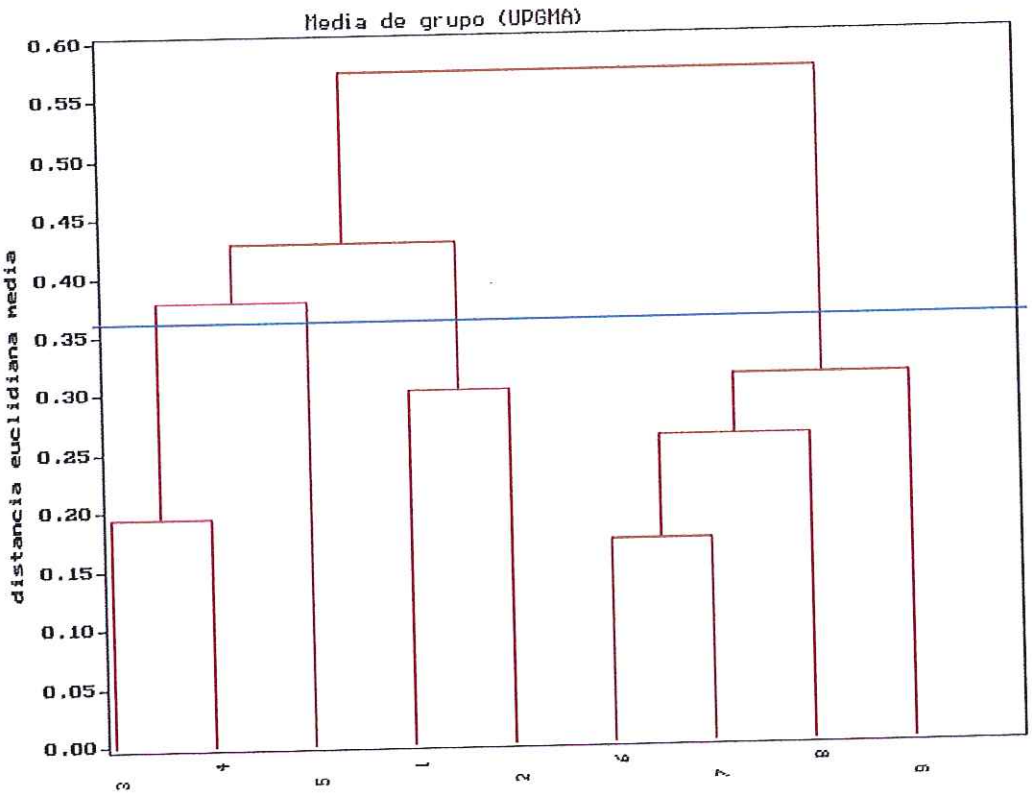

Figura 35: Dendrograma da variação espacial das médias dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, durante o verão.

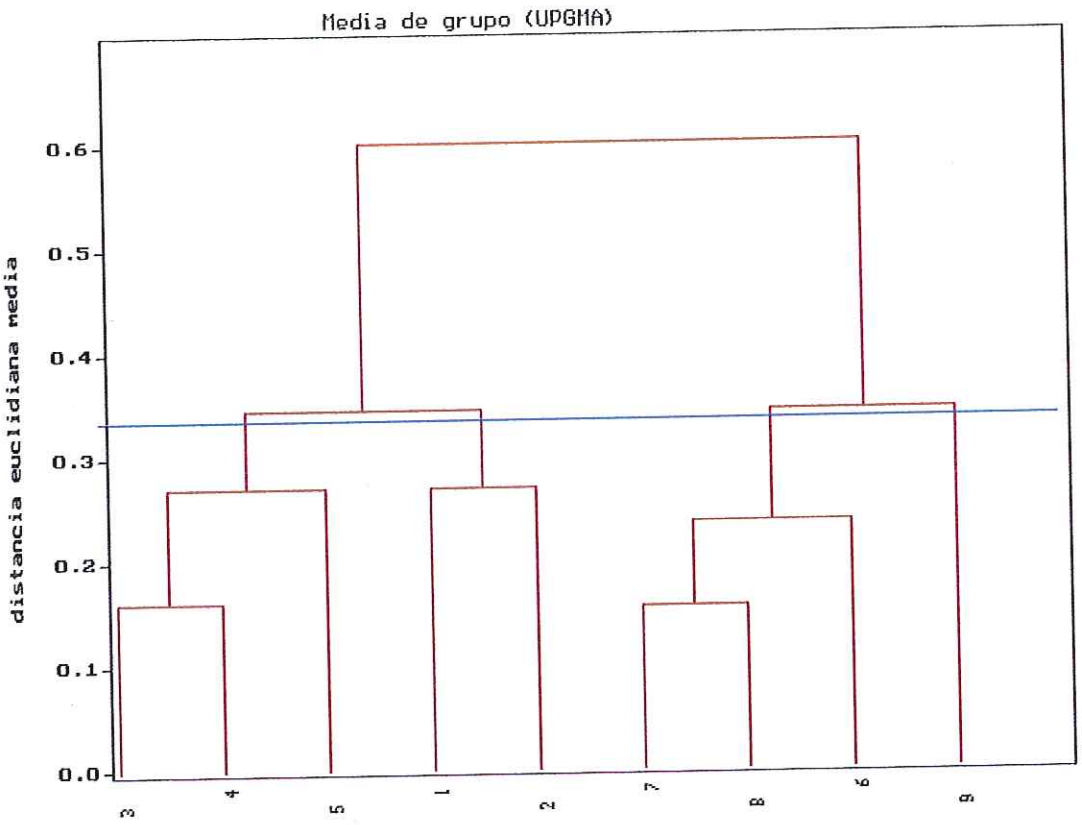

Figura 36: Dendrograma da variação espacial das médias dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água, durante o período seco.

Na análise de componentes principais (PCA) é possível individualizar grupamentos similares aos observados na análise de Cluster. A análise dos escores da PCA permite distinguir quais foram os parâmetros que mais influenciaram nesse grupamento.

A figura 37 mostra análise realizada com o conjunto de dados do período chuvoso, sendo que os parâmetros que contribuíram para a distribuição das estações foram aqueles representativos em lançamentos de efluentes domésticos, tais como: sólidos suspensos orgânicos, turbidez, sólidos suspensos totais, silicato e sólidos inorgânicos e fosfatos (como pode ser observado na tabela 33). Na PCA, realizada com o conjunto de dados do período seco (figura 38), observa-se, novamente, um grupamento das estações similar ao ocorrido na análise de Cluster e, como no verão, essa distribuição foi influenciada pelo lançamento de esgoto. Entretanto, no inverno, os parâmetros que mais contribuíram para esse tipo de grupamento foram: fósforo total dissolvido e inorgânico, turbidez, sólidos suspensos totais, nitrogênio amoniacal (tabela 34). Estes resultados, inicialmente,

podem ser atribuídos à presença mais evidente dos sólidos em suspensão e da turbidez no período chuvoso (verão) e a maior concentração de nutrientes no rio no período seco, uma vez que, neste período, não ocorre uma diluição pelas chuvas.

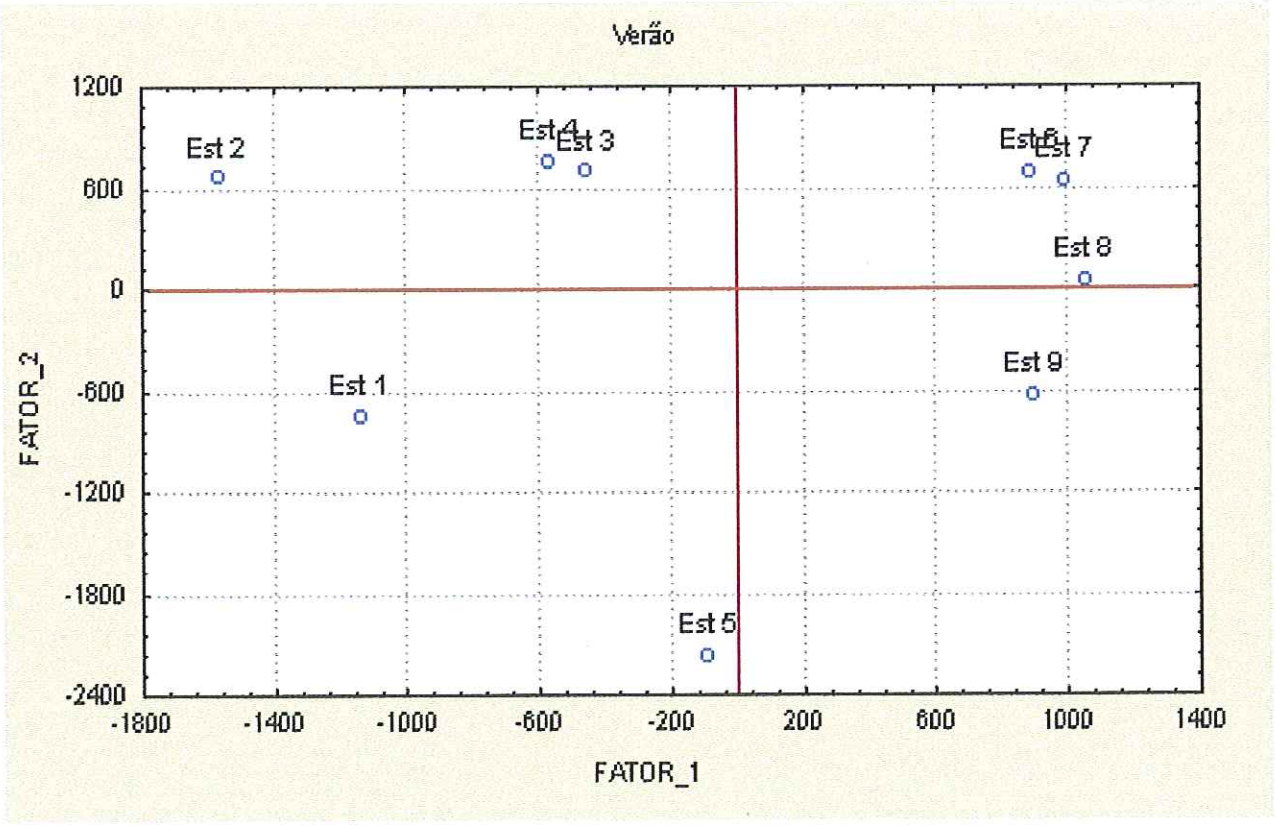

Figura 37: Plot dos escores de PCA realizada no período chuvoso.

Tabela 33: Componentes de carga da PCA do verão

Component loadings

	1	2
SSO	0.978	-0.032
TURB	0.944	-0.257
SST	0.944	-0.200
SI	-0.913	0.238
SSI	0.904	-0.274
PTD	0.886	0.143
PT	0.880	0.355
POI	0.878	0.201
NH4	0.864	-0.150
COLT	0.857	0.197
COLF	0.850	0.044
CHLA	0.817	-0.065
NO3	-0.805	0.365
DBO	0.801	0.252
DQO	0.756	0.400
OD	-0.683	0.113
COND	-0.073	0.913
NTK	0.299	0.745

Variance Explained by Components

1	2
12.015	2.252

Percent of Total Variance Explained

1	2
66.748	12.510

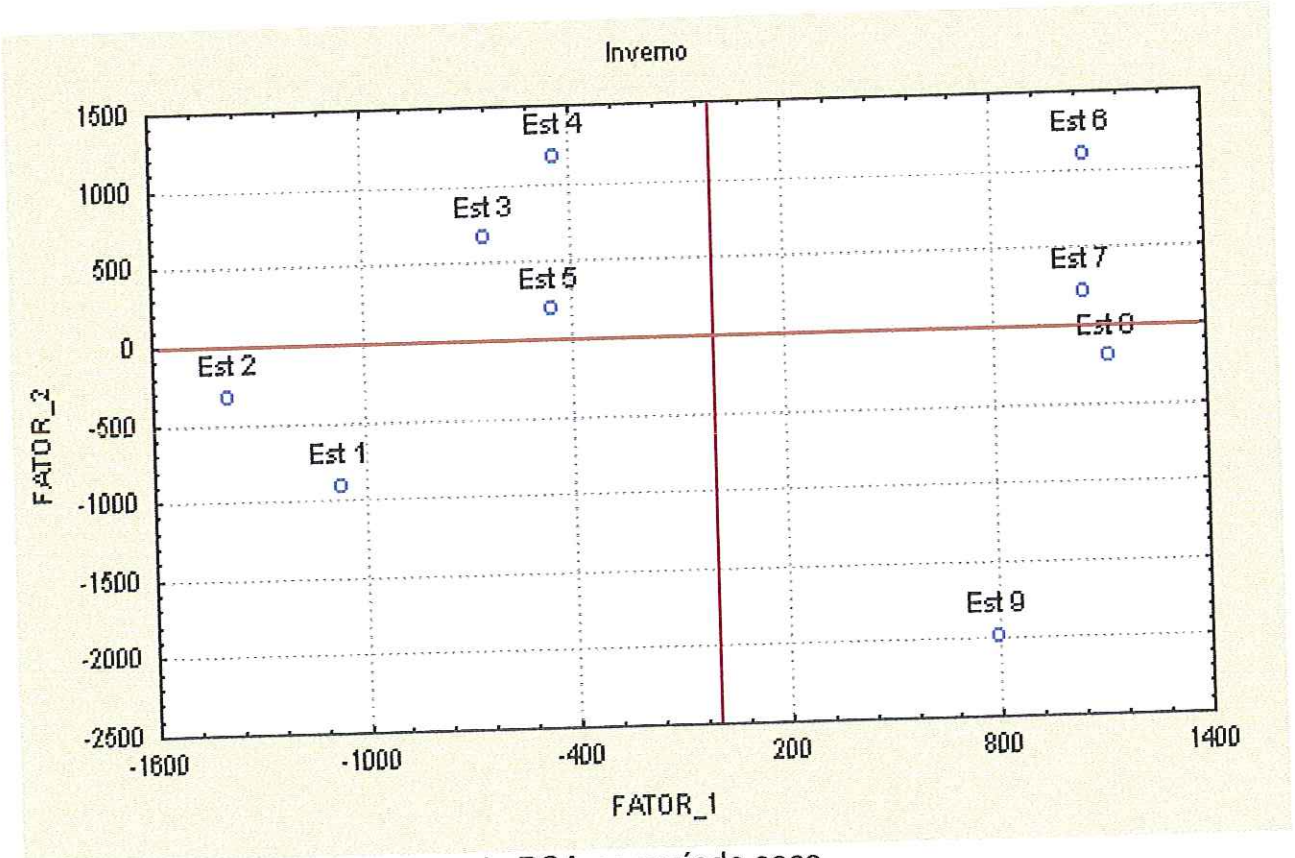

Figura 38: Plot dos escores de PCA no período seco.

Tabela 34: Componentes de carga da PCA do inverno.

Component loadings

	1	2	3
PTD	0.970	0.105	0.197
POI	0.961	0.090	0.258
TURB	0.957	0.176	-0.124
SST	0.952	0.207	-0.129
NH4	0.952	-0.236	0.107
SSO	0.945	0.244	-0.002
NTK	0.943	0.030	0.050
PT	0.943	0.116	0.299
DBO	0.896	0.250	0.255
COLF	0.892	0.298	-0.161
DQO	0.841	0.053	0.409
OD	-0.772	0.434	-0.020
COLT	0.768	0.543	-0.159
NO3	-0.735	0.642	0.044
CHLA	0.733	0.035	-0.582
SI	-0.652	0.740	0.024
PH	-0.565	0.761	0.119
SSI	0.529	0.084	-0.769

Variance Explained by Components

1	2	3
12.856	2.405	1.472

Percent of Total Variance Explained

1	2	3
71.422	13.363	8.179

6.8. Resultados das simulações (QUAL2E)

6.8.1. Elaboração da estrutura conceitual (Construção do curso d'água principal e protótipo ramificado)

A figura 39 mostra a tela do QUAL2E que separa o ribeirão Bonito em nove trechos e as denominações para identificação. Devido às pequenas extensões de alguns dos trechos, que foram simulados, o comprimento do elemento computacional (que necessita ser aproximado em número inteiro) foi fixado em 0,2 km.

A tela mostra também que considera-se apenas uma cabeceira, o que é resultado do fato de nenhum tributário do ribeirão Bonito estar sendo simulado (eles entram no modelo como fontes pontuais ou fontes de entrada). De acordo com o que é exigido pelo programa, o comprimento dos trechos diminuiu de montante a jusante.

A elaboração do protótipo ramificado (figura 41), juntamente com seus elementos computacionais, é a mesma para os dois períodos (chuvoso e seco) que foram simulados.

Stream Reach System

REACH NAME [1]: Trecho 1

REACH NO.	REACH NAME	BEGIN RIVER (km)	END RIVER (km)	HEADWATER	Delta-X (km)
1	Trecho 1	11.2	9.8	√	.2
2	Trecho 2	9.8	9.4		.2
3	Trecho 3	9.4	9.2		.2
4	Trecho 4	9.2	8.8		.2
5	Trecho 5	8.8	8.4		.2
6	Trecho 6	8.4	7.8		.2
7	Trecho 7	7.8	7		.2
8	Trecho 8	7	3		.2
9	Trecho 9	3	0		.2

Figura 39: Tela de definição dos trechos, da cabeceira e do tamanho do elemento computacional.

A figura 40 representa a escolha dos diferentes tipos de elementos computacionais considerados pelo modelo para cada trecho. Além disso, pode-se observar o número de elementos computacionais considerados para cada trecho.

Computational Element

2 (1): Standard

REACH NO.	TOTAL ELE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	7	H	S	S	S	S	S	S													
2	2	S	S																		
3	1	S																			
4	2	S	P																		
5	2	S	P																		
6	3	S	S	P																	
7	4	S	S	S	P																
8	20	S	S	S	S	S	S	S	S	S	P	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
9	15	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	E					

Figura 40: Identificação dos diversos tipos de elementos computacionais nos trechos correspondentes (H: elemento de cabeceira; S: padrão; P: fonte pontual ou de entrada; E: último elemento).

Na figura 41, pode-se observar, esquematicamente, os mesmos elementos computacionais, pré-determinados pela figura 39, formando assim o protótipo ramificado.

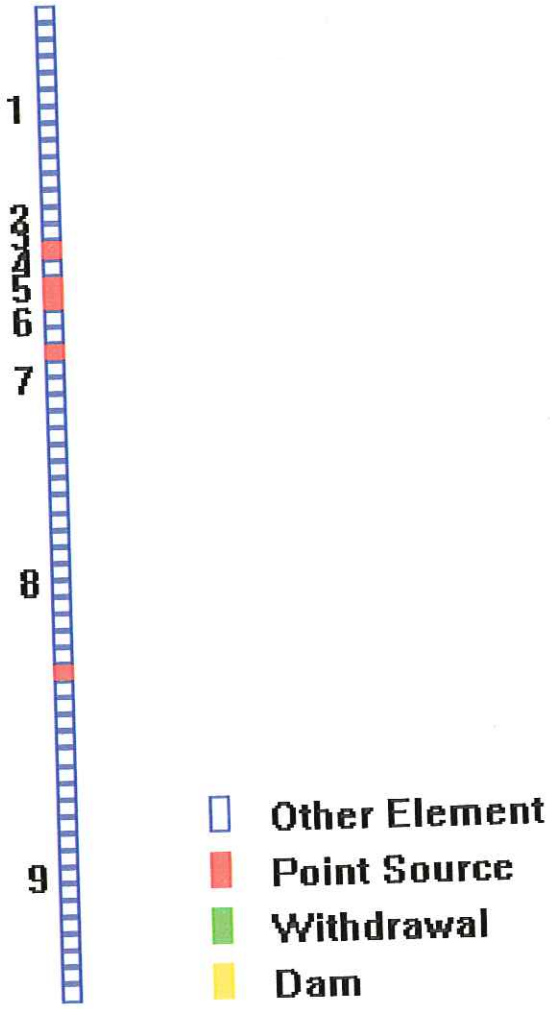

Figura 41: Diagrama representativo dos trechos e elementos computacionais do ribeirão Bonito (SP).

6.8.2 Dados qualitativos de entrada

As concentrações de oxigênio dissolvido observadas em campo, no período amostral, foram inseridas no programa. Nota-se que a partir desta tela, os dados dos períodos a serem simulados no verão (figura 42) e no inverno (figura 43) são distintos.

Observed Dissolved Oxygen Data

RIVER LOCATION (km) (1): 11.2

PLOT	RIVER LOCATION (km)	MIN DO (mg/l)	AVE DO (mg/l)	MAX DO (mg/l)
1	11.2	5.91	6.22	6.42
1	9.8	7.70	7.81	7.96
1	9.4	7.40	7.57	7.71
1	9.2	7.35	7.50	7.64
1	8.8	7.45	7.65	7.92
1	8.4	5.66	6.55	7.16
1	7.8	4.18	4.73	5.57
1	7.0	3.97	4.20	4.45
1	3.0	1.83	2.79	3.50

Figura 42: Dados de entrada do OD observados no verão.

Observed Dissolved Oxygen Data

RIVER LOCATION (km) (1): 11.2

PLOT	RIVER LOCATION (km)	MIN DO (mg/l)	AVE DO (mg/l)	MAX DO (mg/l)
1	11.2	5.72	6.39	6.94
1	9.8	7.12	8.00	8.74
1	9.4	6.57	7.52	8.41
1	9.2	6.11	6.86	7.50
1	8.8	6.44	7.18	7.76
1	8.4	5.30	6.16	6.73
1	7.8	2.45	3.11	3.63
1	7.0	1.18	1.63	2.26
1	3.0	2.24	2.59	3.12

Figura 43: Dados de entrada do OD observados no inverno.

As figuras 44 e 45 mostram a tela do QUAL2E que permite as diferentes simulações quanto ao grau de eficiência do tratamento do esgoto, porém, é necessária a introdução das condições iniciais dos efluentes em relação à vazão, temperatura, OD e DBO. Na presente figura, admite-se eficiência de remoção da DBO igual a zero, o que mais se aproxima das condições reais, uma vez que, o esgoto da região, é despejado no ribeirão sem qualquer tipo de tratamento.

Point Loads and Withdrawals

NAME (5): São José

REACH NO.	NAME	TREAT (%)	FLOW (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)
4	Curtume	0	0.181	23.2	7.31	5.65
5	Lançamento1	0	0.0299	20	0	221.6
6	Lançamento2	0	0.00521	20	0	411.9
7	Lançamento3	0	0.00142	20	0	348.57
8	São José	0	0.038	22.7	5.49	3.81

Figura 44: Identificação dos pontos de descarga do esgoto, avaliação da eficiência do tratamento, da vazão, e das concentrações de OD e DBO no esgoto, no verão.

Point Loads and Withdrawals

FLOW (m3/s) (1): 0.113

REACH NO.	NAME	TREAT (%)	FLOW (m3/s)	TEMP (C)	DO (mg/l)	BOD (mg/l)
4	Curtume	0	0.113	18.4	7.94	2.4
5	Lançamento 1	0	0.0299	20	0	365.2
6	Lançamento 2	0	0.00521	20	0	451.18
7	Lançamento 3	0	0.00142	20	0	592.48
8	São José	0	0.0177	16.4	5.69	1.1

Figura 45: Identificação dos pontos de descarga do esgoto, avaliação da eficiência do tratamento, da vazão, e das concentrações de OD e DBO no esgoto, no inverno.

6.8.3. Dados hidrológicos de entrada

A tela da figura 46 permitiu a entrada dos parâmetros hidráulicos, os coeficientes de dispersão longitudinal, bem como o coeficiente de Manning. O modelo permitiu a entrada dos expoentes, variando de 0 a 1. Foi adotado um valor médio, tanto dos coeficientes como dos expoentes, através da

média das velocidades, profundidades e vazão de todos os pontos amostrais realizados.

O manual da EPA (1987) apresenta uma tabela com as diferentes constantes de dispersão longitudinal, em função da profundidade e velocidade para vários rios estudados nos Estados Unidos. Neste trabalho, por comparação, tem-se uma profundidade média de 0,91 pés e velocidade de 1,04 pés/s o que resulta numa constante de dispersão de K=131.

Help | Next | Back | Top | Index | Run | Res

Hydraulic Data

DISPER CONST (1): 131

REACH NO.	DISPER CONST	Q COEFF VEL	Q EXP VEL	Q COEFF DEPTH	Q EXP DEPTH	MANNING
1	131	3.63	0.60	0.55	0.39	0.035
2	131	3.82	0.82	0.55	0.39	0.035
3	131	2.33	0.67	0.55	0.39	0.035
4	131	0.50	0.24	0.55	0.39	0.035
5	131	1.11	0.84	0.55	0.39	0.035
6	131	0.60	0.37	0.59	0.59	0.035
7	131	1.2	0.89	0.73	0.53	0.035
8	131	1.2	0.85	0.55	0.39	0.035
9	131	0.55	0.65	0.55	0.39	0.035

Figura 46: Tela hidráulicos de entrada.

6.8.4. Representações gráficas das concentrações de Oxigênio Dissolvido

A figura 47 apresenta as concentrações de oxigênio dissolvido observadas, e simuladas na presença e a ausência de esgoto, no período chuvoso. Nos trechos simulados de 1 a 8, as concentrações de OD simuladas foram menores que as observadas. Entretanto, na estação amostral número 9, os dados simulados foram maiores que os observados. Nota-se também, uma redução da concentração de oxigênio simulado no ponto 4, o que não ocorreu com a observada. O gráfico apresenta a concentração de OD aumentando em direção à foz do rio. A partir da estação 4, iniciou-se a diminuição até a 8, aumentando a partir da estação 9, em direção à foz.

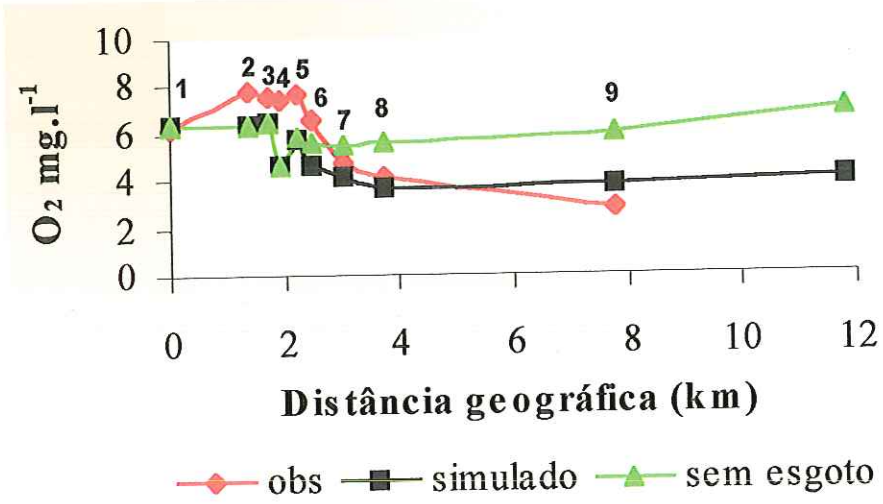

Figura 47: Perfil longitudinal das concentrações de OD observadas, simuladas e sem esgoto no período chuvoso.

A figura 48 representa as simulações da eficiência de tratamento em relação à remoção de DBO.

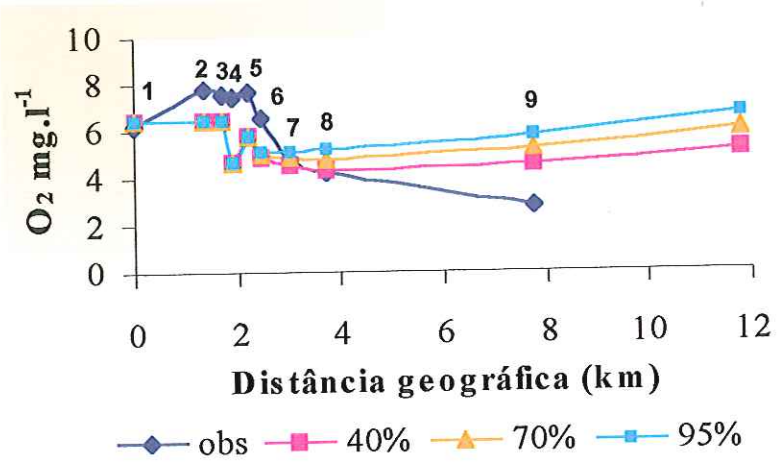

Figura 48: Perfis de OD (período chuvoso) para as diversas alternativas de tratamento no esgoto.

A figura 49 apresenta as concentrações de OD observadas, simuladas e a representação dos níveis de OD quando não ocorre entrada de esgoto.

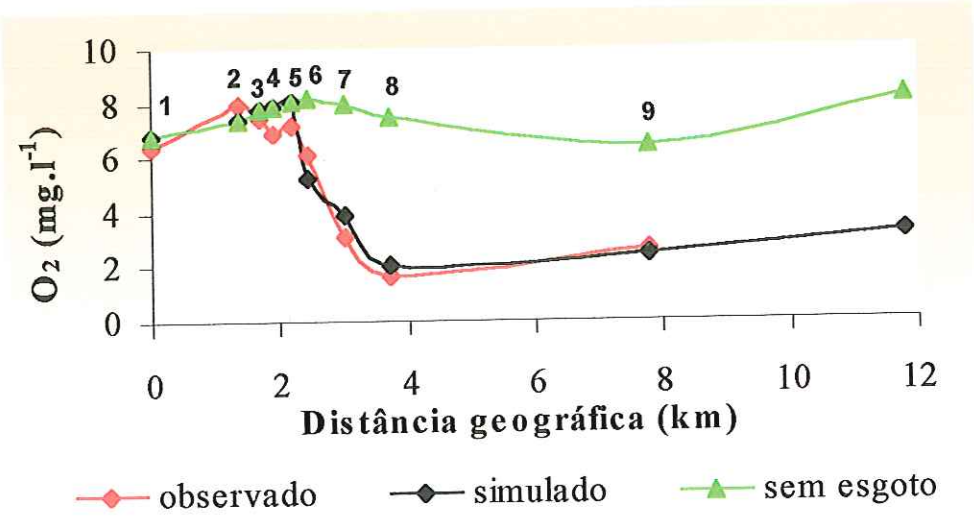

Figura 49: Perfil longitudinal das concentrações de OD observadas, simuladas e sem esgoto no período seco.

A figura 50 apresenta as concentrações de oxigênio dissolvido quando há diferentes níveis de remoção de DBO.

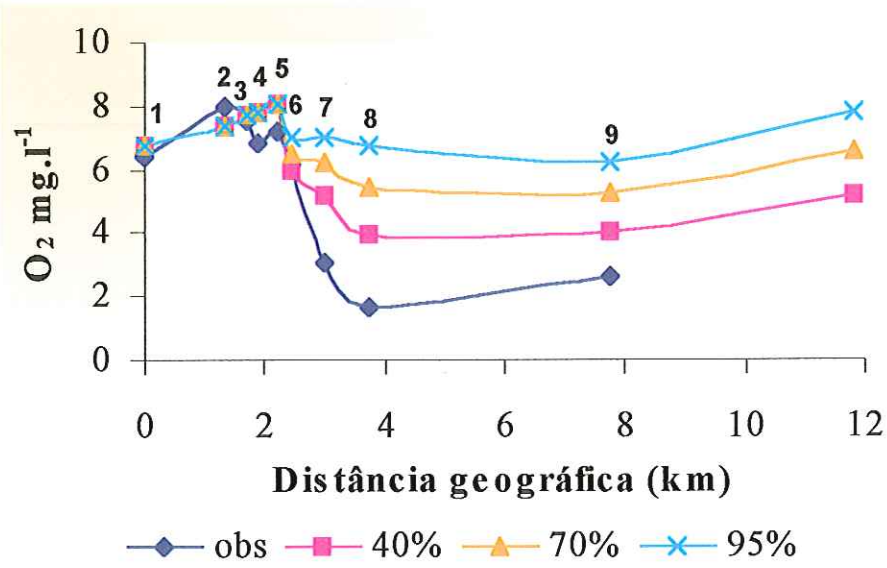

Figura 50: Perfis de OD (período seco) para as diversas alternativas de tratamento no esgoto.

A figura 51 representa a variação entre as concentrações de OD simulados com e sem a presença da entrada de esgoto, nos dois períodos estudados. Percebe-se, até a estação amostral número 5, que não ocorre degradação.

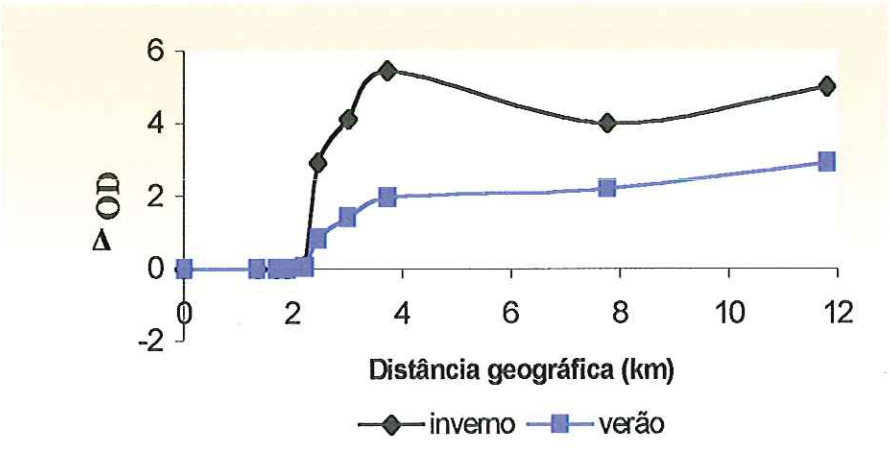

Figura 51: Avaliação da degradação da qualidade da água, considerando-se Δ OD.

7- DISCUSSÃO

Os rios são os sistemas mais característicos das águas epicontinentais e seus organismos habitam o que é, essencialmente, um sistema de transporte (MARGALEF, 1991). Eles são governados pela combinação das influências climática, geológica, topográfica e pelos processos geomorfológicos que determinaram sua formação (MONTGOMERY, 1999). Esse conjunto de fatores, associados às atividades antrópicas, vão determinar as mudanças longitudinais de natureza física, química e biológica. Assim sendo, o processo natural de autodepuração responderá em acordo com as características locais, e determinará a capacidade suporte do meio de receber os efluentes oriundos das atividades humanas.

Para a compreensão das oscilações das variáveis limnológicas ocorridas no ribeirão Bonito e do processo de depuração deste corpo d'água, deve-se considerar inicialmente a entrada de tributários, em especial o córrego do Curtume, e os três lançamentos de esgoto que ocorrem ao longo do rio, em particular o primeiro efluente. Há a necessidade também do conhecimento dos pulsos que interferem no regime hidrológico, na bacia hidrográfica, e na diluição dos sistemas lóticos em períodos de altas vazões.

A entrada do tributário córrego do Curtume, com uma vazão de 63% e 79% maior que a do ribeirão Bonito (verão e inverno, respectivamente), ocasionou aumento na velocidade e conseqüentemente na vazão no ribeirão Bonito. Esse resultado corrobora os obtidos por RICE et al. (2001). Os trechos 7 e 8, mesmo com declividades menores, tiveram as velocidades maiores, provavelmente em função da diminuição da área de escoamento. Na estação 9, as velocidades de escoamento não demonstraram diferenças temporais, possivelmente em decorrência do aumento da área de escoamento no período de chuvas. Este comportamento depende das características topográficas, e geomorfológicas, e também da diminuição da declividade e de presença de meandros.

As variações temporais das variáveis hidrológicas foram importantes nos valores das variáveis físico-químicas, principalmente na concentração de oxigênio dissolvido apresentado através da simulação do QUAL2E como será discutido adiante.

Apesar de o ribeirão Bonito apresentar diferenças temporais, em relação à vazão, ambos períodos estudados demonstraram aumento desta, da cabeceira a foz. O aumento da vazão nos períodos chuvosos e a importância da presença de tributários em relação ao aumento da vazão também foi encontrado por HOUSE & DENISON (1997) em estudo realizado no rio Great Ouse (Inglaterra).

RICE et al. (2001) estudando as mudanças nas características dos rios em função da entrada de tributários, perceberam que os principais efeitos são as mudanças abruptas no volume da água, nas características do sedimento e na qualidade da água, o que afeta os valores das variáveis ambientais. Os autores mencionaram que as características hidráulicas, morfológicas e sedimentológicas na confluência dos tributários têm sido largamente estudadas, e que as mudanças produzidas pelos tributários na morfologia longitudinal e na sedimentologia do rio são geralmente conhecidas. Um exemplo é o impacto da entrada de tributários na fauna de macroinvertebrados, o qual tem sido examinado no contexto dos testes da Descontinuidade Serial, onde a importância do tributário é alta, e as confluências são conhecidas como potencial de distúrbios do contínuo.

MISHALL et al. (1983) sugeriram que os tributários podem ser o reinício da tendência longitudinal, onde o canal principal tende a retornar o gradiente longitudinal normal rio abaixo. PERRY E SHAEFFER (1987) sugeriram que os tributários são elementos chaves da descontinuidade dos rios.

A "descontinuidade" ocasionada pelo córrego do Curtume na confluência com o ribeirão Bonito, promoveu mudanças em algumas variáveis físico-químicas. Dentre elas, podemos citar: os sólidos totais, os sólidos inorgânicos, a turbidez e a condutividade elétrica.

O ribeirão Bonito, espacialmente, teve a partir da cabeceira um aumento nos valores da condutividade elétrica até a estação amostral 4, o que corrobora com PERONA et al. (1999) que observaram aumento gradual das concentrações das variáveis a jusante, associadas à mineralização da água, dada pela condutividade, estudando diferentes rios na Espanha. A tendência do aumento da condutividade elétrica ao longo do contínuo também foi proposto por SABATER et al. (1989), estudando a descontinuidade serial no rio Ter (Espanha). Os autores encontraram descontinuidades desta variável produzida pela presença de um reservatório.

JONNALAGADDA & MHERE (2001), estudando a qualidade da água no rio Odzi, na cidade de Hidhlands, em Zimbabwe, observaram que os valores de condutividade também aumentaram da cabeceira à foz, porém as maiores condutividades foram encontrados no outono ($110\mu S.cm^{-1}$), quando a vazão do rio foi menor e, espacialmente, os maiores valores foram decorrentes da poluição de um afluente. No ribeirão Bonito pode-se observar uma "descontinuidade" nos valores de condutividade em função da entrada do córrego Curtume e um posterior aumento em função da entrada de esgoto a partir da estação 6.

CARUZO (2002) estudando a variabilidade espacial e temporal dos ecossistemas lóticos na região de Otago, Nova Zelândia, em períodos de vazões mínimas, mencionou que a condutividade aumentou em geral, com a diminuição da diluição por parte das chuvas e aumento da evaporação. Este padrão, geralmente, é observado em regiões onde os períodos secos e os maiores valores de temperatura coincidem.

O ribeirão Bonito, está localizado numa região, onde o período de seca (inverno) coincide com menores valores de temperatura. Assim, observa-se maiores valores de condutividade quando da ocorrência de chuvas (verão). Uma mudança no padrão espaço-temporal dos valores de condutividade no ribeirão Bonito, pode ser observada. Após a estação 6, no período chuvoso os valores aumentaram até à estação 7, e tiveram um decréscimo a partir da estação 8. No inverno, ocorreu um aumento até à

estação 8 e somente na estação 9, a condutividade começou a diminuir. Isto pode estar relacionado ao processo de autodepuração distinto nos períodos estudados, corroborando com o autor CARUZO (2002) que citou que em períodos de baixa vazão (seco) ocorre redução da capacidade de assimilação do rio.

De fato, os tributários causam mudanças espaciais e temporais no ecossistema lótico e isto pode ser percebido também pela entrada de sólidos transportados (RICE et al 2001). Os sólidos suspensos podem ter um efeito direto na vida aquática e indireto influenciando no aumento da turbidez e penetração da luz que por sua vez reduz a produção primária.

No ribeirão Bonito, notou-se que no período de maiores precipitações, onde ocorreu aumento da vazão, na estação amostral, após a entrada do córrego do Curtume, houve um aumento da quantidade de sólidos totais e inorgânicos. JONNALAGADDA & MHERE (2001) também encontraram aumento destas concentrações com a entrada de tributários em períodos de alta vazão. Isso ocorreu, provavelmente, porque o transporte de sedimento é maior em períodos de altas vazões, devido ao aporte da bacia hidrográfica, e além disso, conforme mencionado por PETTS & CALOW (1996) devido à relação entre a concentração de sólidos e a vazão, em conseqüência do aumento da velocidade e turbulência, aumentando assim a capacidade de erosão e transporte do sedimento.

O maior ou menor aporte de sólidos está relacionado com os diferentes usos do solo (PETTS & CALOW, 1996). Áreas agrícolas como ocorre no município de Ribeirão Bonito, geralmente proporcionam maior quantidade de sólidos em suspensão. Outras fontes de sólidos suspensos que podem ser expressivas são as descargas de esgotos. No ribeirão Bonito, isso pôde ser melhor observado devido ao aumento da quantidade de sólidos orgânicos a partir da estação 6, diminuindo em direção à estação 9, provavelmente devido à degradação biológica e ao aumento da porcentagem de matéria orgânica no sedimento após a estação 6, como pode ser observado na tabela 7.

A quantidade de sólidos suspensos transportados pelos rios são reflexos da geologia, de uso do solo, da precipitação e da evapotranspiração que podem ser distintos nos diferentes rios que compõem a bacia hidrográfica (MONTGOMERY, 1999). Desta forma, a variabilidade espacial das variáveis limnológicas e a qualidade da água na confluência com os tributários poderá ser modificada. Um exemplo desse tipo de mudança foi mencionado por PETTS & CALOW (1996), referindo-se à correlação positiva existente entre os sólidos suspensos e a turbidez. Contudo, a forma precisa de correlação modifica-se no espaço e tempo em detrimento da composição dos solos.

A mudança da variável limnológica na confluência do tributário como mencionado por MONTGOMERY (1999) pode ser observada no ribeirão Bonito com a entrada do córrego do Curtume, principalmente no verão, onde a turbidez média na estação anterior à entrada do córrego do Curtume foi de 16 UNT e na estação 5, após o tributário foi de 57 UNT, ocasionando assim uma descontinuidade. Entretanto, os maiores aumentos dos valores de turbidez e conseqüentemente maiores descontinuidades, ocorreram após a entrada dos efluentes domésticos.

O padrão espacial nos dois períodos estudados foram semelhantes, com aumento após a entrada de esgoto e uma recuperação gradativa até à estação 9. No período chuvoso, encontra-se maiores valores de turbidez do que no seco, corroborando com CARUZO (2002) que observou diminuição da turbidez quando as vazões foram menores. Ele acreditava ser devido ao menor escoamento superficial nos períodos de baixas vazões.

ESTEVES (1998) citou que a grande maioria dos corpos d'água continentais apresentam pH variando de 6 a 8, podendo ser encontrado ambientes mais ácidos ou mais alcalinos, apresentando cada um deles comunidades vegetais e animais característicos. PERONA et al. (1999) mencionaram que o pH é altamente influenciado pelo metabolismo da comunidade fluvial (produção/respiração) e pode também depender do tempo de amostragem, porque as espécies de carbono são removidas da água durante a fotossíntese, deste modo aumentando o pH.

O ribeirão Bonito apresentou pouca variação entre o dias de amostragem em relação ao pH, e sazonalmente, no verão as águas foram ligeiramente alcalinas e no inverno relativamente ácidas. No verão, o pH não apresentou mudanças espaciais e no inverno apenas entre as estações 8 e 9 houve uma diminuição. Isso provavelmente ocorreu em função da poluição pontual que ocorreu anteriormente a esta estação. No período seco, esses distúrbios são muito mais acentuados.

A resolução CONAMA 20/86 estabelece uma faixa de 6 a 9 de pH, para rios de classe 2, que tem entre outros usos preponderantes, a proteção das comunidades aquáticas. Nos períodos estudados, apenas a estação 9 no inverno, não se enquadrou na resolução.

A temperatura da água representa uma das mais importantes características físicas dos rios. Ela afeta outros processos físicos dentro dos sistemas, tal como a concentração de oxigênio dissolvido que influência as reações químicas e atividades biológicas. Atividades humanas, tal como lançamento de esgoto nos rios, podem também alterar o comportamento térmico do curso d'água.

A natureza do comportamento térmico varia significativamente, e a temperatura tende a exibir flutuações mais drásticas em períodos diários (WILLIAMS, 2000). Em relação à variabilidade espacial, a temperatura pode variar dependendo do tamanho do leito do rio (mudanças climáticas em determinadas regiões) ou ainda quanto à presença ou ausência da mata ciliar. No ribeirão Bonito encontra-se padrões temporais distintos, o que era de se esperar, já que as temperaturas do ar foram inferiores no período seco, coincidindo com o inverno. Espacialmente, não se observaram mudanças em detrimento da entrada de esgoto, além disso, os horários de coleta variaram nas diferentes estações amostrais.

Os nutrientes encontrados nos ecossistemas lóticos são derivados de fontes difusas e/ou pontuais. Alguns são incorporados aos processos biológicos dentro do sistema, tornando-se deste modo, importantes na cadeia trófica. Os nutrientes de fontes pontuais são mais facilmente controlados e detectados comparados às fontes difusas. HOUSE &

DENISON (1997) mencionaram que as concentrações de fósforo podem ser mais influenciadas por fontes pontuais e as formas nitrogenadas por fontes difusas.

Segundo ESTEVES (1998) os fosfatos presentes nos ecossistemas aquáticos têm origem em fontes naturais e artificiais. As concentrações de fosfato encontradas naturalmente são provenientes das rochas que formam as bacias de drenagem. O fosfato alcança os ecossistemas principalmente sob a forma de fosfato adsorvido à argila, que é especialmente mais importante nos ecossistemas aquáticos tropicais, devido à ocorrência freqüente de solos argilosos.

Outras fontes naturais são o material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos. As fontes artificiais mais importantes são a entrada de esgotos domésticos contendo, muitas vezes, detergentes, efluentes industriais e ainda os fertilizantes que são carreados através dos processos erosivos de solos e áreas agricultáveis.

Quanto ao padrão temporal das formas de fósforo, CARUZO (2002) mencionou que, há ocorrência típica de menores concentrações de fósforo total durante períodos de menores vazões, que ocorrem, provavelmente, como resultado da falta de chuvas e escoamento superficial, transportando fósforo através de "inputs" para o rio (fontes difusas), e da absorção desse elemento pelas algas e macrófitas aquáticas em fase de crescimento. Além disso, deve ser considerada a precipitação do fósforo no sedimento.

Este padrão não foi encontrado por JONNALAGADDA & MHERE (2001). Estes autores mencionaram que os altos níveis de fósforo poderiam ser atribuídos ao decréscimo do fluxo do rio em função da variação sazonal, e deste modo, as concentrações aumentam em direção à foz. Em relação a variabilidade espacial da concentração de fósforo, HOUSE & DENISON (1997) encontraram uma maior variação longitudinal nos períodos de baixa vazão e a diferença sazonal ocorreu principalmente devido à maior diluição ocasionada nos períodos de alta vazão.

No ribeirão Bonito que recebe descargas pontuais de efluentes domésticos, pode-se observar que as concentrações de fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e fosfato total, após a estação 6 foram maiores no período seco. Essa diferença sazonal corrobora a encontrada por HOUSE & DENISON (1997) quanto à maior diluição nos períodos chuvosos.

Encontra-se no ribeirão Bonito, após a entrada do efluente, um decaimento das concentrações das diferentes formas de fósforo, com um padrão similar nos dois períodos estudados, principalmente da quantidade de fosfato total. Essa variação espacial após a entrada do efluente, pode ser devido a sedimentação do fósforo através da adsorção de fosfatos com partículas de minério de argila, através de ligações químicas ou ainda, à formação de complexos com outros minerais. A eficácia desses processos dependem de uma série de fatores físicos, químicos e metabólicos (WETZEL, 1993). É interessante notar que na estação 9, onde encontra-se menores concentrações de fósforo, observou-se também menores velocidades de escoamento o que, provavelmente, proporcionou maior sedimentação.

No verão, ainda devido ao aumento da vazão, as concentrações de fosfato inorgânico, antes da entrada do efluente, foram em todos os dias de coleta muito próximas ou abaixo do limite de detecção do método utilizado. No inverno, encontrou-se um perfil longitudinal das concentrações de fosfato inorgânico aumentando da cabeceira até a estação 4, o que corrobora parcialmente os dados obtidos por JONNALAGADDA & MHERE (2001). Estes autores (op cit) observaram o aumento da quantidade de fósforo em direção à foz. Com a entrada do córrego do Curtume, houve uma diminuição da concentração, ou seja, uma "descontinuidade", em função da entrada do tributário do Curtume.

Nos corpos d'água classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 20/86, a concentração máxima permitida de fósforo total é de 0,025, $mg.L^{-1}$. Ao analisar a tabela 28, em anexo, observa-se que, no ribeirão Bonito, nos dois períodos estudados, a partir da estação 3, os valores de fósforo total obtidos estiveram acima do permitido pela resolução, agravando-se a partir

da entrada de esgoto doméstico. Mesmo observando uma diminuição da concentração deste elemento, a partir da estação amostral 8, em função do processo de autodepuração, os valores não atingiram os permitidos pela resolução.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Em um corpo d'água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição (poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto um poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato; e as concentrações de nitrito são normalmente mais reduzidas (VON SPERLING, 1995). No ribeirão Bonito, o estágio de poluição parece difícil de ser detectado, porque os lançamentos são contínuos.

O nitrogênio amoniacal representa o produto final da decomposição da matéria orgânica por bactérias heterotróficas. Além disso, os esgotos domésticos já apresentam grandes quantidades de amônia ou compostos que contêm nitrogênio, como uréia, aminoácidos, proteínas. Altas concentrações de amônia podem trazer grandes alterações ecológicas, uma vez que a oxidação demanda muito oxigênio, prejudicando algumas comunidades aquáticas.

Em geral, as concentrações de nitrogênio amoniacal no ribeirão Bonito foram maiores no período seco, provavelmente devido às menores precipitações e como conseqüência menores diluições pelo corpo d'água. Porém, no verão, a concentração de nitrogênio amoniacal na cabeceira foi maior do que nas estações 2, 3 e 4, aumentando na estação 5, após a entrada do tributário. No inverno, esse padrão não foi observado. As concentrações foram aumentando da cabeceira até a estação 4, diminuindo com a entrada do tributário. Essa diferença temporal, devido à entrada do córrego do Curtume, pode ser provavelmente devido ao maior "input" que ocorre no verão. Assim os maiores problemas quanto às altas concentrações de nitrogênio amoniacal no ribeirão Bonito vem de fontes pontuais, com maiores concentrações após as entradas de lançamentos domésticos, tanto

no período chuvoso, como no seco, e somente após percorrer aproximadamente 3 km (estação 9) as concentrações começam a diminuir, provavelmente, como conseqüência da oxidação da amônia e absorção pela comunidade aquática.

Pode ser observado no ribeirão Bonito que concentrações de nitrato foram aumentando com o aumento dos teores de oxigênio. Após a estação 6, já com entrada de esgoto, a quantidade de nitrato foi diminuindo. O NO_3^- pode ser utilizado como nutrientes pelos organismos fotossintéticos e microrganismos.

De acordo com HOUSE & DENISON (1997), as concentrações de nitrato são menos influenciadas por fontes pontuais e mais por difusas, principalmente, as associadas à agricultura. Esse autor, encontrou pouca variabilidade espacial e temporal das concentrações de nitrato, após a entrada do efluente da estação de tratamento da cidade de Brackley (UK) indicando, portanto, que não houve impacto deste soluto na água do rio. No ribeirão Bonito observou-se pouca variabilidade temporal da concentração de nitrato. Espacialmente, as concentrações entre as estações amostrais foram bem distintas, principalmente antes e após a entrada do efluente doméstico.

Os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86, relacionam para rios de classe 2, concentrações máximas de nitrogênio amoniacal de 0,5 $mg.L^{-1}$, de nitrogênio nitrato de 10,0 $mg.L^{-1}$ e de nitrogênio nitrito 1,0 $mg.L^{-1}$. No ribeirão Bonito, no período chuvoso, todas as estações após o 1°. lançamento de esgoto não se enquadraram nessa resolução. No período seco, nenhuma estação atingiu o permitido pela lei. As concentrações de nitrato, mesmo após a entrada dos efluentes domésticos, não ultrapassaram o permitido.

PERONA et al. (1999), após estudo da variação espaço-temporal das concentrações de nutrientes no rio Alberche, na Espanha, mencionaram que há uma forte variação dos parâmetros nutricionais nos ecossistemas aquáticos, e que, uma descontinuidade entre as estações amostrais são observadas, principalmente no verão e primavera, variando com a

intensidade da presença humana em função do turismo em determinadas estações do ano. Deste modo, os autores destacaram que os parâmetros não conservativos, tais como nutrientes, são dependentes das condições locais.

A sílica é, em geral, abundante na água doce e de maior importância para as diatomáceas (CHAPMAN, 1996). A disponibilidade de sílica pode exercer uma forte influência sobre o padrão geral da sucessão das algas, principalmente, em lagos e reservatórios. A fonte mais importante de sílica é a degradação dos minerais de aluminiosilicato. WETZEL (1993) comentou que o conteúdo de sílica das águas dos rios tende a ser uniforme não havendo, praticamente, variação na resposta às alterações de descargas, embora saiba-se que existem modificações diárias rápidas no conteúdo de sílica das águas dos rios e estas possam ser relacionadas com as taxas de divisão e crescimento de diatomáceas. No ribeirão Bonito, observou-se uma variação espaço-temporal com maiores concentrações de silicato no período chuvoso. Em geral, as concentrações aumentaram da cabeceira até a estação 4, decaindo com a presença do tributário e entrada de esgoto. De acordo com CARMOUZE (1994), a concentração de silicato é maior nas proximidades das nascentes.

Segundo McNEELY et al. (1979), águas com DBO_5 inferiores a 4 $mg.L^{-1}$ são razoavelmente limpas e maiores que 10 $mg.L^{-1}$ são consideradas poluídas, uma vez que elas contém grandes quantidades de material orgânico. A resolução CONAMA 20/86 estabelece um limite para a DBO_5 de até 5,0 $mg.L^{-1}$ para a proteção das comunidades aquáticas (rios de classe 2), tendo em vista que elevados valores de DBO_5 podem reduzir os níveis de O_2 das águas.

O ribeirão Bonito apresentou padrões distintos nos períodos hidrológicos estudados. No período seco, as estações 1 e 2 apresentaram DBO_5 dentro do permitido pelo CONAMA, e a estação 3 não se enquadrou no que preconiza a resolução. Acredita-se que isso se deve, provavelmente, à ausência da mata ciliar próxima a esta estação e a presença de pastagem, o que favorece a entrada de matéria orgânica. Contudo, esse padrão não foi

observado no período de chuvas e não ocorreu, portanto, uma clara definição.

Na estação amostral 5, onde ocorre a entrada do córrego do Curtume, houve um decréscimo na DBO_5, demonstrando então a pouca influência desse tributário quanto à presença de material orgânico. Com a entrada do efluente doméstico, como era de se esperar, houve um aumento na DBO_5. Esse padrão ocorreu nos dois períodos estudados, e devido a maior diluição proporcionada pelo aumento da vazão, no período chuvoso, as concentrações de DBO_5 foram menores.

A partir da estação 6, no período chuvoso, a DBO_5 diminuiu até a ultima estação. No inverno, da estação 6 para a 7 observou-se um decréscimo, com posterior aumento na 8, após o último lançamento, decaindo novamente na estação 9. JONNALAGADDA & MHERE (2001), encontraram menores DBO_5 no período seco e maiores no chuvoso. Este padrão temporal não ocorreu em todas as estações amostrais estudadas no ribeirão Bonito. Na estação 3 e naquelas localizadas após a entrada de esgoto, observou-se maiores DBO_5 no período seco, conforme mencionado acima. Acredita-se que isso ocorreu devido a maior diluição no período chuvoso favorecendo, assim, o processo de autodepuração.

A DQO em águas superficiais não poluídas podem atingir até 20 mg $O_2.L^{-1}$ e valores superiores a 200 mg $O_2.L^{-1}$, em águas que recebem efluentes domésticos (CHAPMAN,1996). Altos valores de DQO também podem reduzir os níveis de oxigênio das águas afetando, desta forma, os organismos aquáticos. Porém, limites para esta variável não são propostos pela resolução CONAMA 20/86.

No ribeirão Bonito, os padrões de DQO foram distintos nos dois períodos estudados, e também após a entrada de esgoto. As maiores demandas foram encontradas no período seco, e apenas a estação 8 não apresentou essa característica. Provavelmente, assim como a DBO_5 encontrada, a diluição proporcionada pelo aumento da vazão favoreceu a diluição dos resíduos, e diminuiu a DQO.

Os microrganismos desempenham diversas funções de fundamental importância no ecossistema aquático, principalmente os relacionados com a transformação da matéria dentro dos ciclos biogeoquímicos. Um outro aspecto de grande relevância são as doenças de veiculação hídrica.

De acordo com a resolução CONAMA 20/86, nos corpos d'água classe 2, os coliformes totais não devem ultrapassar 5.000 organismos/100 ml. Nos dois períodos estudados no ribeirão Bonito, todas as estações amostrais estiveram acima do permitido pela resolução, embora, estes resultados tivessem sido maiores no período de precipitações, provavelmente, devido ao maior escoamento superficial conforme mencionado por CARUZO (2002). Vale ressaltar, que apesar das maiores vazões favorecerem a entrada dos coliformes para o ecossistema aquático, à entrada do córrego do Curtume diminuiu a quantidade de coliformes totais e fecais devido a maior diluição.

O limite fixado pela resolução CONAMA 20/86 para os coliformes fecais é de 1000 organismos/100 ml. No ribeirão Bonito, apenas as estações 1 e 2, em ambos os períodos estudados, enquadram-se no permitido. Depois dessas estações, os resultados mostraram comportamento similar encontrado para coliformes totais.

O potencial de produção de oxigênio pelas comunidades fitoplanctônicas foi correlacionado com as concentrações de clorofila a por Friedrich & Viehweg apud CHAPMAN (1995), no rio Reno em 1982. Os autores observaram diminuição da concentração de clorofila a e, conseqüentemente, diminuição da produção de oxigênio, como resultado da entrada do efluente de uma industria metalúrgica. Essas conclusões, em alguns casos, podem ser errôneas, como apresentaram WILLIAMS et al. (2000), em três diferentes rios da Inglaterra. Os autores observaram que as concentrações de clorofila a foram similares para os rios Tamisa e Kennet, porém, maior produtividade foi encontrada no rio Kennet. Eles concluíram que isto ocorreu devido a presença de macrófitas aquáticas nesse sistema. Parece que, o rio Tamisa, por ser profundo e com turbidez elevada, não

proporciona condições favoráveis ao desenvolvimento de microrganismos autotróficos.

No ribeirão Bonito, em geral, as concentrações de clorofila a foram baixas. Elas apresentaram-se um pouco mais elevadas no período chuvoso (verão), principalmente na estação 4, onde há ausência da mata ciliar; pequenas profundidades e baixa turbidez que permitem a penetração da luz. Após a estação 4, as concentrações começaram a decair, ocorrendo um aumento na 9 onde observou-se, conjuntamente, um aumento na concentração de oxigênio. No inverno, a maior concentração de clorofila a foi observada na estação 5 com a entrada do tributário e, em seguida, a mesma decaiu com a entrada do esgoto, aumentando na 8 e decrescendo, novamente, na estação 9.

Análises físico-químicas dos sedimentos podem ser importantes no controle de poluição, devido à existência de retenção de metais, pesticidas, e de processos metabólicos que ocorrem nesta região. ZAGORC-KONCAN & COTMAN (1999) em um estudo sobre o impacto dos efluentes industriais e domésticos no rio Krka (Slovenia), concluíram que as investigações realizadas no sedimento parecem ser complementares à análise da qualidade da água, sendo elementos-chave para a correta avaliação de impacto ambiental.

Com relação às variáveis analisadas porcentagem de matéria orgânica encontrada aumentou, consideravelmente, a partir da estação 6, logo após o 1°. lançamento de esgoto, o no sedimento do ribeirão Bonito, pode-se notar que a que era de se esperar. Com a entrada do córrego do Curtume, a porcentagem de matéria orgânica no inverno foi menor, mantendo-se no verão. Em geral, a porcentagem de matéria orgânica é maior no período seco. Zonge et al. apud CARUZO (2002) encontrou, durante eventos de pequenas vazões e menores velocidades, que a sedimentação pode aumentar favorecendo, neste caso, a deposição da matéria orgânica e a formação de bancos de areia.

A quantidade de fósforo total encontrada no sedimento, após a entrada do efluente doméstico no período chuvoso, foi relativamente maior

se comparada as concentrações de nitrogênio total. Isso pode ser um indicativo da maior contribuição pontual, conforme mencionado por HOUSE & DENISON (1997). As altas concentrações de nitrogênio total e fósforo total na estação amostral 3 podem ser devidas à falta da vegetação ripária e a entrada de águas pluviais.

PERONA et al. (1999), utilizando em seus estudos a "Análise dos Componentes Principais", observaram que as estações no inverno tiveram uma forte correlação com a vazão, ocorrendo uma gradual transição da composição química das áreas acima das estações menos influenciadas pelas atividades antrópicas e áreas rio abaixo com fortes influências. Ainda em relação a essas áreas, os autores observaram que na primavera e no outono ocorreu uma clara descontinuidade espacial dos nutrientes, justamente em função das atividades antrópicas.

A análise de "Cluster" e a dos "Componentes Principais" (PCA), aplicadas no ribeirão Bonito, indicaram a aproximação de algumas estações amostrais. As análises registraram a formação de grupos relativos aos impactos antrópicos (lançamentos de esgoto) e a presença de tributário.

No período chuvoso, o primeiro grupo foi formado pelas estações 3 e 4, que possuem características similares, quanto à ausência da mata ciliar e presença de pastagens. O segundo grupo, formado apenas pela estação 5, provavelmente, devido à entrada do córrego do Curtume, aumentou a vazão e promoveu o aumento na quantidade de sólidos e maior diluição. O terceiro grupo indicou similaridade entre as estações 1 e 2, localizadas próximas à cabeceira, onde predominam áreas mais conservadas e com menores perturbações. Este grupamento também foi observado no período seco.

O último grupo, ainda no período chuvoso, foi formado pelas estações influenciadas pelos lançamentos pontuais de esgoto doméstico, e houve aumento das concentração de sólidos, turbidez, fosfatos e amônia.

Há uma certa similaridade de padrão de distribuição das estações amostrais nos períodos estudados, como já citado anteriormente, porém, acredita-se que, em função da diminuição da vazão e suas influências nas variáveis limnológicas, a estação 5 ficou agrupada com as estações 3 e 4; o

terceiro grupo foi formado pelas estações 6, 7 e 8, influenciadas pela entrada de esgoto, e o último grupo formado apenas pela estação 9, que apesar de também ser influenciada pelo impacto do lançamento de esgoto, apresentou maior estabilização da matéria orgânica em relação as outras estações. SOUZA & TUNDISI (2000) também encontraram um padrão de agrupamento similar em relação às estações amostrais localizadas próximas à cabeceira e aquelas influenciadas pelas atividades antrópicas, quando compararam as bacias hidrográficas dos rios Jacaré -Guaçu e Jaú.

Essa diferenciação espacial da distribuição das estações amostrais nos períodos estudados, provavelmente, ocorreu devido ao processo de autodepuração. No período chuvoso, ocorreu uma maior diluição dos esgotos que entram no sistema. Além disso, o aumento da velocidade de escoamento, proporcionando maiores turbulência e reoxigenação da água, favoreceu os processos oxidativos de degradação da matéria.

Na análise dos fatores da PCA, no verão, os sólidos em suspensão, a turbidez, os fosfatos e a amônia foram as variáveis que mais se correlacionaram com respeito ao fator 1. O contrário foi observado para o silicato, NO_3, e o oxigênio dissolvido que se relacionaram negativamente com esse eixo. Pode-se dizer que o fator 1 é aquele que indica a poluição influenciada, também, pela vazão e poder de diluição.

No inverno, o fosfato, a turbidez, os sólidos totais, e o íon amônio foram as variáveis que mais se correlacionaram, nesta ordem, com o eixo 1. O oxigênio, NO_3, silicato e pH correlacionaram-se com o fator 2. O último fator apresentou correlação apenas com os sólidos suspensos inorgânicos. Percebe-se então, novamente, que a entrada de esgoto pode ser o fator 1.

JOHNSON et al. (1995) em um estudo sobre o passado, presente e futuro das teorias sobre a estrutura longitudinal dos sistemas lóticos mencionaram uma variedade de atividades humanas que pode diretamente afetar os rios, dentre elas lançamentos de esgotos. Essas atividades podem, substancialmente, alterar os fatores físicos nos sistemas e mudar seu equilíbrio. Os mesmos autores relataram que as hipóteses correntes para os ecossistemas lóticos são essencialmente descritivas e não provêem de

mecanismos que podem ser utilizados para o manejo direto. O manejo, a reabilitação ou mitigação dos sistemas deveriam ser baseados no entendimento de como interage o sistema biológico e físico e de como as atividades humanas influenciam nessas interações.

Medir a Descontinuidade serial e a intensidade do distúrbio causado pela entrada de efluentes domésticos no ribeirão Bonito, conforme proposto por SABATER et al. (1989) não foi possível. Isto deve-se, provavelmente, porque SABATER et al. (op. cit) utilizaram variáveis como a vazão e parâmetros conservativos. Neste trabalho os autores, após a padronização das variáveis limnológicas, plotaram um gráfico contra a distância geográfica, buscando então uma linha de tendência para estes parâmetros. No caso do oxigênio dissolvido no ribeirão Bonito, além de não ser um parâmetro conservativo, (conforme mencionado por PERONA (1999) os parâmetros conservativos não seguem uma tendência linear), somente nas estações de 1 a 4, não houve presença do lançamento de esgoto, o que prejudicou a predição.

Neste sentido, este estudo buscou relacionar as teorias e a influências da entrada de esgoto doméstico nos sistemas lóticos, aplicando como ferramenta o modelo de qualidade de água QUAL2E. Para discussões a respeito do funcionamento do sistema lótico e a influência das atividades humanas no que se refere, principalmente, ao lançamento de esgoto e ao estudo das teorias e processos que ocorrem nos sistemas lóticos, o oxigênio dissolvido foi estudado.

Segundo McNEELY (1979), o oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos e suas concentrações variam de acordo com a temperatura, salinidade, turbulência e pressão atmosférica. As variações nas concentrações de OD nos sistemas fluviais estão sujeitas também a variações diurnas e sazonais que, por sua vez, são devidas, em parte, a variações de temperatura, atividade fotossintética e presença de tributários. WILLIAMS et al. (2000), estudando a variação do oxigênio dissolvido no rio Thames, Pang, e Kennet (Inglaterra) em pequena escala temporal e espacial

encontraram uma clara variação diurna da concentração de OD, assim como uma mudança sazonal na resposta diurna. Esta variação foi diferente nos 3 rios estudados. Em geral, as curvas mostraram um padrão clássico diurno, mas houve ocasiões onde ocorreram picos. Picos de oxigênio em diferentes locais no rio podem dar respostas errôneas nos modelos de qualidade dependendo, principalmente, da hora e local de coleta.

Apesar de um grande número de fatores influenciar na solubilidade do oxigênio dissolvido nos rios, a calibração do modelo QUAL2E foi realizada através das constantes: K_1 e K_2. Embora, o fator determinante na calibração do ribeirão Bonito foi o coeficiente K_1, para o conhecimento exato dessa constante, seria necessária a determinação da demanda última de oxigênio. Isso não foi realizado por não ser o objetivo deste trabalho. Assim, pode-se dizer que a calibração envolveu uma estimativa de todos os fatores envolvidos no consumo e produção de O_2. A boa calibração, principalmente no inverno, deu-se devido ao grande número de medições realizadas no ribeirão Bonito, além da sua divisão em pequenos trechos.

A dificuldade encontrada para calibração no período chuvoso ocorreu, provavelmente, devido a limitação do modelo QUAL2E, quanto ao incremento de vazão. O modelo permite a entrada desse incremento no trecho a ser simulado, mas não permite a entrada do mesmo nos diferente elementos computacionais. Isto é percebido na estação amostral número quatro, onde a concentração de OD, no período chuvoso simulado, foi menor do que o observado. Acredita-se que isto ocorreu em detrimento das já citadas limitações do QUAL2E e também, porque neste ponto, encontrou-se a maior concentração de clorofila a e, provavelmente, maior produção de O_2 dissolvido que também não foi contemplado na calibração. Quanto a produção de O_2, MONTGOMERY (1999) mencionou que as diferentes declividades dos canais podem interferir nas zonas de maior ou menor produção de O_2, o que deve ser levado em conta pelos modelos de qualidade de água.

WILLIAMS et al. (2000) comentou que fatores como aumento da reaeração em seções turbulentas, a redução da mesma, com aumento e

crescimento das algas nas águas, e o sombreamento do leito pela vegetação e a produção primária local, foram altamente variáveis no tempo e no espaço nos trechos dos rios estudados. Os autores mencionaram que estudar a variabilidade temporal e espacial desses fatores no rio pode prover uma avaliação inicial da concentração média produzida pelo trecho, uma vez que são comumente utilizados por modelos matemáticos. Os autores (op. cit) estudando o K_2 usando relações empíricas baseados na profundidade, velocidade e medidas de OD observaram que os valores de K_2 variaram nos trechos estudados e os valores máximos foram entre 4 a 6 vezes maiores que os valores mínimos.

RICE et al. (2001) ressaltaram que uma simplificação sobre a estrutura da bacia hidrográfica, como a presença dos tributários, ou poucas informações sobre a vazão dos tributários e a qualidade de suas águas, podem limitar o sucesso dos modelos de qualidade de água. Pontos de misturas rio abaixo, áreas com processos, incluindo diluição, aeração, reações, deposição e degradação, podem modificar os constituintes físicos e químicos assim como as mudanças longitudinais, sendo isso, dificuldade para modelos e predições.

Ainda no período chuvoso, quanto à calibração, pode-se observar que na estação amostral 9, as concentrações simuladas foram maiores que as observadas. Acredita-se que isto ocorreu devido à demanda bentônica. VON SPERLING (1995) ressaltou que grande parte da estabilização da matéria orgânica no sedimento se dá em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo. No entanto, a camada superior do lodo, da ordem de poucos milímetros de espessura, tem ainda acesso ao oxigênio da massa líquida sobrenadante. A estabilização ocorre aerobiamente nesta fina camada, resultando no consumo de oxigênio. Um outro fator que pode causar consumo de oxigênio é a reintrodução na massa líquida da matéria orgânica, anteriormente sedimentada, causada pelo revolvimento da camada de lodo. Este revolvimento ocorre em ocasiões de aumento da vazão e da velocidade de escoamento. Além disso, conforme citado por MONTGOMERY (1999), a

declividade do canal pode definir zonas de maior sedimentação, o que favorece a demanda bentônica.

GASTALDINI (1982) encontrou dificuldade na calibração do modelo, acreditando ser devido ao coeficiente de demanda bentônica e Bowie et al. (1985) apud LIMA (1997) sugeriram a utilização de K_4, específica para cada local.

Os processos de reaeração (K_2) e o decaimento das concentrações de oxigênio, devido à oxidação da matéria orgânica (K_1) e o consumo bentônico (K_4), influenciam a solubilidade do oxigênio no corpo d'água, podendo variar no espaço. Devido ao fato da diferença temporal, quanto à calibração do modelo, acredita-se que estes coeficientes, no ribeirão Bonito, também variaram no tempo, muito provavelmente, em função das maiores precipitações ocorridas no período chuvoso.

Percebe-se na figura 14 que o déficit na concentração de oxigênio, no período chuvoso, foi na estação 9. No inverno, o déficit de oxigênio ocorreu na estação amostral 8, com aumento da concentração na 9. Assim, no período seco, a estação 9 apresentou uma melhora em relação à concentração de oxigênio dissolvido. Entretanto, esta melhora não significou melhora na qualidade da água, nem nos padrões esperados pela resolução CONAMA, apenas houve um aumento das concentrações de oxigênio dissolvido, chegando próximo ao encontrado no período chuvoso, onde se observou o déficit do período.

As diferenças encontradas quanto ao déficit das concentrações de OD, nos dois períodos estudados no ribeirão Bonito, parecem estar relacionadas aos diferentes tempos de percurso, o que por sua vez, está relacionado também às características hidráulicas do sistema. No verão, período de maiores vazões, as maiores velocidades de escoamento favoreceram os menores tempos de percurso da matéria orgânica que entrou no sistema, o carregamento dessa matéria e maiores estabilizações rio abaixo. No período seco, com menores velocidades e maiores tempos de percurso, a realização da estabilização da matéria orgânica e concomitante

EESC-USP Biblioteca Campus de S. Carlos

consumo de oxigênio ocorreram num percurso anterior ao do período chuvoso.

Após as simulações da concentração de OD sem a entrada de esgoto, pode-se observar, principalmente no período chuvoso, que as concentrações de OD na cabeceira foram menores, aumentando em direção às estações 2,3,4, e com a entrada do tributário, esta concentração ainda aumentou. Isso torna-se interessante quanto às teorias do RCC. Esta teoria menciona que rios de cabeceira tem P/R < 1, médio curso (ordem 3 e 4), onde já ocorre a tributário, a P>R (o que aconteceu no ribeirão Bonito) e rios de maiores ordens P/R<1. O perfil apresentado pela figura 49, sem a entrada do esgoto, apresenta estas características. Isto provavelmente indica que a teoria do RCC teria uma aplicabilidade neste rio, caso ele não sofresse entrada de esgoto.

A figura 51 permite a visualização da degradação da qualidade da água em termos de O_2 no ribeirão Bonito. Observa-se, então, que a degradação foi muito maior no período seco (inverno), provavelmente, devido ao poder de diluição em períodos de alta vazão, o que corroborou com MIMIKOU (2000) estudando a qualidade da água do rio Pinios (Grécia), após a entrada de esgoto. O autor observou que mudanças climáticas causam fortes impactos nas variáveis de qualidade, e que os diferentes cenários elaborados por ele mostraram que o rio aumentou a perda da capacidade para diluir os poluentes pontuais e difusos, em períodos secos. Mesmo com o aumento da temperatura devido à mudança climática, teoricamente, esse aumento parece favorecer à autodepuração do rio, devido ao aumento da degradação biológica, embora altas temperaturas da água também resultam em menores saturações de O_2.

No ribeirão Bonito, apesar de, no período chuvoso ocorrerem maiores escoamentos superficiais, o que facilita a entrada de poluição difusa, no período seco, a vazão é menor e a qualidade da água é inferior. Assim sendo, o planejamento pode ser efetuado no período seco, quando os problemas são mais graves.

Finalmente, as diferentes simulações apresentadas nas figuras 48 e 50, nos períodos de estudo (verão e inverno, respectivamente) sugerem que o padrão de qualidade de água conforme proposto pela Resolução CONAMA 20/86, quanto à concentração de OD do ribeirão Bonito é atendido com eficiência de remoção de DBO de 70%.

8- CONCLUSÕES

- O ribeirão Bonito (SP) é a principal fonte de água para a cidade homônima e também o principal corpo receptor de efluentes. As perturbações antropogênicas resultantes do lançamento do esgoto doméstico no ribeirão, ficaram evidentes nesta pesquisa.
- A simulação realizada com QUAL2E, sem as entradas de esgoto, sugere que o ribeirão Bonito segue uma tendência que está proposta pela teoria do Contínuo Fluvial, porém, as concentrações de oxigênio dissolvido sofrem uma descontinuidade devido à entrada de efluente doméstico, diferente nos períodos hidrológicos estudados. O processo de autodepuração auxilia na recuperação do sistema em relação a este parâmetro, embora os lançamentos superem a capacidade suporte.
- O modelo QUAL2E pode ser utilizado como ferramenta para predição do funcionamento do sistema, isso auxiliaria na determinação de cenários sem as entradas de esgoto verificando-se, assim, qual seria à tendência das variáveis limnológicas, e auxiliando-se na predição do metabolismo do sistema no contínuo fluvial.
- No ribeirão Bonito, o funcionamento do sistema é dominado pela perturbação provocada pela entrada de esgoto. Todas as variáveis limnológicas respondem em função disso. O processo de autodepuração auxilia na recuperação do sistema, entretanto, em virtude do lançamento ser maior do que a capacidade suporte do sistema, a situação tende a piorar.
- No ribeirão Bonito, as fontes pontuais de esgoto doméstico e a entrada do córrego do Curtume foram os principais fatores na determinação da variabilidade espacial e temporal das variáveis limnológicas analisadas.
- Para que os níveis de oxigênio dissolvido atendam à resolução CONAMA 20/86, deve-se instalar na região uma estação de tratamento de esgoto com eficiência de remoção de DBO de pelo menor 70%.
- O córrego do Curtume é importante tributário do ribeirão Bonito. Ele contribui para a autodepuração, principalmente proporcionando diluição.

- Diferentes simulações em relação às formas de nitrogênio devem ser elaboradas para um controle mais eficaz da qualidade da água, para os seus diversos usos. Isso porque, as concentrações encontradas, principalmente na forma de amônia, foram superiores ao proposto pela resolução 20/86 do CONAMA, podendo ainda ser prejudiciais ao ecossistema aquático.

9- RECOMENDAÇÕES

- Estudos multidisciplinares envolvendo hidrologistas, biólogos, geomorfologistas, entre outras áreas do conhecimento, são necessários, na tentativa de integrar as teorias e os processos ecológicos que governam os ecossistemas aquáticos, bem como para ajudar na melhora da formulação dos modelos matemáticos que serão utilizados nos planejamentos.

- Estudos são desejáveis a respeito da utilização do QUAL2E como ferramenta para objetivar os padrões de qualidade das águas compatíveis com os usos a que forem destinadas, servirá para elucidar o uso e cobrança dos recursos hídricos, uma vez que, ele assegura o controle qualitativo dos usos da água, calculando a intensidade da descontinuidade que determinados parâmetros ocasionam em detrimento dos lançamentos de efluentes domésticos ou industriais.

10 - ANEXOS

Tabela 10: Média, desvio-padrão e variação temporal da temperatura do ar (°C) nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	27,0	27,0	30,0	34,0	31,0	31,0	*	*	23,0	02.07.01	19,0	19,0	22,0	26,0	26,0	20,0	24,0	24,0	26,0
09.01.01	22,0	21,0	22,0	24,0	24,0	25,0	27,5	27,5	27,5	03.07.01	16,0	14,0	17,0	23,0	22,0	16,0	18,0	18,0	23,0
10.01.01	22,5	23,5	23,5	24,5	23,5	24,0	25,5	23,0	26,0	04.07.01	16,1	14,0	18,0	24,0	21,0	18,0	18,0	24,0	24,0
11.01.01	22,0	22,0	23,0	24,5	26,0	25,5	26,0	24,0	27,0	05.07.01	16,0	15,0	14,0	25,0	25,0	18,0	22,0	17,0	24,0
12.01.01	21,0	23,0	22,0	24,0	24,3	24,0	25,0	24,0	25,0	06.07.01	15,0	16,0	18,0	23,0	22,0	17,0	18,0	17,0	20,0
média	22,9	23,3	24,1	26,2	25,8	25,9	26,0	24,6	25,7	média	16,42	15,6	17,8	24,2	23,2	17,8	20,0	20,0	23,4
desvio	2,356	2,280	3,362	4,367	3,072	2,924	1,080	1,974	1,789	desvio	1,511	2,074	2,864	1,304	2,168	1,483	2,828	3,674	2,191

* amostragem não realizada

Tabela 11: Média, desvio-padrão e variação temporal da velocidade de escoamento ($m.s^{-1}$) nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,257	0,241	0,276	0,325	0,351	0,296	*	*	0,280	02.07.01	0,224	0,204	0,385	0,130	0,188	0,455	0,288	0,452	0,585
09.01.01	0,359	0,217	0,284	0,384	0,413	0,532	0,600	0,615	0,374	03.07.01	0,156	0,154	0,169	0,134	0,212	0,270	0,283	0,340	0,236
10.01.01	0,421	0,196	0,259	0,385	0,538	0,400	0,555	0,581	0,346	04.07.01	0,147	0,120	0,171	0,244	0,221	0,283	0,246	0,313	0,226
11.01.01	0,283	0,247	0,216	0,246	0,374	0,389	0,547	0,524	0,407	05.07.01	0,117	0,142	0,155	0,217	0,224	0,354	0,231	0,243	0,518
12.01.01	0,245	0,215	0,281	0,306	0,298	0,372	0,502	0,589	0,440	06.07.01	0,183	0,115	0,171	0,136	0,225	0,263	0,326	0,270	0,275
média	0,313	0,223	0,263	0,329	0,395	0,398	0,551	0,577	0,369	média	0,166	0,147	0,210	0,172	0,214	0,325	0,275	0,324	0,368
desvio	0,075	0,021	0,028	0,059	0,090	0,085	0,040	0,038	0,061	desvio	0,040	0,036	0,098	0,054	0,015	0,081	0,038	0,081	0,170

* amostragem não realizada

Tabela 12: Média, desvio-padrão e variação temporal da vazão ($m^3.s^{-1}$) nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,016	0,028	0,046	0,048	0,234	0,298	*	*	0,369	02.07.01	0,008	0,027	0,042	0,017	0,142	0,227	0,191	0,283	0,729
09.01.01	0,021	0,033	0,042	0,046	0,342	0,394	0,427	0,430	0,836	03.07.01	0,005	0,018	0,018	0,023	0,139	0,155	0,194	0,207	0,271
10.01.01	0,024	0,033	0,042	0,047	0,343	0,408	0,446	0,450	0,486	04.07.01	0,005	0,021	0,025	0,035	0,147	0,137	0,176	0,192	0,287
11.01.01	0,014	0,035	0,036	0,042	0,236	0,281	0,389	0,409	0,621	05.07.01	0,004	0,016	0,022	0,039	0,157	0,159	0,169	0,187	0,602
12.01.01	0,014	0,030	0,048	0,042	0,282	0,368	0,371	0,427	0,825	06.07.01	0,006	0,017	0,018	0,023	0,132	0,148	0,196	0,180	0,327
média	0,018	0,032	0,043	0,045	0,287	0,350	0,408	0,429	0,627	média	0,006	0,020	0,025	0,027	0,143	0,165	0,185	0,209	0,443
desvio	0,004	0,003	0,004	0,006	0,048	0,051	0,029	0,014	0,184	desvio	0,001	0,004	0,010	0,009	0,009	0,035	0,012	0,043	0,209

* amostragem não realizada

Tabela 13: Média, desvio padrão e variação temporal da condutividade elétrica ($\mu S.cm^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	62	68	78	78	39	61	*	*	61	02.07.01	30	37	44	44	21	44	49,6	58	38,6
09.01.01	64	68	76	83	41	67	71	69	59	03.07.01	30	38	45	45	22	52	58	58	34,6
10.01.01	60	67	77	77	44	61	68	71	57	04.07.01	25,4	31,4	37	45	21	42	48	55	33
11.01.01	58	67	74	79	42	62	72	67	56	05.07.01	28	35	39	41	20	46	53	55	34
12.01.01	60	66	78	78	48	63	71	70	57	06.07.01	28	35	39,4	41	20	46	52,6	52	34,4
média	60,8	67,2	76,6	79,0	42,8	62,8	70,5	69,2	58,0	média	28,3	35,3	40,9	43,2	20,8	46,0	52,3	55,6	34,9
desvio	2,28	0,84	1,67	2,34	3,42	2,49	1,73	1,79	2,00	desvio	1,92	2,55	3,45	2,05	0,84	3,74	3,83	2,51	2,18

* amostragem não realizada

Tabela 14: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	6,42	7,96	7,40	7,45	7,60	5,66	*	*	1,83	02.07.01	5,99	7,12	6,57	6,11	6,44	5,30	2,45	1,18	2,34
09.01.01	5,91	7,77	7,40	7,35	7,60	7,16	5,57	4,45	3,09	03.07.01	5,72	7,52	6,92	6,64	6,84	5,98	3,14	1,64	2,24
10.01.01	6,25	7,77	7,71	7,49	7,92	6,60	4,59	3,97	2,75	04.07.01	6,45	8,49	7,99	7,33	7,69	6,63	3,63	1,85	2,55
11.01.01	6,28	7,87	7,70	7,64	7,70	6,62	4,56	4,40	3,50	05.07.01	6,94	8,74	8,41	7,50	7,76	6,73	3,51	2,26	3,12
12.01.01	6,24	7,70	7,66	7,56	7,45	6,70	4,18	3,98	2,80	06.07.01	6,84	8,12	7,72	6,73	7,17	6,15	2,81	1,24	2,70
média	6,22	7,81	7,57	7,50	7,65	6,55	4,73	4,20	2,79	Média	6,39	8,00	7,52	6,86	7,18	6,16	3,11	1,63	2,59
desvio	0,19	0,10	0,16	0,11	0,17	0,55	0,59	0,26	0,62	Desvio	0,53	0,67	0,76	0,55	0,56	0,57	0,49	0,44	0,34

* amostragem não realizada

Tabela 15: Variação temporal, média e desvio padrão da turbidez (UNT) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	17	6	19	21	32	209	*	*	178	02.07.01	*	3	35,7	6,0	18,0	96,3	77,3	65,3	94,7
09.01.01	22	9	12	14	83	97	144	144	103	03.07.01	5,7	3,3	11,0	11,3	25,3	62,7	67,0	41,0	24,7
10.01.01	13	5	12	16	24	56	51	68	40	04.07.01	8,0	3,3	8,3	8,0	16,3	88,7	54,0	35,7	21,3
11.01.01	15	4	8	19	73	64	64	47	43	05.07.01	1,3	2,0	7,0	20,3	21,3	73,0	72,0	35,7	21,3
12.01.01	13	3	12	12	70	55	87	53	34	06.07.01	2,0	5,0	6,3	17,0	18,0	72,3	64,3	43,7	22,3
média	16	5	13	16	57	96	87	78	80	média	4,3	3,3	13,7	12,5	19,8	78,6	66,9	44,3	36,9
desvio	3,75	2,15	3,90	3,67	26,57	65,29	41,12	44,76	61,44	desvio	3,38	1,08	12,4	6,03	3,58	13,6	8,77	12,2	32,3

* amostragem não realizada

Tabela 16: Média, desvio padrão e variação temporal da temperatura da água (°C) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação / Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	24,57	24,37	25,2	26,2	26,8	28	*	*	27,5	02.07.01	19,17	18	18,63	20,8	20,5	19,8	20,3	18,73	17,9
09.01.01	22,9	22,4	22,6	22,7	23,2	23,7	24,2	24,9	25	03.07.01	18,67	16,5	16,8	19,2	18,8	17,2	17,8	17,1	17,1
10.01.01	23,3	22,8	23,2	23,3	23,6	24,0	24,1	23,7	24	04.07.01	18,6	16,5	16,9	19,16	18,6	17,4	18	17,2	17,2
11.01.01	23,1	22,47	22,6	22,9	23,3	23,8	23,8	23,2	24	05.07.01	18,2	15,9	16,2	18,9	18,7	17	17,7	16,6	17
12.01.01	22,53	21,9	22,1	22,7	23,1	23,0	23,6	22,8	23,5	06.07.01	18,2	15,9	16,2	18,9	18,7	17	17,7	16,6	17
média	23,3	22,8	23,1	23,6	24,0	24,5	23,9	23,6	24,8	Média	18,5	16,6	16,9	19,4	19,1	17,7	18,3	17,2	17,2
desvio	0,773	0,94	1,216	1,496	1,576	1,992	0,275	0,911	1,605	Desvio	0,400	0,859	0,998	0,799	0,808	1,226	1,140	0,876	0,393

* amostragem não realizada

Tabela 17: Variação temporal, mediana e desvio padrão do pH por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	6,67	7,44	6,75	7,66	7,76	7,56	*	*	6,95	02.07.01	5,85	6,48	6,61	6,93	6,90	6,76	6,58	6,42	6,54
09.01.01	7,34	8,00	8,16	8,2	8,29	8,00	7,94	8,18	7,65	03.07.01	*	*	*	*	*	*	*	*	*
10.01.01	7,61	7,98	7,98	8,06	7,96	7,72	7,53	7,81	7,13	04.07.01	6,42	6,29	6,46	6,28	6,32	6,33	6,05	6,17	5,95
11.01.01	7,75	8,09	8,09	7,6	7,93	7,62	7,5	7,83	7,35	05.07.01	6,21	6,53	6,49	6,78	6,31	6,31	6,08	5,89	5,79
12.01.01	7,78	8,27	8,24	8,06	8,15	8,00	7,93	7,74	7,56	06.07.01	6,09	6,61	6,58	6,62	6,32	6,37	6,08	6,08	5,82
mediana	7,43	7,95	7,84	7,91	8,01	7,78	7,72	7,89	7,32	mediana	6,15	6,50	6,54	6,70	6,32	6,35	6,08	6,12	5,89
desvio	0,411	0,278	0,554	0,240	0,184	0,187	0,210	0,171	0,261	desvio	0,24	0,13	0,07	0,28	0,29	0,21	0,26	0,22	0,35

* amostragem não realizada

Tabela 18: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos totais ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	3,90	1,50	4,20	4,50	13,90	16,30	*	*	24,60	02.07.01	2,32	0,99	8,74	5,84	4,82	20,6	16,5	16,1	5,43
09.01.01	7,10	3,70	5,80	5,90	24,40	28,89	59,00	47,50	32,17	03.07.01	2,66	0,99	2,74	2,92	4,08	21,0	19,6	10,5	7,07
10.01.01	4,40	1,45	46,67	9,10	11,90	25,67	24,33	29,50	25,83	04.07.01	2,67	0,88	4,17	4,05	4,15	17,1	16,7	12,6	8,93
11.01.01	4,20	1,40	2,20	5,30	28,30	18,80	35,13	26,50	26,67	05.07.01	3,55	0,68	2,30	4,69	3,16	16,7	16,2	13,7	6,02
12.01.01	4,20	1,10	4,80	3,90	33,40	33,30	29,63	26,71	26,10	06.07.01	2,83	1,11	3,16	6,92	15,9	27,2	20,7	20,5	10,4
média	4,76	1,83	12,73	5,74	22,38	24,59	37,02	32,55	27,07	média	2,67	0,99	3,16	4,69	4,15	20,6	16,7	13,7	7,07
desvio	1,32	1,06	19,01	2,03	9,25	7,03	15,30	10,06	2,95	desvio	0,46	0,16	2,62	1,55	5,36	4,22	2,08	3,85	2,07

* amostragem não realizada

Tabela 19: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos orgânicos ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	1,20	0,50	2,20	2,10	3,90	10,10	*	*	7,50	02.07.01	1,30	0,50	2,40	2,00	1,70	19,0	15,7	12,7	3,17
09.01.01	2,90	2,30	2,70	2,80	6,60	11,44	19,33	14,16	9,50	03.07.01	1	0,7	1,3	1,5	2,12	18,7	18	7,5	3,5
10.01.01	1,25	0,70	10,50	2,60	3,40	12,83	10,83	14,00	7,66	04.07.01	0,88	0,51	1,34	2,05	1,99	14,9	14,0	11,0	2,43
11.01.01	1,50	0,50	0,70	1,60	6,30	10,79	16,37	10,16	7,66	05.07.01	1,17	0,48	0,62	2,27	1,64	14,8	14,9	9,70	2,83
12.01.01	1,60	1,10	1,90	1,40	6,90	13,90	13,48	12,71	6,60	06.07.01	0,66	0,64	0,86	2,08	3,51	21,9	16,7	15,8	3,53
média	1,69	1,02	3,60	2,10	5,42	11,81	15,01	12,76	7,79	média	1,00	0,57	1,30	1,98	2,19	17,9	15,9	11,4	3,09
desvio	0,70	0,76	3,93	0,61	1,64	1,54	3,67	1,85	1,06	desvio	0,25	0,09	0,68	0,28	0,76	3,02	1,54	3,15	0,46

* amostragem não realizada

Tabela 20: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de sólidos suspensos inorgânicos ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	2,70	1,00	2,00	2,40	10,00	6,20	*	*	17,10	02.07.01	1,02	0,49	6,34	3,84	3,12	1,65	0,80	3,33	2,27
09.01.01	4,20	1,40	3,10	3,10	17,80	17,44	39,67	33,33	22,67	03.07.01	1,66	0,29	1,44	1,42	1,95	2,28	1,65	3,02	3,57
10.01.01	3,15	0,75	36,17	6,50	8,50	12,83	13,50	15,50	18,17	04.07.01	1,79	0,37	2,83	2,00	2,16	2,17	2,60	1,58	2,56
11.01.01	2,70	0,90	1,50	3,70	22,00	8,01	18,75	16,33	19,00	05.07.01	2,38	0,20	1,68	2,42	1,53	1,90	1,37	4,03	3,18
12.01.01	2,60	0,00	2,90	2,50	26,50	19,40	16,14	14,00	19,50	06.07.01	2,17	0,47	2,30	4,84	12,4	5,28	4,05	4,75	6,87
média	3,07	0,81	9,13	3,64	16,96	12,78	22,01	19,79	19,29	média	1,80	0,36	2,92	2,90	4,24	2,66	2,09	3,34	3,69
desvio	0,67	0,51	15,13	1,68	7,70	5,74	11,96	9,08	2,10	desvio	0,52	0,12	1,99	1,40	4,63	1,48	1,27	1,19	1,85

* amostragem não realizada

Tabela 21: Variação temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal ($mg.L^{-1}$) apresentando média e desvio-padrão nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,24	0,06	0,04	0,03	0,07	0,26	*	*	0,61	02.07.01	1,61	2,15	2,15	2,69	3,22	9,67	8,06	4,83	4,83
09.01.01	0,18	0,12	0,08	0,07	0,11	0,61	0,95	1,00	0,78	03.07.01	1,61	1,61	4,30	4,30	0,54	5,91	10,7	6,98	12,9
10.01.01	0,19	0,02	0,03	0,04	0,18	0,47	0,65	1,20	0,81	04.07.01	1,34	2,02	3,36	4,03	5,38	6,72	8,74	9,41	4,70
11.01.01	0,22	0,06	0,08	0,07	0,19	0,75	1,15	1,26	0,89	05.07.01	0,67	2,02	2,02	6,05	4,03	7,39	8,06	9,41	8,74
12.01.01	0,21	0,06	0,11	0,05	0,40	0,79	0,89	1,33	0,69	06.07.01	1,07	2,15	2,69	3,22	2,15	5,37	10,7	8,06	12,3
Média	0,21	0,06	0,07	0,05	0,19	0,58	0,91	1,20	0,76	Média	1,26	1,99	2,90	4,06	3,06	7,01	9,27	7,74	8,70
Desvio	0,02	0,03	0,03	0,02	0,11	0,19	0,18	0,12	0,10	Desvio	0,40	0,22	0,94	1,28	1,84	1,67	1,37	1,92	3,93

* amostragem não realizada

Tabela 22: Variação temporal, média e desvio padrão, referente à concentração de nitrito ($\mu g.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
02.07.01	5,95	4,35	7,71	8,56	6,23	12,63	22,95	34,33	25,59
03.07.01	6,26	4,53	5,80	7,87	4,89	13,60	22,65	29,96	24,71
04.07.01	6,02	4,68	5,89	7,20	4,98	13,91	22,10	30,66	21,70
05.07.01	5,65	4,32	5,65	6,41	4,71	14,69	20,98	29,11	20,37
06.07.01	5,99	4,59	5,86	8,59	7,99	16,06	27,14	32,96	21,37
Média	5,97	4,49	6,19	7,73	5,76	14,18	23,16	31,40	22,75
Desvio	0,216	0,157	0,860	0,934	1,382	1,285	2,346	2,174	2,267

Tabela 23: Variação temporal, média e desvio padrão, referente à concentração de nitrato ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,517	0,833	0,759	0,716	0,474	0,483	*	*	0,085	02.07.01	0,725	1,236	1,131	1,326	0,590	0,550	0,329	0,187	0,002
09.01.01	0,988	1,26	1,346	1,109	0,435	0,440	0,392	0,362	0,155	03.07.01	1,416	1,821	1,867	1,686	0,761	0,559	0,471	0,368	0,090
10.01.01	1,148	1,407	1,316	1,39	0,781	0,746	0,716	0,664	0,504	04.07.01	1,090	0,613	1,499	1,463	0,670	0,495	0,375	0,248	**
11.01.01	0,768	0,958	0,893	0,729	0,293	0,25	0,293	0,271	0,012	05.07.01	0,637	0,961	0,841	0,738	0,385	0,349	0,276	0,217	0,093
12.01.01	0,690	0,923	0,915	0,854	0,297	0,297	0,228	0,254	0,012	06.07.01	0,636	0,997	0,968	0,934	0,981	0,419	0,320	0,168	0,064
Média	0,822	1,076	1,046	0,96	0,456	0,443	0,407	0,388	0,154	Média	0,901	1,126	1,261	1,229	0,677	0,474	0,354	0,238	0,062
Desvio	0,248	0,245	0,267	0,288	0,199	0,195	0,217	0,19	0,205	Desvio	0,344	0,448	0,419	0,388	0,219	0,089	0,074	0,079	0,042

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 24: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de fosfato total dissolvido ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação /Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,016	0,007	0,016	0,028	0,13	0,091	*	*	0,053	02.07.01	0,002	0,015	0,022	0,031	0,009	0,288	0,277	0,282	0,113
09.01.01	0,009	0,014	0,053	0,062	0,005	0,091	0,087	0,053	0,05	03.07.01	0,005	0,012	0,031	0,032	0,009	0,295	0,312	0,242	0,108
10.01.01	**	**	**	**	**	0,002	0,002	0,002	0,002	04.07.01	**	0,004	0,009	0,017	0,002	0,267	0,259	0,302	0,086
11.01.01	**	**	0,005	0,009	**	0,118	0,151	0,053	0,036	05.07.01	0,017	0,020	0,037	0,075	0,032	0,330	0,318	0,224	0,213
12.01.01	**	**	0,08	0,011	0,009	0,084	0,128	0,037	0,023	06.07.01	0,004	0,016	0,024	0,037	0,034	0,211	0,249	0,188	0,118
Média	0,005	0,004	0,031	0,022	0,029	0,077	0,092	0,036	0,033	Média	0,007	0,014	0,023	0,037	0,017	0,278	0,283	0,248	0,126
desvio	0,007	0,006	0,035	0,025	0,057	0,044	0,066	0,024	0,021	Desvio	0,007	0,006	0,010	0,022	0,015	0,042	0,032	0,045	0,049

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 25: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de fosfato inorgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,007	0,003	**	0,005	0,009	0,046	*	*	0,039	02.07.01	0,011	0,018	0,020	0,023	0,014	0,105	0,112	0,121	0,06
09.01.01	**	**	0,007	0,005	**	0,066	0,028	0,023	0,023	03.07.01	0,011	0,016	0,021	0,025	0,015	0,138	0,140	0,109	0,05
10.01.01	**	**	**	**	**	**	**	**	**	04.07.01	0,009	0,012	0,015	0,018	0,011	0,127	0,021	0,102	0,05
11.01.01	**	**	**	**	**	0,085	0,11	0,03	0,018	05.07.01	0,013	0,016	0,019	0,029	0,015	0,131	0,130	0,098	0,05
12.01.01	**	**	0,03	**	**	0,048	0,078	0,016	**	06.07.01	0,011	0,015	0,016	0,021	0,020	0,082	0,097	0,068	0,05
Média	-	-	0,019	0,005	-	0,061	0,072	0,023	0,027	Média	0,011	0,015	0,018	0,023	0,015	0,115	0,100	0,099	0,05
desvio	-	-	0,016	-	-	0,018	0,041	0,007	0,011	Desvio	0,001	0,002	0,003	0,004	0,003	0,022	0,047	0,019	0,00

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 26: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de silicato reativo ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	17,4	20,3	20,0	19,5	14,3	14,4	*	*	12,8	02.07.01	7,3	9,5	10,9	12,8	6,3	6,7	4,2	7,4	1,7
09.01.01	18,4	15,7	18,4	19,4	11,2	10,0	12,5	6,6	7,7	03.07.01	6,4	10,9	12,5	14,8	10,1	9,5	3,7	2,6	2,3
10.01.01	18,3	17,2	15,7	17,1	12,0	11,7	11,7	11,2	10,1	04.07.01	9,8	9,9	10,4	13,5	5,3	4,2	8,6	3,7	1,1
11.01.01	14,2	14,7	17,1	14,6	10,2	10,9	9,4	7,7	7,1	05.07.01	7,4	11,8	10,5	13,2	5,5	4,2	3,9	7,1	1
12.01.01	12,9	15,2	13,7	13,0	10,5	7,2	6,6	9,9	7,3	06.07.01	8,6	11,7	13,7	15,1	16,6	11,3	5,8	4,8	3,4
Média	16,2	16,6	17,0	16,7	11,6	10,8	10,1	8,9	9,0	Média	7,9	10,7	11,6	13,9	8,76	7,18	5,24	5,12	1,9
desvio	2,5	2,3	2,4	2,9	1,6	2,6	2,6	2,1	2,4	Desvio	1,32	1,04	1,45	1,02	4,79	3,17	2,05	2,10	0,99

* amostragem não realizada

Tabela 27: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de nitrogênio total de Kjedahl ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	4,372	2,733	3,826	3,279	1,093	3,279	*	*	0,547	02.07.01	1,612	2,149	2,149	2,686	3,223	9,670	8,058	4,835	4,835
09.01.01	3,279	1,64	3,223	1,093	1,074	2,149	2,149	2,686	2,149	03.07.01	1,612	1,612	4,298	4,298	0,537	5,909	10,74	6,984	12,89
10.01.01	**	**	**	3,279	**	3,279	3,826	2,733	3,826	04.07.01	1,344	2,016	3,360	4,032	5,376	6,720	8,736	9,408	4,704
11.01.01	1,612	2,733	2,186	1,093	3,826	2,186	3,279	0,547	2,186	05.07.01	0,672	2,016	2,016	6,048	4,032	7,392	8,064	9,408	8,736
12.01.01	0,547	6,012	2,186	2,186	1,64	3,279	3,223	2,186	4,372	06.07.01	1,074	2,149	2,686	3,223	2,149	5,372	10,74	8,058	12,35
Média	1,962	2,623	2,284	2,186	1,526	2,834	3,119	2,038	2,616	Média	1,263	1,988	2,902	4,057	3,063	7,013	9,269	7,739	8,705
desvio	1,838	2,2	1,457	1,093	1,416	0,609	0,702	1,025	1,519	Desvio	0,398	0,221	0,943	1,284	1,839	1,673	1,374	1,916	3,932

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 28: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de fósforo total ($mg.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,011	0,025	0,039	0,03	0,030	0,271	*	*	0,077	02.07.01	**	**	0,032	0,012	**	0,410	0,400	0,303	0,157
09.01.01	**	0,003	0,08	0,053	0,016	0,144	0,228	0,180	0,057	03.07.01	**	**	0,011	0,023	0,005	0,398	0,471	0,337	0,132
10.01.01	**	**	0,069	0,032	0,014	0,244	0,221	0,257	0,073	04.07.01	0,012	0,024	0,047	0,057	0,027	0,462	0,438	0,358	0,141
11.01.01	**	0,002	0,011	0,019	0,016	0,225	0,216	0,127	0,046	05.07.01	0,017	0,024	0,054	0,093	0,022	0,486	0,482	0,348	0,135
12.01.01	**	0,003	0,100	0,028	0,03	0,210	0,262	0,127	0,053	06.07.01	0,007	0,017	0,023	0,036	0,005	0,466	0,491	0,426	0,141
Média	0,002	0,007	0,06	0,033	0,021	0,219	0,232	0,172	0,061	Média	0,012	0,022	0,033	0,044	0,015	0,444	0,456	0,355	0,141
desvio	0,005	0,01	0,035	0,013	0,008	0,048	0,021	0,062	0,013	Desvio	0,005	0,004	0,018	0,032	0,010	0,038	0,038	0,045	0,010

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 29: Quantidade de coliformes totais e fecais (NMP/100mL) nas estações amostrais realizadas nos períodos estudados.

Estações	Coliformes Totais		Coliformes Fecais	
	Verão	Inverno	verão	inverno
1	22540	7380	860	860
2	22470	9208	100	332
3	141360	290900	6160	20100
4	241920	1918000	241920	10000
5	57300	648800	21600	43700
6	413000	5172000	134000	450000
7	1000000	34480000	1000000	410000
8	17328700	2419200	683000	1986280
9	1274000	131700	134000	18700

Tabela 30: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	0,96	**	1,28	1,60	1,60	0,96	*	*	0,51	02.07.01	1,28	0,32	**	0,32	**	0,53	0,80	**	0,53
09.01.01	0,64	0,96	2,24	1,92	1,60	1,60	0,53	1,28	**	03.07.01	0,32	**	0,32	0,64	2,00	**	0,80	1,60	1,07
10.01.01	0,64	0,64	1,92	2,56	2,14	2,00	2,40	3,20	4,01	04.07.01	**	**	**	1,28	1,20	1,60	0,80	0,80	0,53
11.01.01	1,28	0,96	1,92	2,56	1,60	2,00	0,80	1,60	2,40	05.07.01	**	**	**	**	1,20	1,60	1,60	1,60	0,53
12.01.01	**	**	0,96	1,28	2,56	3,20	3,56	2,67	1,60	06.07.01	**	0,32	0,64	0,64	1,60	1,60	**	**	1,60
Média	0,88	0,85	1,67	1,99	1,90	1,95	1,83	2,19	2,13	Média	0,80	0,32	0,48	0,72	1,50	1,34	1,00	1,34	0,85
desvio	0,31	0,18	0,53	0,57	0,44	0,82	1,42	0,90	1,47	Desvio	0,68	0,00	0,23	0,40	0,38	0,53	0,40	0,46	0,48

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 31: Média, desvio padrão e variação temporal da concentração de feoftina ($\mu g.L^{-1}$) por estação de amostragem nos períodos estudados.

	Verão										Inverno								
Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Estação/ Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9
08.01.01	1,41	**	2,18	2,72	2,50	1,63	*	*	0,86	02.07.01	2,18	0,54	**	0,54	**	1,28	0,24	**	0,91
09.01.01	1,09	1,41	3,59	3,27	**	2,72	0,91	2,18	*	03.07.01	0,54	**	0,54	0,87	3,12	**	1,36	3,28	1,82
10.01.01	1,09	1,09	3,27	4,36	3,63	3,40	4,09	4,89	5,69	04.07.01	**	**	**	1,73	1,76	2,72	0,80	0,80	0,53
11.01.01	2,18	1,63	3,27	4,36	2,72	4,34	1,36	2,72	4,09	05.07.01	**	**	**	**	1,20	1,60	1,60	1,60	0,91
12.01.01	**	**	1,19	1,73	4,13	5,45	6,06	4,54	2,72	06.07.01	**	**	**	0,64	2,27	1,60	**	**	1,04
Média	1,44	1,38	2,70	3,29	3,25	3,51	3,10	3,58	3,34	Média	1,36	0,54	0,54	0,95	2,09	1,80	1,00	1,90	1,04
desvio	0,51	0,27	1,00	1,12	0,77	1,47	2,42	1,33	2,05	Desvio	1,16	0,00	0,00	0,54	0,82	0,63	0,61	1,27	0,47

* amostragem não realizada ** abaixo do limite de detecção do método

Tabela 32: DQO ($mg.L^{-1}$) e DBO ($mg.L^{-1}$) das estações amostrais realizadas nos períodos estudados.

Estações	DQO		DBO	
	verão	inverno	verão	Inverno
1	4,0	4	3,16	3,04
2	7,0	7	3,88	3,24
3	8,0	9,03	3,06	5,2
4	7,0	6,38	5,16	6,14
5	4,0	4	4,90	3,2
6	27,0	64,64	16,21	26,1
7	10,0	16,98	10,91	10,18
8	31,0	22,27	8,37	16
9	17,0	24,92	5,84	8,4

11 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

ALLAN, J. D. (1995). *Stream Ecology Structure and function of running waters.* London, Chapman & Hall.

ARAR, E. J. (1997). In vitro determination, of Clorophylls a, b, C1 + C2 and Pheopigmentos In marine and Freshwater algae by visible spectrophotometry. Adaptado. Revisão 12. *National Exposure Reesearch Laboratory. Office of rearch and Development*, U. S. Enviromental Protector Agency. Cincinnati, Ohio 45268.

APHA, AWWA; WEF (1998). *Standard methods: for the examination of water and wastewater*, 19.ed. Washington, American Public Healh Association.

ANDERSEN, J. M. (1976). Na ignition method for determination of total phosphorus in lake sedimets. *Wat. Research*, v.10, p. 329-331.

BATALHA, B. L. (1986). Autodepuração nos cursos da água. *DAE*, v.46, n.144. p.27-32.

BERNARDI, J. V. E. (1997). *Estudo de Impacto Ambiental da Emissão de Efluente Hídrico no Rio Paraíba do Sul, através da Análise Espacial e Multivariada.* Rio Claro. 78p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.

BRANCO, S. M. (1986). *Hidrologia aplicada a Engenharia Sanitária.* 3.ed. São Paulo, CETESB.

BUBEL, A. P. M. (1998). *Caracterização limnológica do Rio do Peixe (microrregião geográfica de Botucatu - SP), em duas épocas do ano (Período de seca e chuva).* São Carlos. 213p. Dissertação (Mestrado). - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CARMARGO, A. F. et al. (1996). Influence of Physiography and Human Activity on Limnological characteristics of Lotic Ecosystems of the South Coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.8, p 231-243.

CARMOUZE, J. P. (1994). *O metabolismo dos ecossitemas aquáticos* – Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análise química. São Paulo, Edgard Blucher e FAPESP.

CARUZO, B. S. (2002). Temporal and spatial patterns of extreme low flows and effects on stream ecosystems in Otago, New Zealand. *Journal of Hidrology*, 257, p. 115-133.

CHAPMAN, D. (1996). *Water Quality Assessments: Guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring.* 2ed. Chapman & Hall Editors.

CHEVALLIER, P. (1993). Aquisição e processamento de dados. In: TUCCI, C.E., *Hidrologia: ciência e aplicação*, Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.485-525.

DAÍ, T.; LABADIE, J. W. (2001). River Basin Network Model for Integrated Water Quantity/quality management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, p. 295-305, sep/oct.

DROLC, A. & KONCAN, J. Z. (2000). Calibration of QUAL2E Model for The Sava River (Slovenia). *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n 10, p.111-118.

ELWOOD, J. W.; NEWBOLD, J. D.; O' NEILL, R. V. & VAN WINKLE, W. (1983). Resourch spiraling: an operation paradigm for analyzing lotic ecosystems. In: FOINTAIN, T. D. & BARTELL, S. ,M. *The dynamics of lotic ecosystems.* Ann. Arbor Science Publishers, Ann, Arbor, MI, 3.

EPA (1987). *The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E – UNCAS: Documentation and User Manual.* Athens, Geórgia (USA), p. 189.

ESTEVES, F. A. (1998). *Fundamentos de limnologia.* FINEP, Rio de Janeiro, RJ.

GASTALDINI, M. C. C. (1982). *Análise do Mecanismo de Autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu Através do Modelo de Qualidade da Água.* São Carlos. 160p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GIORGETTI, M.F. (1991). Natural Reoxygenation of Streams - Methodologies for the Measurement of Reaeration Coefficients.

International Workshop on River/Reservoir Approach to Watershed Management - Enviromental Aspects, São Carlos.

HERNANDEZ, J. E. & SAINZ, H. O.(1977). *Elementos de Ecologia Aplicada.* Ediciones Mundi Prensa, Madrid.

HOUSE, W. A.; DENISON, F. H. (1997). Nutrient dynamics in a lowland stream impacted by sewage effluent: Great Ouse, England. *The Science of the Total Environment.* 205, p. 25-49.

IBGE (2002).Instituto Brasileira de Geografia e Estatística. www.ibge.net/home/estatistica/população/cenco/2000. (04 Abril).

JOHNSON, B. L.; RICHARDSON, W. B., NAIMO, T. J. (1995). Past, Present, and Future Concepts in Large River Ecology. *BioScience*, v.45, n.3, p.134-141, mar.

JONNALAGADDA, S. B.; MHERE, G. (2001). Water Quality of the Odzi River in the Eastern Highlands of Zimbabwe. *Wat. Res.*, v.35, n.10, p.2371-2376.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DOGDE, D. P. ed. *Proceedings of International Large River Symposium.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. (106). p. 110-127.

KAMAL, M.; MALMGREN-HANSEN, A.; BADRUZZAMAN, A. B. M. (1999). Assessment of Pollution of the River Buriganga, Bangladesh, Using a Water Quality Model. *Wat. Sci. Tech.*, v.40, n.2, p.129-136.

LAGE FILHO, A. L. (1996). *Características Ecológicas e Limnológicas da Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Antas, no período de menores precipitações (Poços de Caldas-MG).* São Carlos. 196p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. (1983). *Numerical Ecology.* Amsterdam, Elsevier, 419. (Developments modelling, 3).

LIMA, C.A.A. (1997). *O uso do modelo QUAL2E na simulação da qualidade das águas do rio Jacaré-Guaçu.* São Carlos. 179p. Dissertação

(Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

MARGALEF, R.(1983). *Limnologia*. Barcelona, Omega.

MARGALEF, R (1991). *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publicacions Univrsitat de Barcelona.

McCUTCHEON, S. C. (1989). Transport and surface exchange in rivers. *Water Quality Modeling*, v. 1, CRC Press, Inc. Boca Raton.

McNEELY, R. N.; NEIMANIS, U. P. & DWYER, L. (1979). *A Guide to Water Quality Parameters*. Otawa.

MIMIKOU, M. A.; BALTAS, E.; VARANOU, E.; PANTAZIS, K. (2000). Regional impacts of climate change on water resources quantity and quality indicators. *Journal of Hidrology*, 234, p. 95-109.

MONTGOMERY, D. R. (1999). Process Domains and The River Continuuum. *Journal of The American Water Resources Association*, v.35, n.2, p.397-410, apr.

ODUM, E. P. (1986). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara.

PERONE, E.; BONILLA, I.; MATEO, P. (1999). Spacial and Temporal changes in water quality in a Spanish river. *The Science of The Total Environment*, 241, p. 75-90.

PETTS, G. E. et al. (1992). *River conservation and Management*. Chichester, U.S.A, Wiley & Sons.

PETTS, G. & CALOW, P. (1996). *River Flows and Channel Forms*. London, Blackwell Science.

PETTS, G. E. (2000). A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia*. vol. 422/423, p. 15-27.

PORTO, R. M. (1998). *Hidráulica Básica*. São Carlos, EESC/SP.

PRADO, R.B. (1999). *Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: Estudo no médio rio Pardo-SP (período de 1985 a 1997)*. São Carlos. 209p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PICCHIA, W. D. (1975). *O sistema MAPS- Modelo de Análise da Poluição das águas por simulação, em desenvolvimento e implantação na CETESB*. ABES- Secção do Estado do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro).

PROCHNOW, M. C. R. (1990). *Análise ambiental da sub bacia do Rio Piracicaba: subsídios ao seu planejamento e manejo*. Rio Claro. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista.

RATHBUN, R. E. (1977). Reaeration Coefficients of Streams - State-of-the-Art. *Journal of the Hydraulics Division*, v. 103, n. HY4.

RAUCH, W. et al. (1998). River Water Quality Modelling: I. State of the art. *Wat. Sci. Tech*, v.38, n.11, p. 237-244.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. (1998). Análise dos padrões para compostos amoniacais segundo a Resolução CONAMA 20/86. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.3, n.3, p.146-154, jul/set.

RICE, S. P.; GREENWOOD, M. T.; JOYCE, C. B. (2001). Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Can. J. Aquat. Sci.*, v.58, p.824-840.

RIOS, L. (1993). *Estudo Limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (Estado de São Paulo)*. São Carlos. 146p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

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

SALATI, (1996). *Diagnóstico Ambiental sintético e qualidade da água como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia hidrográfica do rio Corumbataí (SP)*. São Carlos. 199p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SÃO PAULO, (1980) Plano Cartográfico do Estado de São Paulo. Coordenadoria de Ação Regional. *Instituto Geográfico e Cartográfico.*

Secretária de Estado dos Negócios do Interior. Governo do Estado de São Paulo.

SEADE (FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS) 2000. www.seade.gov.br/cgi-bin/lingcv98/spd.ksh. (05.09.2000).

SOUSA, A. D. G.; TUNDISI, J. G. (2000). Hidrogeochemical Comparative Study of the Jaú and Jacaré-Guaçu River Watersheds, São Paulo, Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, v.60, n.4, p. 563-570.

SPANOU, M.; CHEN, D. (2000). Na object-oriented tool for the control of point-source pollution in river systems. *Environmental Modelling & Software*, v.15, p. 35-34.

SHANAHAN, P. et al. (1998). River Water Quality Modelling: II. Problems of the art. *Wat. Sci. Tech*, v.38, n. 11, p. 245-252.

SIQUEIRA, E. Q. (1996). *Aplicação do Modelo de Qualidade de água (QUAL2E) na Modelação de Oxigênio Dissolvido no Rio Meia Ponte (GO)*. São Carlos. 90p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

STAMOU, A. I. et al. (1999). *Water Quality of the Beli Lom River*. Water Sci. Tech., v.39, n.8, p.55-62.

STANFORD, J. A. HAUER, F. R. & WARD, J. V. (1988). Serial discontinuity in a large river system. *Verh. Internat. Verein. Limno.*, v.23, p.1114-1118.

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)*.São Carlos. 193p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. (1965). Plankton Studies in a mangrove II, the standing - stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.*, v.24, p.23-31.

THOMANN, R. V.; & MUELLER, J. A. (1987). *Principles of surface water quality modeling and control*. USA, Harper & Row.

TRINDADE, M. (1980). *Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas-Itirapina).* São Carlos. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos.

VANNOTE, R.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) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* Belo Horizonte, DESA/UFMG.

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 Scien. Publ., Ann Arbor. Michigan, p.347-356.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995). The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. Riv.*, v.11, p.10.

WETZEL, R. G. (1993). *Limnologia.* 2ed. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.

WILLIAMS, R. J.; WHITE, C.; HARROW, M. L.; NEAL, C. (2000). Temporal and small-scale spatial variations of dissolved oxygen in the Rives Thames, Pang and Kennet, UK. *The Science of the Total Environment*, 251/252, p. 497-510.

WISLER, C. O. & BRATER, E. F. (1964). *Hidrologia.* Rio de Janeiro, SEDEGRA.

ZAGORC-KONCAN, J.; COTMAN, M. (1996). *Impact assessment of industrial and municipal effluents on surface water – A Case study.* Water Sci. Tech., v.34, n.7-8, p.141-145.