

*Avaliação dos impactos sobre a
comunidade macrozoobentônica, no
Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP).*

Artur José dos Santos Mendes

Dissertação apresentada à Escola
de Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção
do título de Mestre em Ciências da
Engenharia Ambiental.

DEDALUS - Acervo - EESC



31100016561

Orientador: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli

São Carlos

1998



Clas.	TESE-EEIC
Curr.	3585
Tombo	T0115/98

31100016561

st 0966482

Ficha catalográfica preparada na Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP

Mendes, Artur José dos Santos

M538a

Avaliação do impacto sobre a comunidade macrozoobentônica, no Córrego do Monjolinho (São Carlos, SP) / Artur José dos Santos Mendes. -- São Carlos, 1988.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.

Área: Ciência da Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Jurandyr Povinelli.

1. Macrozoobentos. 2. Qualidade de água. 3. Bioindicadores. 4. Córrego do Monjolinho. 5. Indicadores de poluição aquática. I. Título.

OBS:

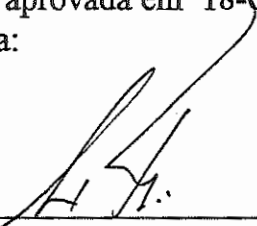
Esta obra pode ser adquirida em CD-ROM, com imagens, arquivos de apresentação e gráficos.

@mail: ajmendes@base.com.br

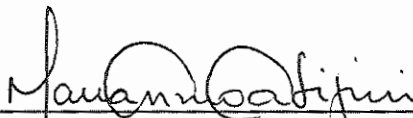
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Licenciado **ARTUR JOSÉ DOS SANTOS MENDES**

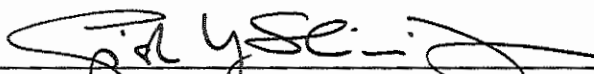
Dissertação defendida e aprovada em 18-03-1998
pela Comissão Julgadora:



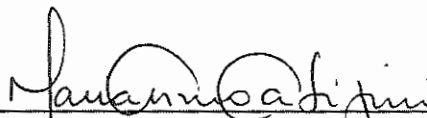
Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



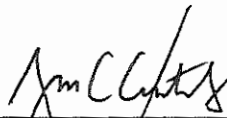
Prof. Doutora **MARIA DO CARMO CALIJURI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutora **GISELA YUKA SHIMIZU**
(Instituto de Biociências - Universidade de São Paulo)



Prof. Doutora **MARIA DO CARMO CALIJURI**
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental



JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

Dedico esta dissertação aos meus pais, Artur e Alice.

Pelo apoio incondicional durante a realização desse sonho.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Jurandyr Povinnelli, pela orientação, confiança, incentivo e apoio durante o trabalho.

À Prof^ª Dr^ª Gisela Shimizu, do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências USP-SP, pela valiosa contribuição na interpretação dos dados da comunidade macrozoobentônica.

Aos Prof^{es} Drs Evaldo Luiz Gaeta Espíndola e Maria do Carmo Calijuri pelas observações efetuadas durante o exame de qualificação.

Ao Gerente do Setor de Ictiologia e Bioensaios com Organismos Aquáticos (CETESB - SP) Eduardo Bertoletti pela gentileza de permitir o uso dos laboratório para a execução dos testes de toxicidade.

Ao Dr. Pedro A. Zagatto do Setor de Ictiologia e Bioensaios com Organismos Aquáticos (CETESB - SP) pela colaboração na interpretação dos dados de variáveis de qualidade de água.

Ao Eng. André Luis Fiorentino, Diretor Geral do SAAE, pela possibilidade de se efetuar coletas dentro de propriedades do SAAE (Pt01 e Pt02).

A todos os meus amigos e familiares que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, principalmente a Alessandra, José Eduardo e Sandra Valéria, pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório e a Claudete Aparecida Poiana da Silva pela ajuda nos entraves burocráticos.

À CAPES - (Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pela concessão de bolsa de estudos.

E a todas as pessoas e/ou instituições que de uma forma ou de outra colaboraram para a realização deste trabalho.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABELAS	III
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	V
LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
3.1. SUB-SISTEMA RIO	6
3.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA	8
3.3. BIOINDICADORES	11
3.4. AMOSTRADORES COM SUBSTRATO ARTIFICIAL	13
4. METODOLOGIA	16
4.1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	16
4.2. CLIMA LOCAL	18
4.3. DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA	18
4.4. METODOLOGIA DE COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS	24
4.4.1. AMOSTRAS DE ÁGUA	24
4.4.2. AMOSTRAS DE SEDIMENTO	32
4.4.3. AMOSTRAS DE MACROZOOBENTOS	34
5. DESENVOLVIMENTO DOS TRABALHOS	39
5.1. DIÁRIO DAS CAMPANHAS	39
5.2. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DE MACROZOOBENTOS	40
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
6.1. ANÁLISE DA ÁGUA	43
6.1.1. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS	43
6.1.2. ÍNDICE DE PRESERVAÇÃO DE COMUNIDADES AQUÁTICAS - IPCA	47
6.1.3. ANÁLISE DE AGRUPAMENTO - "CLUSTER"	47
6.1.4. ANÁLISE TEMPORAL	48
6.2. ANÁLISE DO SEDIMENTO	49
6.2.1. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS	49
6.2.2. ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO	50
6.3. ANÁLISE DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA	50
6.3.1. ANÁLISE QUALITATIVA	50
6.3.2. DESCRITORES DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA	51
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	54
ANEXO A - DESCRIÇÃO DOS AMOSTRADORES UTILIZADOS	57
ANEXO B - PROCEDIMENTOS DE OTIMIZAÇÃO DA TRIAGEM	60
ANEXO C - TABELAS DOS DADOS LEVANTADOS	62
ANEXO D - FIGURAS	81
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98
APÊNDICE - A QUESTÃO JURÍDICA	

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - MAPA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO MONJOLINHO, COM ALGUNS DE SEUS AFLUENTES. [ADAPTADO DE NISIYAMA & POVINELLI, (1993)]..... 17

FIGURA 2 - PERFIL LONGITUDINAL TOPOGRÁFICO, ONDE SE OBSERVAM AS TRÊS REGIÕES EM QUE FOI DIVIDIDO O CÓRREGO DO MONJOLINHO: A PRIMEIRA, LOCALIZADA À DIREITA ONDE ESTÃO PRESENTES AS NASCENTES, COM PEQUENO IMPACTO ANTRÓPICO: UMA INTERMEDIÁRIA, ONDE ESTÁ LOCALIZADO O NÚCLEO URBANO E, FINALMENTE, A TERCEIRA, COM PREDOMÍNIO DE CARACTERÍSTICAS AGRÍCOLAS..... 19

FIGURA 3 - MAPA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO CÓRREGO DO MONJOLINHO, COM A LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM E DO LOCAL DE LANÇAMENTO DE ESGOTO NA CIDADE DE SÃO CARLOS. [ADAPTADO DE NISIYAMA & POVINELLI, (1993)]..... 20

FIGURA 4 - PONTO 01 (PT01), JUNTO ÀS NASCENTES: À ESQUERDA TÊM-SE A REGIÃO À MONTANTE DO PONTO AMOSTRADO, ONDE SE OBSERVA A PRESENÇA DE MATA CILIAR PRESERVADA; A FOTO A DIREITA (JUSANTE) REFLETE A ENTRADA DO CÓRREGO DO MONJOLINHO EM ÁREA RURAL. DURANTE A CAMPANHA PRELIMINAR O CANAL APRESENTOU LARGURA INFERIOR A 0,5 M E PROFUNDIDADE MÉDIA DE 0,2 M, CONDIÇÕES ESTAS ALTERADAS NA CAMPANHA DE VERÃO, QUANDO O CANAL ACABOU POR OCUPAR TODA A ÁREA DISPONÍVEL (VARIANDO DE 0,6 A 2,0 M), MANTENDO A MESMA PROFUNDIDADE. 21

FIGURA 5 - PONTO 02 (PT02), PRÓXIMO À ESTAÇÃO DO SAAE: NA FOTO À ESQUERDA (MONTANTE) OBSERVA-SE A INFLUÊNCIA DAS ATIVIDADES AGRÍCOLAS DAS PROPRIEDADES LOCALIZADAS ÀS MARGENS DO CÓRREGO DO MONJOLINHO; À DIREITA TÊM-SE A SUA ENTRADA NA REPRESA DA UFSCAR (JUSANTE). 22

FIGURA 6 - PONTO 2-3 (PT2-3), OBSERVA-SE A PASSAGEM DO CÓRREGO DO MONJOLINHO PRÓXIMO À SELARIA SÃO JOSÉ, (FOTO DA ESQUERDA - MONTANTE) ANTES DE RECEBER O ESGOTO PROVENIENTE DOS LOTEAMENTOS EM FASE DE IMPLANTAÇÃO; À DIREITA OBSERVA-SE O ESGOTO "IN NATURA", O QUAL DETERMINA A COR CINZA E O ODORE CARACTERÍSTICO DE SULFETO DA ÁGUA. 22

FIGURA 7 - PONTO 03 (PT03), TANTO A MONTANTE (FOTO ACIMA À ESQUERDA) COMO A JUSANTE (FOTO ACIMA À DIREITA) OBSERVA-SE A PRESENÇA DE CORREDEIRAS QUE ACABAM POR AUXILIAR A RECOMPOSIÇÃO DO TEOR DE OD; NA FOTO À ESQUERDA OBSERVA-SE O AUMENTO DA DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTO NA MARGEM DURANTE A CAMPANHA PRELIMINAR. 23

FIGURA 8 - PONTO 04 (PT04), ONDE SE OBSERVOU RECUPERAÇÃO DOS ÍNDICES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO DURANTE AS CAMPANHAS (À ESQUERDA FOTO À MONTANTE E À DIREITA, À JUSANTE). ESTE PONTO, COMO O ANTERIOR, EXPRESSA A DINÂMICA HIDRÁULICA DO CÓRREGO DO MONJOLINHO: DURANTE A CAMPANHA PRELIMINAR O ACESSO ERA REALIZADO ATRAVÉS DE UM BARRANCO LOCALIZADO NA MARGEM ESQUERDA, O QUAL FOI ERODIDO. COM A ELIMINAÇÃO DO ACESSO EXISTENTE, A AMOSTRAGEM FOI REALIZADA COM O AUXÍLIO DE CORDAS. 24

FIGURA 9 - DIAGRAMA DO AMOSTRADOR DE SEDIMENTO: A - TUBO DE PVC, B - TAMPA SUPERIOR, C - DISCO LIMITANTE COM 10 CM DE DIÂMETRO, D1 - ALTURA DO AMOSTRADOR (50 CM), D2- ALTURA MÁXIMA DE SEDIMENTO COLETADO (5 CM) E D3 - DIÂMETRO DO AMOSTRADOR (5 CM). 32

FIGURA 10 - TEOR MÉDIO DE PH NA ÁGUA DE AMBAS AS CAMPANHAS. 82

FIGURA 11 - TEOR MÉDIO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NA ÁGUA (MG/L DE O₂) DAS AMOSTRAS DE AMBAS AS CAMPANHAS..... 82

FIGURA 12 - CONDUTIVIDADE ELÉTRICA MÉDIA NA ÁGUA (µS/CM) DAS AMOSTRAS DE ÁGUA DE AMBAS AS CAMPANHAS. 83

FIGURA 13 - TEOR MÉDIO DE NUTRIENTES (MG/L) NA ÁGUA; PARA A VARIÁVEL NKT (NITROGÊNIO KJELDAHL TOTAL) DE INVERNO, A ESCALA REAL É DEZ VEZES SUPERIOR À APRESENTADA NO GRÁFICO.....	83
FIGURA 14 - AVALIAÇÃO DO IPCA, DA CAMPANHA DE VERÃO (1- ADEQUADA, 2- REGULAR, 3- INADEQUADA).....	84
FIGURA 15 - AVALIAÇÃO DO IPCA, DA CAMPANHA DE INVERNO (1- ADEQUADA, 2- REGULAR, 3- INADEQUADA).....	84
FIGURA 16 - DENDOGRAMA DA ANÁLISE DE SIMILARIDADE - PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA - ENTRE OS PONTOS DE COLETA, (1) RESOLUÇÃO CONAMA 20 E (2) "QUALITY CRITERIA FOR WATER", CUJO COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO COFENÉTICO FOI DE 0,9911 (CAMPANHA DE VERÃO).....	85
FIGURA 17 - DENDOGRAMA DA ANÁLISE DE SIMILARIDADE - PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA - ENTRE OS PONTOS DE COLETA, COM COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO COFENÉTICO DE 0,9180 (CAMPANHA DE VERÃO).....	85
FIGURA 18 - DENDOGRAMA DA ANÁLISE DE SIMILARIDADE - PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA - ENTRE OS PONTOS DE COLETA, (1) RESOLUÇÃO CONAMA 20 E (2) "QUALITY CRITERIA FOR WATER", CUJO COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO COFENÉTICO FOI DE 0,9552 (CAMPANHA DE INVERNO).....	86
FIGURA 19 - DENDOGRAMA DA ANÁLISE DE SIMILARIDADE - PARA AS AMOSTRAS DE ÁGUA - ENTRE OS PONTOS DE COLETA, COM COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO COFENÉTICO DE 0,7787 (CAMPANHA DE INVERNO).....	86
FIGURA 20 - TEOR MÉDIO DAS ANÁLISES DE PH, REALIZADAS POR SÉ (1992) - DADOS DE 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - DADOS DE 1993 E GUERESCHI (1995) - DADOS DE 1994.87	
FIGURA 21 - MÉDIA DAS ANÁLISES DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (MG/L DE O ₂), REALIZADAS POR SÉ (1992) - DADOS DE 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - DADOS DE 1993 E GUERESCHI (1995) - DADOS DE 1994.....	88
FIGURA 22 - MÉDIA DAS ANÁLISES DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS/CM), REALIZADAS POR SÉ (1992) - DADOS DE 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - DADOS DE 1993 E GUERESCHI (1995) - DADOS DE 1994.....	89
FIGURA 23 - MÉDIA DAS ANÁLISES DE FOSFATO TOTAL (MG/L), REALIZADAS POR SÉ (1992) - DADOS DE 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - DADOS DE 1993 E GUERESCHI (1995) - DADOS DE 1994.....	90
FIGURA 24 - MÉDIA DAS ANÁLISES DE NITROGÊNIO KJELDAHL TOTAL (MG/L), REALIZADAS POR SÉ (1992) - DADOS DE 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - DADOS DE 1993 E GUERESCHI (1995) - DADOS DE 1994.....	91
FIGURA 25 - TEOR MÉDIO DOS METAIS CR, CU E ZN (MG/KG) PRESENTES NO SEDIMENTO DURANTE A CAMPANHA DE INVERNO.....	92
FIGURA 26 - TEOR MÉDIO DE FOSFATO TOTAL (MG/KG) PRESENTE NO SEDIMENTO DURANTE A CAMPANHA DE INVERNO.....	92
FIGURA 27 - TEOR MÉDIO DE NITROGÊNIO KJELDAHL TOTAL (MG/KG) PRESENTE NO SEDIMENTO DURANTE A CAMPANHA DE INVERNO.....	93
FIGURA 28 - VALORES MÉDIOS DE ABUNDÂNCIA DOS TAXA QUE ESTIVERAM PRESENTES EM MAIS DE 85 % DAS AMOSTRAS DA CAMPANHA DE VERÃO.....	93
FIGURA 29 - VALORES MÉDIOS DE ABUNDÂNCIA DOS TAXA QUE ESTIVERAM PRESENTES EM MAIS DE 85 % DAS AMOSTRAS DA CAMPANHA DE INVERNO.....	94
FIGURA 30 - VALORES MÉDIOS PARA O MATERIAL RETIDO (ML).....	94
FIGURA 31 - VALORES MÉDIOS PARA DENSIDADE (N ^o DE ORGANISMOS POR AMOSTRADOR).....	95
FIGURA 32 - VALORES DOS ÍNDICES DE RIQUEZA DE ESPÉCIES, PARA AS QUATRO CAMPANHAS DE COLETA.....	95
FIGURA 33 - VALORES DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE DE SHANNON, PARA AS QUATRO CAMPANHAS DE COLETA.....	96
FIGURA 34 - VALORES DOS ÍNDICES DE UNIFORMIDADE DE PIELOU, PARA AS QUATRO CAMPANHAS DE COLETA.....	96
FIGURA 35 - AMOSTRADORES: (A) COM SEIXOS DE RIO, (B) FEIXO DE METAL COM GIRADOR (C) GANCHO ONDE É AMARRADA LINHA DE NYLON N ^o 0,90 PARA FIXAR O CONJUNTO À MARGEM.....	97

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - CENSO DEMOGRÁFICO DE 1.991 (IBGE, 1996).....	63
TABELA 2 - RESUMO DA MORFOMETRIA DO CÓRREGO DO MONJOLINHO	63
TABELA 3 - RESUMO DA METODOLOGIA DE ANÁLISE ADOTADA PARA AS VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA.	64
TABELA 4 - RESUMO DOS NÍVEIS ADMITIDOS PELA RESOLUÇÃO CONAMA 20 PARA CORPOS D'ÁGUA CLASSE 1 e "QUALITY CRITERIA FOR WATER".	64
TABELA 5 - RESUMO HORÁRIO DA AMOSTRAGEM PRELIMINAR (OUTUBRO DE 1.996).	64
TABELA 6 - RESUMO HORÁRIO DA AMOSTRAGEM DE VERÃO (1.997).....	65
TABELA 7 - RESUMO HORÁRIO DA AMOSTRAGEM DE INVERNO (1.997)	65
TABELA 8 - RESUMO DA PORCENTAGEM DE RECUPERAÇÃO DE AMOSTRADORES RECUPERADOS.	65
TABELA 9 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 13 DE OUTUBRO DE 1.996 (CAMPANHA PRELIMINAR).	66
TABELA 10 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 19 DE JANEIRO DE 1.997 (CAMPANHA DE VERÃO).	66
TABELA 11 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 09 DE FEVEREIRO DE 1.997 (CAMPANHA DE VERÃO).	66
TABELA 12 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 02 DE MARÇO DE 1.997 (CAMPANHA DE VERÃO).	67
TABELA 13 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 13 DE JULHO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	67
TABELA 14 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 03 DE AGOSTO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	67
TABELA 15 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE ÁGUA COLETADAS EM 24 DE AGOSTO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	68
TABELA 16 - RESULTADO DAS ANÁLISES DE CLOROFILA ($\mu\text{g/L}$) (CAMPANHA DE VERÃO).	68
TABELA 17 - RESULTADO DO CÁLCULO DO IPCA (CAMPANHA DE VERÃO).	69
TABELA 18 - RESULTADO DO CÁLCULO DO IPCA (CAMPANHA DE INVERNO).	70
TABELA 19 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA CÁLCULO DE SIMILARIDADE (CAMPANHA DE VERÃO). 70	
TABELA 20 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA CÁLCULO DE SIMILARIDADE (CAMPANHA DE INVERNO). 70	
TABELA 21 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, SÉ (1992), 24/01/90.....	71
TABELA 22 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, SÉ (1992), 18/07/90.....	71
TABELA 23 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, NISIYAMA & POVINELLI (1993), MÉDIA DA CAMPANHA DE VERÃO.	71
TABELA 24 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, NISIYAMA & POVINELLI (1993), MÉDIA DA CAMPANHA DE INVERNO.	71
TABELA 25 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, GUERESCHI (1995), FEVEREIRO DE 1994.	72
TABELA 26 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, GUERESCHI (1995), SETEMBRO DE 1.994.	72
TABELA 27 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, SALAMI (1996), MÉDIA DA CAMPANHA DE VERÃO DO ANO DE 1.992.	72
TABELA 28 - MATRIZ DE DADOS DE ÁGUA PARA COMPARAÇÃO TEMPORAL, SALAMI (1996), MÉDIA DA CAMPANHA DE INVERNO DO ANO DE 1.991.	72
TABELA 29 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE SEDIMENTO COLETADAS EM 13 DE JULHO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	72

TABELA 30 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE SEDIMENTO COLETADAS EM 03 DE AGOSTO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	73
TABELA 31 - RESULTADO DAS ANÁLISES REALIZADAS COM AS AMOSTRAS DE SEDIMENTO COLETADAS EM 24 DE AGOSTO DE 1.997 (CAMPANHA DE INVERNO).	73
TABELA 32 - RESULTADO DO CÁLCULO DO ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO, PARA O COBRE.	73
TABELA 33 - RESULTADO DO CÁLCULO DO ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO, PARA O CROMO.	73
TABELA 34 - RESULTADO DO CÁLCULO DO ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO, PARA O ZINCO.	73
TABELA 35 - RESUMO DA IDENTIFICAÇÃO DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA (MÉDIA DE N° DE INDIVÍDUOS POR PONTO/SUBSTRATO/AMOSTRADOR), COLONIZADA NO PERÍODO DE 19/01/97 À 09/02/97 (CAMPANHA DE VERÃO 1/4).	74
TABELA 36 - RESUMO DA IDENTIFICAÇÃO DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA (MÉDIA DE N° DE INDIVÍDUOS POR PONTO/SUBSTRATO/AMOSTRADOR), COLONIZADA NO PERÍODO DE 09/02/97 À 02/03/97 (CAMPANHA DE VERÃO 2/4).	75
TABELA 37 - RESUMO DA IDENTIFICAÇÃO DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA (MÉDIA DE N° DE INDIVÍDUOS POR PONTO/SUBSTRATO/AMOSTRADOR), COLONIZADA NO PERÍODO DE 13/07/97 À 03/08/97 (CAMPANHA DE INVERNO 3/4).	76
TABELA 38 - RESUMO DA IDENTIFICAÇÃO DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA (MÉDIA DE N° DE INDIVÍDUOS POR PONTO/SUBSTRATO/AMOSTRADOR), COLONIZADA NO PERÍODO DE 03/08/97 À 24/08/97 (CAMPANHA DE INVERNO 4/4).	77
TABELA 39 - RESUMO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA (%) DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA DURANTE A CAMPANHA DE VERÃO.	78
TABELA 40 - RESUMO DA ABUNDÂNCIA RELATIVA (%) DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA DURANTE A CAMPANHA DE INVERNO.	79
TABELA 41 - RESUMO DOS DESCRITORES DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA NO PERÍODO DE 19/01/97 À 09/02/97 (CAMPANHA DE VERÃO 1/4).	79
TABELA 42 - RESUMO DOS DESCRITORES DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA NO PERÍODO DE 09/02/97 À 02/03/97 (CAMPANHA DE VERÃO 2/4).	79
TABELA 43 - RESUMO DOS DESCRITORES DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA NO PERÍODO DE 13/07/97 À 03/08/97 (CAMPANHA DE INVERNO 3/4).	80
TABELA 44 - RESUMO DOS DESCRITORES DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA, COLONIZADA NO PERÍODO DE 03/08/97 À 24/08/97 (CAMPANHA DE INVERNO 4/4).	80
TABELA 45 - PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS DO SUBSTRATO COMPOSTO POR SEIXOS (ANÁLISE REALIZADA COM UM CONJUNTO DE 42 AMOSTRAS).	80

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANR	Amostrador Não Recuperado
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Cond.	Condutividade Elétrica
Cr	Cromo
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ex.	Exemplo
IPCA	Índice de Preservação de Comunidades Aquáticas
IAWRC	International Association of Waterworks in the Rhine Catchment
I _{geo}	Índice de Geoacumulação
N	Nitrogênio
nº	Número
NA	Não Analisado
ND	Não Detectável - concentração abaixo do nível de detecção do método analítico
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
NT	Não Tóxico
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fosfato
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNA	Ponto Não Amostrado
PT	Fosfato Total
Pt _{nn}	Ponto de Amostragem (onde nn é a referência)
RCC	River Continuum Concept
SAAE	Serviço Autônomo de Água e Esgoto
TA	Toxicidade Aguda
TC	Toxicidade Crônica
Temp.	Temperatura
Zn	Zinco

LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES

%	porcentagem
μg	micrograma
μS	microsiemens
cm	centímetro
g	grama
L	litro
kg	kilograma
km	quilômetro
km^2	quilômetro quadrado
m	metro
m^2	metro quadrado
mg	miligrama
mL	mililitro
mm	milímetro

RESUMO.

MENDES, A.J.S. *Avaliação dos impactos sobre a comunidade macrozoobentônica, no Córrego do Monjolinho, São Carlos, SP.* São Carlos, 1.998. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

O Córrego do Monjolinho localiza-se na região centro-norte do Estado de São Paulo. Distanto aproximadamente 240 km da capital, integrando a Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu, afluente do Rio Tietê e caracterizando-se por apresentar três trechos distintos: um urbanizado, central que recebe vários tipos de efluentes provenientes da cidade de São Carlos, e outros dois, nascente e foz, com características rurais, que recebem lançamentos oriundos das atividades agropastoris. Neste estudo verificou-se a interação existente entre a estrutura da comunidade macrozoobentônica e as variáveis físicas e químicas ao longo do córrego. Para avaliação desta correlação, foram realizadas campanhas durante o verão e inverno, com coleta de três amostras de água e duas de comunidade macrozoobentônica em cada estação. Esta última foi obtida através do uso de colonizadores com substratos artificiais, sendo que no inverno foram coletadas também amostras de sedimento. As análises físico-químicas da água indicaram que a cidade é a principal fonte de impacto, mostrando uma tendência de recuperação no último ponto amostrado, além da dependência da água de chuva como principal fator de diluição da carga tóxica que o córrego recebe. Já o Índice de diversidade de SHANNON demonstra que a comunidade macrozoobentônica encontra-se impactada ao longo do córrego.

Palavras-chave: Macrozoobentos; Qualidade de Água; Bioindicadores; Córrego do Monjolinho; Indicadores de Poluição Aquática.

ABSTRACT.

MENDES, A.J.S. Evaluation of the impact on the macrozoobenthonic Community, in the *Córrego do Monjolinho, São Carlos, SP*. São Carlos, 1.998. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The *Córrego do Monjolinho* is located in the central-north region of the State of São Paulo. It lies about two hundred and forty kilometers from the capital, completing the Hydrographic Basin of the Jacaré-Guaçu River, a tributary of the Tietê River, and is characterized by three distinct areas: One; urbanized, central area that received several types of effluents coming from the city of São Carlos, the other two areas, one at the beginning, and the other at the river mouth, have rural characteristics that receive pollutants originating from agro-pastoral activities. This study shows an existing correlation between the macro-zoobenthonic community structure and the various physicochemicals along the stream. To evaluate this correlation, campaigns were undertaken during the summer and winter seasons, with three water samples and 2 samples of the macrozoobenthonic community being taken in each season. The latter was drawn through the use of colonizers's with artificial substrata. Samples of sediments were also taken during the winter months. The physicochemical analyses of the water indicated that the city was the main source of impact, showing a tendency of recuperation on the last point drawn, as well as the dependency on rainwater as the main dilution factor on the toxic load the stream receives. While the diversity index from Shannon shows that the macrozoobenthonic community has been found to be impacted all along the stream.

Key-words: Macrozoobentons; Water Quality; Bioindicators; *Córrego do Monjolinho*; Water Pollution Indicators..

1. INTRODUÇÃO.

Os seres vivos estão em íntima e obrigatória relação com o meio que os cerca. Assim, as características da água são importantíssimas na determinação da biota deste meio (BRANCO, 1986). THIENEMANN¹ apud ESTEVES (1988) reconheceu a importância de se estudar a relação fatores abióticos-bióta, através da seguinte frase: "Quanto mais as condições de vida de um biótopo se afastarem das condições ótimas para a maioria dos organismos, tanto mais pobre serão as comunidades e tanto mais uniformes e mais típicas serão estas, e tanto maior será o número de organismos de cada espécie." Um rio, fluindo da nascente à desembocadura, apresenta uma série de gradientes das características ambientais, resultando em contínua mudança de comunidades.

Os métodos convencionais de análises físico-químicas e exames bacteriológicos da água apresentam algumas deficiências, sobretudo na detecção de substâncias tóxicas ou lançamentos intermitentes de certos tipos de efluentes (poluição difusa), podendo ser complementados com a utilização de indicadores biológicos. Assim, se normalmente as análises físico-químicas detectam somente as condições presentes no momento da coleta do material, a composição e estrutura da comunidade sofrem uma série de alterações que permanecem por longo período, permitindo, através de verificações posteriores, detectar as condições predominantes do local (ZAJIC,

¹THIENEMANN, A. (1913). Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Verh. Nat. Hist. Ver. preuss. v. 70, p. 249-303 apud ESTEVES, F. A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda.

1971; COOK, 1976; ROSENBERG et al., 1982; BRANCO, 1984 e CARDOSO, 1989).¹

Segundo BRANCO (1986), a introdução de elementos compostos ou formas de energia estranhas à composição natural dos ecossistemas aquáticos, provoca transformações biológicas e bioquímicas de interesse ecológico. Estas transformações podem destruir o equilíbrio biodinâmico original deste meio, determinando a inibição ou o estímulo ao desenvolvimento de certas espécies, de acordo com a maior ou menor adaptabilidade ou tolerância apresentadas às condições impostas. Em outras palavras, há uma ação seletiva sobre os organismos.

De acordo com a perturbação, o ecossistema tende a se reestabilizar através de etapas sucessionais de recomposição em busca de suas condições originais, processo conhecido por autodepuração (BRANCO, 1986). A capacidade de autodepuração de um rio é variável, já que os despejos são processados gradualmente ao longo do tempo, através de processos físicos, químicos, bioquímicos e biológicos. Esta capacidade é limitada, podendo em muitos casos atingir limites intoleráveis à vida aquática (POVINELLI, 1989).

Em sistemas lóticos, a autodepuração ocorre em secções transversais ao eixo do rio, a partir do ponto em que o efluente atinge o manancial. Neste local a perturbação é acentuada, mostrando seus efeitos nos quilômetros subsequentes, reduzindo-se à medida que caminha à jusante do ponto de lançamento (ZAJIC, 1971 e BRANCO, 1984, 1986). Nestas condições, a redução das espécies intolerantes e o aumento das tolerantes, refletem a degradação da qualidade da água. Como consequência da ação seletiva nas áreas poluídas, estas tendem a ser habitadas por um número reduzido de espécies, as quais aumentam numericamente a sua população, devido às condições ambientais que favorecem seu desenvolvimento (CETESB, 1978).

A utilização de populações aquáticas como indicadores dos níveis de poluição tem ocorrido desde o início do século como demonstram os trabalhos de LIEBMANN² apud BRANCO (1986). A compreensão da dinâmica populacional, possibilita a utilização de dados de fauna e flora para indicar a qualidade da água e o nível de poluição presente.

A importância desses métodos biológicos remete à necessidade de complementações das análises físico-químicas que podem descrever unicamente situações momentâneas: os organismos servem como indicadores a longo prazo e, por sua presença ou ausência, refletem as condições intermediárias que as análises unicamente físico-químicas não fornecem. Assim, observados os indicadores biológicos, verifica-se que muitas vezes, notada mortandade de peixes ou outras drásticas alterações nas comunidades em águas poluídas, são finalmente tomadas medidas para a execução de análises, físico-químicas que, por sua vez, mesmo com o retardo demasiado, podem determinar a relação causa-efeito, pelo menos parcialmente, permitindo providências imediatas e adequadas por parte dos órgãos responsáveis.

O biomonitoramento nos corpos d'água tem evoluído da exploração de aspectos meramente qualitativos para aspectos mais quantitativos. Ou seja, de simples censos de espécies, classificadas de acordo com sua tolerância à poluição orgânica (Sistema de Sapróbios), à elaboração de índices e análises mais complexas da estrutura das comunidades, caminhando para aspectos funcionais destas (SCHAFER, 1985).

Comparando diretamente os métodos físico-químicos com as indicações biológicas podem-se estabelecer vantagens e desvantagens que cada aspecto oferece:

²LIEBMANN, H. (1962). Handbuch der Frischwasser-und Abwasser-biologie. Munique. R. Oldenbourg apud BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo. ASCETESB/CETESB.

- métodos físico-químicos:

vantagem: análise causal dos efeitos, com detecção das substâncias poluidoras e tóxicas, dentro de certos limites.

desvantagem: levantamento de uma situação momentânea, sem possibilidade de detecção das condições intermediárias entre as análises de rotina.

- métodos biológicos:

vantagem: indicação a longo prazo; a aplicação de indicadores garante a continuidade das condições mínimas toleráveis; alerta para modificações drásticas na composição das comunidades ou eliminação de grande parte destas, como as mortandades.

desvantagem: indicação por efeito, sem especificidade das causas.

A utilização de indicadores biológicos para a avaliação do grau de deterioração da qualidade da água é uma metodologia que supri as deficiências dos métodos analíticos tradicionais, os quais muitas vezes são realizados com amostras compostas que integram como total uma amostragem parcial (CARDOSO, 1989).

2. OBJETIVOS.

Esta dissertação tem como principais objetivos:

- √ avaliar a estrutura da comunidade macrozoobentônica ao longo do Córrego do Monjolinho;
- √ avaliar as variáveis físicas e químicas da água, como forma de detectar os impactos;
- √ avaliar o comportamento das variáveis físicas e químicas da água obtidos em estudos anteriores com os resultados do presente trabalho.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.

3.1. SUB-SISTEMA RIO.

A complexidade do estudo do sub-sistema rio deve-se ao fato deste ser um sistema de drenagem e transporte que possui uma interface com o ecossistema terrestre, constituindo um dos elos dos ciclos hidrológico e biogeoquímico, onde a erosão, transporte e deposição de materiais geológicos dissolvidos acabam por refletir na sua morfometria.

Os rios em geral, apresentam um gradiente que envolve mudanças longitudinais nas características físico-químicas, no metabolismo das comunidades, na diversidade biótica e no perfil do canal, desde a nascente até a foz, criando dessa forma uma hierarquia onde os processos que ocorrem a jusante são dependentes da situação existente a montante, conceito este conhecido como "*River Continuum Concept*" (RCC) (VANNOTE et al., 1980).

Apesar de diversos autores (CULP & DAVIES, 1982; STATZNER & HIGLER, 1985; BRUNS et al., 1984 e BARMUTA & LAKE, 1982) proporem modificações para o RCC, estas acabam por fornecer subsídios à teoria.

Já JUNK et al.³ apud SANTOS (1993) identifica duas limitações no conceito do RCC: (1) seu desenvolvimento baseou-se no estudo de peque-

³JUNK, W. J., BAYLEI, P. B., SPARKS, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceedings of the international Large River Symposium. Can Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. p. 110-127 apud SANTOS, M. J. (1993). Estudo Limnológico dos Córregos da Água Fria e da Água Quente. 219 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

nos rios de regiões temperadas e (2) o conceito foi elaborado com perspectiva geomorfológica. Já para rios com amplas planícies de inundação, os pulsos periódicos de inundação são as forças controladoras da biota, gerando uma troca de materiais entre o curso d'água e a planície adjacente. O conceito de pulsos de cheias nos rios ("*The Flood Pulse Concept in River - Floodplain Systems*") diferentemente do RCC, defende a idéia de que a biomassa animal do rio é dependente da produção de matéria orgânica originada nas planícies de inundação e não do transporte montante → jusante na bacia hidrográfica. Porém esta é uma teoria desenvolvida para grandes bacias de drenagem, nas quais não se desenvolvem nenhuma ação antrópica, o que dificulta a sua aplicação na maioria das bacias existentes (RIOS, 1993).

Já pequenos córregos estão sujeitos a rápidas e fortes perturbações causadas pela mudança no uso da terra, apesar do uso de técnicas adequadas de manejo da bacia poderem minimizar tais perturbações (KARR & DUDLEY⁴ apud RIOS, 1993).

A velocidade do fluxo d'água de um rio varia no espaço. Longitudinalmente, os maiores valores são encontrados em regiões com grandes declives, enquanto que os menores ocorrem junto às regiões planas onde o declive é desprezível. Transversalmente a velocidade é reduzida junto à superfície, devido à tensão superficial, apresentando velocidade máxima dentro do primeiro terço da profundidade, diminuindo junto às margens e ao fundo, devido ao atrito (POPP, 1987).

Os movimentos diferenciados do fluxo d'água, tanto no espaço como no tempo, afetam a distribuição dos organismos aquáticos de várias maneiras, fazendo com que este seja um fator importante na composição característica da biota.

⁴KARR, J. R. and DUDLEY, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environm. Managem.* v. 5(1), p. 55-68 apud RIOS, L. (1993). Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do Ribeirão Feijão (ESTADO DE SÃO PAULO). 146 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

3.2. PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA.

O desenvolvimento industrial aliado à migração do homem do campo para os centros urbanos, têm gerado graves problemas para os corpos d'água localizados próximo às cidades. Entre os impactos que podemos observar destacam-se os oriundos da má gestão das bacias hidrográficas onde estão localizados os centros urbanos e os rejeitos produzidos pela sociedade industrializada.

A qualidade da água é comumente correlacionada às suas propriedades físicas e químicas, o que acaba por restringir o espectro da sua ação. Os esforços para reverter a degradação dos corpos d'água têm sido comumente direcionados para estas características.

A entrada de material terrestre em corpos d'água pode ocorrer diretamente, ou ainda indiretamente através da água de drenagem do ecossistema terrestre ou urbano, sendo que neste último, podemos encontrar altas concentrações de metais pesados e pesticidas associados ao material particulado (PRATT et al., 1981).

Em rios tropicais, a baixa concentração de íons é uma constante, sendo a água da chuva o seu maior contribuinte. Esta concentração iônica é diretamente proporcional a condutividade elétrica (PAYNE⁵ apud RIOS, 1993). Além da água de chuva, os rios em cujas margens estão instalados centros urbanos, acabam por receber grande quantidade de material em suspensão o que limita a penetração da luz, atingindo assim os organismos autótrofos e influenciando de modo direto o teor oxigênio dissolvido, através da diminuição da fotossíntese. Segundo PEDROSO & ORFEO⁶ apud SA-

⁵PAYNE, A. I. (1986). The ecology of tropical lakes and rivers. Chichester. John Wiley & Sons. apud RIOS, L. (1993). Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do Ribeirão Feijão (ESTADO DE SÃO PAULO). 146 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

⁶PEDROSO, F. L. & ORFEO, O. (1986). Evaluacion de Sólidos Suspendidos en Algunos rios del Noreste Argentino: empleo de filtros. Asos. Arg. min. Petrol. y Sediment. v. 17, p. 61-66 apud SALAMI, L. N. B. P. (1996). Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no Rio do Monjolinho. 132 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

LAMI (1996), a determinação do material em suspensão pode ser aplicado na determinação da taxa de erosão de uma bacia de drenagem.

Além de influenciar de forma direta o teor de oxigênio dissolvido, o material em suspensão carregado para o rio durante as chuvas, acaba por influenciar o pH deste: na nascente este é baixo, devido a presença da mata ciliar que fornece matéria orgânica para ser decomposta, que eleva a liberação de CO₂ com o abaixamento dos valores de pH (REID & WOOD⁷ apud SALAMI, 1996).

Em condições normais, a concentração do oxigênio dissolvido em rios, é inversamente proporcional à temperatura da água e, em águas correntes sem perturbação, ela é encontrada próxima à saturação.

Dentre os fatores que atuam sobre a concentração do oxigênio dissolvido estão: fatores físicos, que atuam sobre a difusão dos gases; fatores químicos, como a oxidação de substâncias inorgânicas; e os fatores biológicos, como a fotossíntese e a respiração (SALAMI, 1996).

Além do pH e oxigênio dissolvido, os nutrientes - fosfato total e nitrogênio total - têm grande importância para a compreensão dos processos que ocorrem dentro da bacia hidrográfica, já que estes podem ter a sua origem nos ecossistemas terrestres (HYNES, 1970). O fósforo tem a sua origem nas rochas sujeitas à erosão gradual que, assim disponibilizado, acaba sendo transportado pelos rios, depositando-se nos oceanos. A presença de fósforo e nitrogênio nos mananciais em concentrações superiores a 0,01 e a 0,3 mg/L respectivamente, determinam proliferações maciças de algas que, por sua vez, causam sérios problemas à utilização das águas, quer para abastecimento quer na manutenção da diversidade da biota atingida (BRANCO, 1986). O fósforo é essencial ao crescimento dos organismos de águas superficiais, especialmente as algas, podendo ser o elemento limi-

⁷REID, G. K.; WOOD, R. D. (1976). *Ecology of Inland Waters and estuaries*. New York. Van Nostrand. SALAMI, L. N. B. P. (1996). *Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no Rio do Monjolinho*. 132 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

tante da produtividade e possuindo íntima relação com o nitrogênio (N/P em riachos temperados é de 16:1) (ODUM 1986).

De acordo com POVINELLI (1981), a matéria orgânica pode ter a sua degradabilidade reduzida devido à toxicidade provocada por metais pesados sobre a comunidade de microrganismos, o que acaba por afetar a DBO.

Conforme FÖRSTNER & WITTMAN⁸ apud NISIYAMA & POVINELLI (1993), apesar de vários grupos metálicos possuírem funções biológicas essenciais, de forma que a suplementação adequada resulta em ótimas condições para os organismos a sua carência leva à deficiência, doses excessivas podem ser consideradas tóxicas. Vários são os fatores que devem ser considerados quanto ao potencial tóxico dos metais pesados tais como: forma iônica em que o metal é descartado no corpo receptor, presença de outros metais e substâncias, variações das condições ambientais, condições físicas ou fisiológicas dos organismos, reação da biota à presença do metal.

O cromo, por exemplo, está presente nos efluentes de várias indústrias como a têxtil, metalúrgica, curtume, etc; suas formas iônicas possuem oxidação variando de +2 a +6. Em águas bem oxigenadas, o cromo hexavalente é a espécie termodinamicamente estável; entretanto o trivalente, pode formar grande número de compostos relativamente inertes, possuindo grande estabilidade cinética e termodinâmica, podendo ser isolados como sólidos (MOORE⁹ apud NISIYAMA & POVINELLI, 1993).

⁸FÖRSTNER, J., WITTMANN, G. T. W. (1983). Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. apud NISIYAMA, C. A. & POVINELLI J. (1993). Indicadores de poluição: comparação dos dados de parâmetros físico-químicos e de organismos bentônicos no Córrego do Monjolinho (São Carlos - SP). São Carlos. - Relatório FAPESP - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

⁹MOORE, J. W., RAMAMOORTHY, S. (1984). Heavy metals in natural waters applied monitoring and impact assessment. New York. Springer-Verlag apud NISIYAMA, C. A. & POVINELLI J. (1993). Indicadores de poluição: comparação dos dados de parâmetros físico-químicos e de organismos bentônicos no Córrego do Monjolinho (São Carlos - SP). São Carlos. - Relatório FAPESP - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

Segundo FÖRSTNER (1990), a concentração de metais que aportam nos corpos d'água acaba por ser complexada à matéria orgânica, tendo como destino final o sedimento. O grau de poluição do sedimento de rios pode apresentar grandes variações, que são influenciadas pela descontinuidade da entrada dos poluentes ou pela modificação no fluxo d'água devido à precipitação ou água de drenagem, o que acaba afetando a granulometria e o conteúdo de carbono orgânico.

Substâncias químicas são facilmente definíveis, só que anualmente existe um grande "lançamento" de novos produtos que trazem consigo características que afetam a qualidade da água sob diversas formas (WILHM & DORRIS, 1968).

A amostragem de água para avaliação físico-química representa o estado da água em um ponto no tempo e espaço, deixando de abranger as descargas intermitentes (CHANDLER, 1970).

3.3. BIOINDICADORES.

A tentativa de distinguir e caracterizar comunidades, segundo MARGALEF (1983), enfrenta problemas de escala e da estrutura heterogênea dos sistemas naturais. Um rio é um mosaico de comunidades, com zonas longitudinais e verticais que possuem fatores essenciais que possibilitam o seu desenvolvimento.

Macroinvertebrados são definidos como aqueles visíveis a olho nu ou que são retidos em peneira USS nº 30 (0,595 mm de abertura) (GREENBERG et al., 1992). Macroinvertebrados bentônicos são animais que habitam o substrato de lagos, córregos, estuários e águas marinhas, podendo construir tubos onde vivem durante parte ou toda vida. A comunidade macrozoobentônica tem importante função na cadeia alimentar e sua presença se reflete sobre outras formas, sendo algumas espécies vetores de doenças e outras importantes na digestão de matéria orgânica e recicla-

gem de elementos. Consequentemente, seu estudo é uma importante ferramenta na avaliação de impactos de diversas origens (KLEMM et al., 1990).

Entre as vantagens da utilização de organismos da comunidade bentônica como indicadores dos níveis de poluição em cursos d'água destacam-se: seu tamanho relativamente grande, facilitando a identificação dos grupos taxonômicos; sensibilidades variadas entre populações às alterações ambientais do meio; fidelidade ao tipo de substrato; mobilidade restrita e longos ciclos de vida, permitindo relacioná-los às condições ambientais que prevalecem no local (CETESB, 1978 e CARDOSO, 1989). Se durante um curto período de exposição a água for de qualidade inferior, organismos não tolerantes ao "stress" serão atingidos e a estrutura da comunidade será alterada (CAIRNS & DICKSON, 1971). Assim, entre as várias comunidades de um ecossistema aquático, a comunidade bentônica - particularmente os macroinvertebrados - tem sido muito utilizada na avaliação biológica da qualidade dos corpos d'água (DE PAUW & VANHOOREN, 1983).

A determinação dos fatores responsáveis pela estrutura da comunidade de macrozoobentos em ambientes lóticos têm originado diversos trabalhos. No entanto, o nível de resolução dos parâmetros adotados como determinantes da estrutura varia entre os autores, podendo-se encontrar trabalhos que enfocam variáveis globais como biota e abiota como principais responsáveis pela distribuição das espécies (HYNES, 1970; RABENI & MINSHALL, 1977 e SCHAEFFER & PERRY, 1986), até os que adotam as variáveis físicas e químicas (ALONSO, 1995), ou as condições hidráulicas do curso d'água, as quais variam conforme o ciclo sazonal (VANNOTE et al., 1980 e STATZNER & HIGLER 1986). Porém, a forma na qual estes diversos parâmetros se interrelacionam, ainda precisa ser esclarecida.

A zonação longitudinal da comunidade macrozoobentônica pode ocorrer de forma sazonal como demonstrou CULP & DAVIS (1982) em trabalho realizado no rio Oldman (EUA), onde a zonação estava presente no verão, através da contribuição em perifiton e nutrientes dos seus tributários

- sendo relacionada com a floresta sub-alpina e pradaria dos ecossistemas presentes na bacia hidrográfica - e ausente durante a primavera.

Existem diversas formas de se monitorar a poluição dos rios com o uso de invertebrados, incluindo o uso de espécies indicadoras (GAUFIN¹⁰ apud BURLINGTON, 1962), método basicamente qualitativo e que pressupõe considerável conhecimento taxonômico, métodos quantitativos como o desenvolvido por BURLINGTON (1962) baseado na relação existente entre grupos de invertebrados, ou seja, avalia-se a biomassa dos insetos e dos vermes, o que exige um treinamento menos rigoroso.

Segundo MARGALEF (1983) e BRANCO (1984), a interpretação dinâmica da diversidade leva a prever o aumento da mesma ao longo do rio, no sentido da corrente. Uma maior diversidade de espécies garante maior equilíbrio ao ecossistema, porque permite ampla utilização de diversas fontes nutricionais e energéticas que ocorrem no ambiente, oferecendo alternativas para o fluxo de energia.

3.4. AMOSTRADORES COM SUBSTRATO ARTIFICIAL.

Uma amostragem adequada do substrato de sistemas lóticos é extremamente difícil pois, frequentemente, estes são compostos por blocos e cascalhos, ocasionando a perda de dispositivos de amostragem e impossibilitando a penetração em alguns casos. A velocidade da corrente modifica as condições do substrato tanto longitudinalmente como sazonalmente, formando um mosaico de pequenos habitats, cada um dos quais abrigando uma fauna diferente (HYNES, 1970 e EDMONDSON & WINBERG, 1971).

Os amostradores com substratos artificiais possuem uma fração de dimensão conhecida, isolada em recipientes, colocados em locais de estudo por um período determinado, permitindo que o substrato seja colonizado.

¹⁰GAUFIN, A. R. (1958). The effects of pollution on a Midwestern Stream. *Ohio Journal Sci.* v. 58(4), p. 179-183 apud BURLINGTON, R. F. (1962). Quantitative biological assessment of pollution. *Journal Water Pollution Control Federation.* v. 34(2), p. 179-183.

Alcançado o período, são removidos do local para que os organismos sejam identificados e contados.

O uso de substratos artificiais para coleta de organismos por colonização requer pouco tempo de uso e padronização do procedimento de amostragem. De todas as técnicas convencionais existentes esta é a que permite amostragem eficiente para todas as estações (CAIRNS & DICKSON, 1971), já que o seu uso responde à questão "Quais os organismos que se desenvolvem neste substrato?" (WHITTON, 1975). A colonização de substratos artificiais desnudos pode ocorrer de quatro formas: através da deriva; da migração de região a montante; da migração do substrato ou através de migração de fonte aérea. Estas quatro formas acabam por refletir a complexidade das relações existentes e a possibilidade de um substrato ser colonizado após a exposição a uma situação de "stress" (WILLIAMS & HYNES 1976).

Os trabalhos de DE PAUW & VANHOOREN (1983) e DE PAUW et al. (1986) constituem uma referência no que se refere ao monitoramento da qualidade de água através do uso de amostradores com substratos artificiais. Segundo esses autores, amostradores com substratos compostos de diversos materiais obtêm um aumento significativo de taxa em relação aos constituídos por substrato simples. Essa flutuação do número de taxa se deve à interação de diversos fatores, como a colonização do perífiton, areia e matéria orgânica nos interstícios do substrato, predação e competição espacial.

Aliado ao uso de substratos artificiais, esses autores utilizaram o "Belgian Biotic Index" que, em alguns casos, se tornava estável para amostras com uma semana de colonização. Isso representa um avanço já que exposições superiores a três ou quatro semanas são inviáveis, pois o risco de perda de amostradores bem como mudanças ambientais que interfiram nos organismos já instalados torna-se maior.

O "Belgian Biotic Index" têm o seu procedimento padronizado na norma NBN T 92-104, trabalha com dados de presença/ausência e considera somente as unidades taxonômicas que contiverem 2 ou mais indivíduos.

Além dos trabalhos de DE PAUW & VANHOOREN (1983) e DE PAUW et al. (1986), pode-se citar os trabalhos de KHALAF & TACHET (1980), onde foi verificada a influência da dimensão do substrato na diversidade da comunidade. Já PRATT et al. (1981) utilizaram amostradores do tipo cesto com pedras para monitorar o efeito do escoamento superficial urbano na comunidade macrozoobentônica. BRANDIMARTE & SHIMIZU (1990) fizeram uso de substratos compostos por fios de nylon sendo este um dos primeiros trabalhos a serem publicados com rios brasileiros, além do trabalho de KUHLMANN et al. (1993), que posteriormente acabou por se tornar norma técnica da CETESB.

4. METODOLOGIA.

4.1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.

O município de São Carlos, é caracterizado por um crescente processo de urbanização, com uma população predominantemente urbana (93,80 %) (tabela 1), cuja taxa de crescimento é superior à do município (IBGE, 1996) , o que acaba por refletir no processo de crescimento da cidade, seja através do adensamento (verticalização) da área existente, ou na ampliação da área ocupada pelo núcleo urbano, atingindo áreas até agora poupadas, como a dos mananciais, por exemplo.

O Córrego do Monjolinho localiza-se na região centro-norte do Estado de São Paulo. Distanto aproximadamente 240 km da capital [entre 21°57' e 22°06' de latitude Sul, 47°50' e 48°05' de longitude Oeste (IBGE, 1971), integra a Bacia Hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu, afluente do Rio Tietê. A partir da Lei Estadual nº 7663 de dezembro de 1.991 passou a fazer parte do 6º Grupo de Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos, estando localizada na 13ª Bacia, denominada Tietê/Jacaré (ALONSO, 1995) (figura 1).

Nascendo no Planalto de São Carlos, a leste da cidade, na cota de 900 m, o Córrego do Monjolinho, desce a serra originando uma ampla planície de inundação onde deposita a maior parte do material suspenso que transporta. Na região urbana, o córrego é confinado a um canal artificial, recebendo diversas contribuições, não somente de seus formadores, Córrego Santa Maria, Córrego do Tijuco Preto e Córrego do Gregório, mas também de águas residuárias, formadas por esgotos sanitários da região Norte de São Carlos, e/ou despejos provenientes das indústrias (curtumes, fábricas

de papel, tintas, alimentos, etc) que, segundo levantamento efetuado em 1986, totalizavam 400 (GONÇALVES, 1986). Após atravessar o centro urbano, retorna ao leito natural, apresentando estreita faixa de mata galeria; posteriormente, ao encontrar o substrato basáltico, adquire aspecto encachoeirado que conserva até desembocar no Rio Jacaré-Guaçu, na cota de 543 m, percorrendo assim um trecho de 43,25 Km com um desnível de 357 metros.

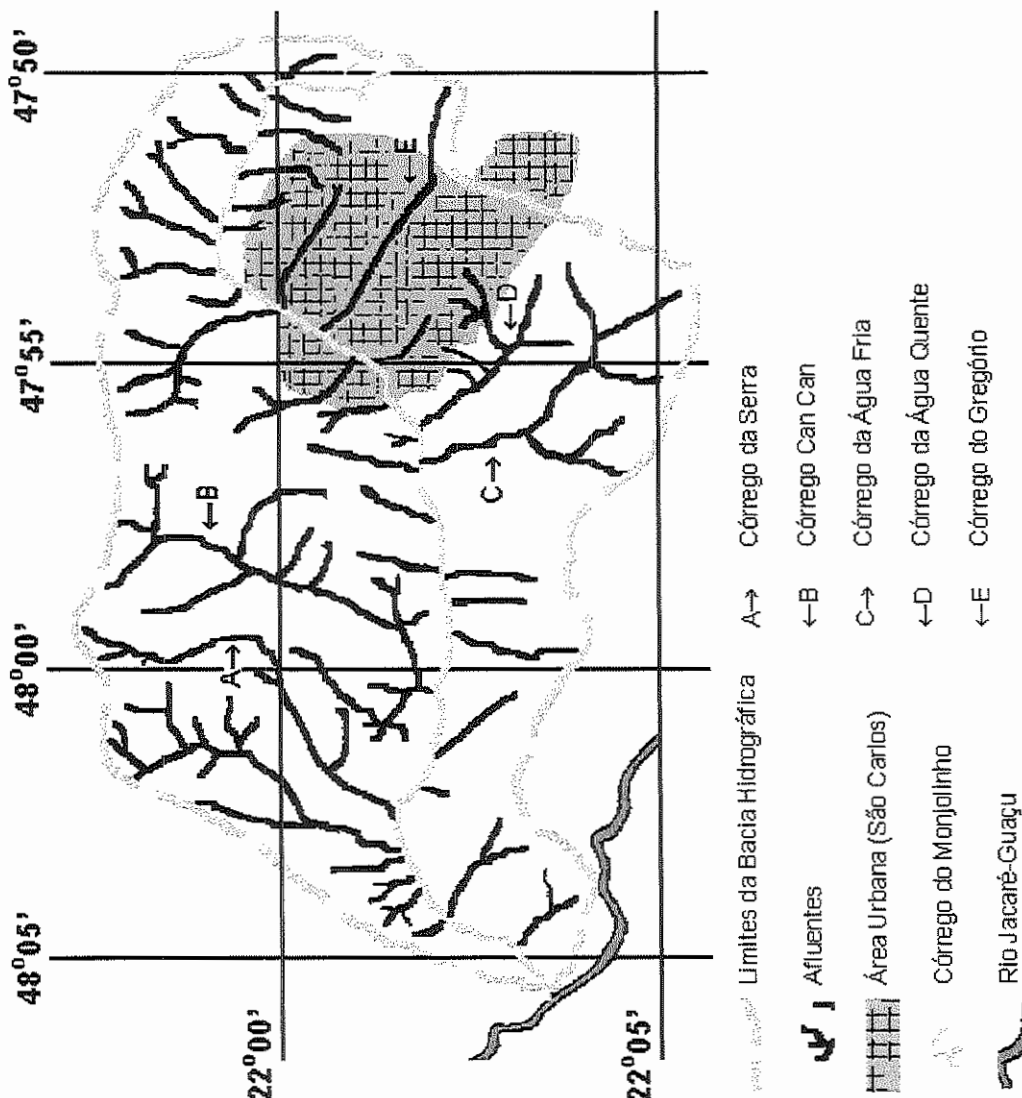


Figura 1 - Mapa da Bacia Hidrográfica do Córrego do Monjolinho, com alguns de seus afluentes. [adaptado de NISIYAMA & POVINELLI, (1993)]

Segundo SÉ (1992) (tabela 2), as características morfométricas do Córrego do Monjolinho, permitem afirmar que a sua bacia tem pouca propensão às enchentes.

4.2. CLIMA LOCAL.

O Clima de uma região resulta da ação conjunta de fatores dinâmicos, como a circulação das massas de ar, e de fatores estáticos, como o relevo e a latitude.

O clima regional foi classificado como Cwb, segundo sistemática de KÖPPEN (SETZER¹¹ apud GONÇALVES, 1986). Através de estudo de dados pluviométricos efetuado por BJORNBERG & TOLENTINO¹² apud GONÇALVES (1986), conclui-se que existem duas estações climáticas bem definidas: uma seca (de abril a setembro) e outra chuvosa (de dezembro e janeiro).

Esse fato estabeleceu dois períodos de amostragem: um de 19 de janeiro a 02 de março, coincidindo com o período chuvoso, ou campanha de verão, que se caracteriza pela diluição dos poluentes devido ao "input" da água das chuvas; e outro de 13 de julho a 24 de agosto de 1.997, correspondendo ao período de seca, ou campanha de inverno, quando se observa uma diminuição da vazão do córrego por receber menor contribuição de água das chuvas.

4.3. DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA.

Devido à grande diversidade apresentada pelo curso estudado, incluindo trechos de intensa deposição, corredeiras, regiões encachoeiradas e recepção de águas de diversos contribuintes, a escolha dos pontos de amostragem deve ser rigorosa. Caso contrário, estes acabarão por amostrar locais com características diferentes, dificultando a comparação entre os

¹¹SETZER, J. (1949). Os solos do Estado de São Paulo. Rio de Janeiro, IBGE. apud GONÇALVES, A. R. L. (1986). Geologia Ambiental da área de São Carlos. São Paulo. Tese de Doutorado - Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo.

¹²BJORNBERG, A. J. S. & TOLENTINO, M. (1959). Contribuição ao estudo da geologia e das águas subterrâneas de São Carlos. Boletim da Sociedade Brasileira de Geologia. v. 8(02) apud GONÇALVES, A. R. L. (1986). Geologia Ambiental da área de São Carlos. São Paulo. Tese de Doutorado - Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo.

mesmos, considerando-se ainda as condições de acesso e de trabalho nos pontos amostrados.

Nesse sentido, o córrego foi dividido em três regiões: a primeira, com pouca influência antrópica, tem características de ocupação rural, e suburbana, na qual são encontrados diversos trechos com processos erosivos, estendendo-se desde a nascente até a entrada da cidade (Pt01 e Pt02); a segunda, com alta influência antrópica, corresponde ao trecho em que o corpo d'água percorre a cidade de São Carlos, recebendo despejos industriais e da rede pública de esgotos (Pt2-3) e, finalmente, a terceira, caracterizada pela ocupação rural, onde o córrego sofre uma autodepuração até desembocar no rio Jacaré-Guaçu (Pt03 e Pt04) (figura 2).

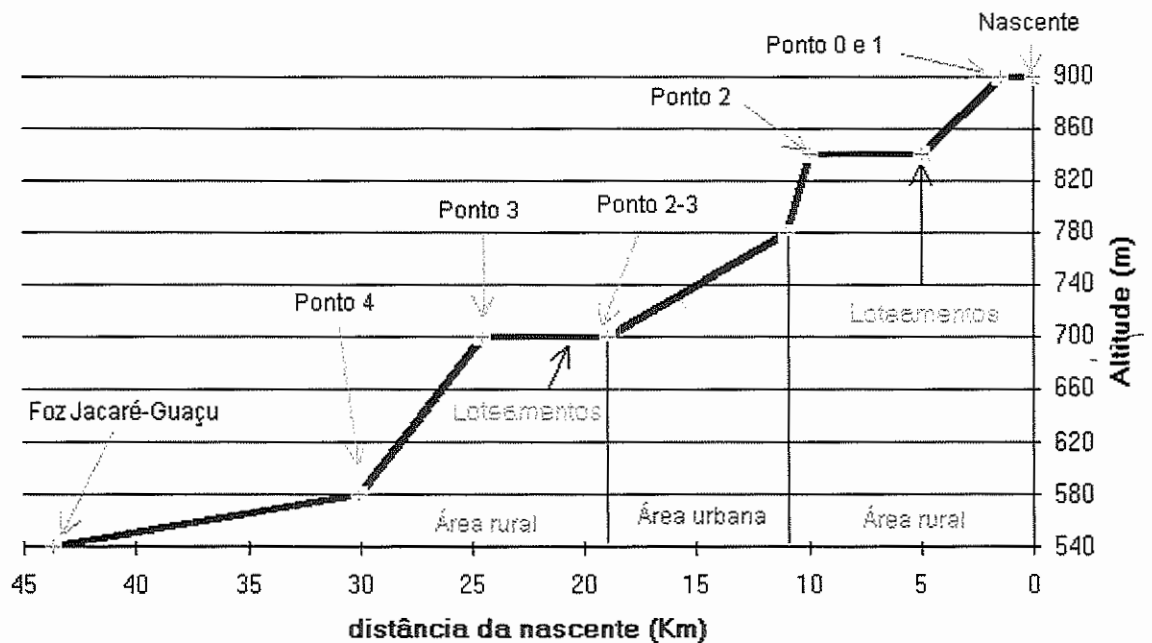


Figura 2 - Perfil longitudinal topográfico, onde se observam as três regiões em que foi dividido o Córrego do Monjolinho: a primeira, localizada à direita onde estão presentes as nascentes, com pequeno impacto antrópico: uma intermediária, onde está localizado o núcleo urbano e, finalmente, a terceira, com predomínio de características agrícolas.

Como o objetivo do trabalho foi "monitorar" através da comunidade de macrozoobentos a qualidade da água do Córrego do Monjolinho, os pontos de amostragem foram distribuídos na primeira e terceira regiões. Assim, não foram realizadas amostragens na segunda região, optando-se por uma ava-

liação da somatória de todos os lançamentos aí efetuados - efluentes industriais e escoamento do leito urbano após os episódios de chuva - a qual ocorre à jusante desta (figura 3).

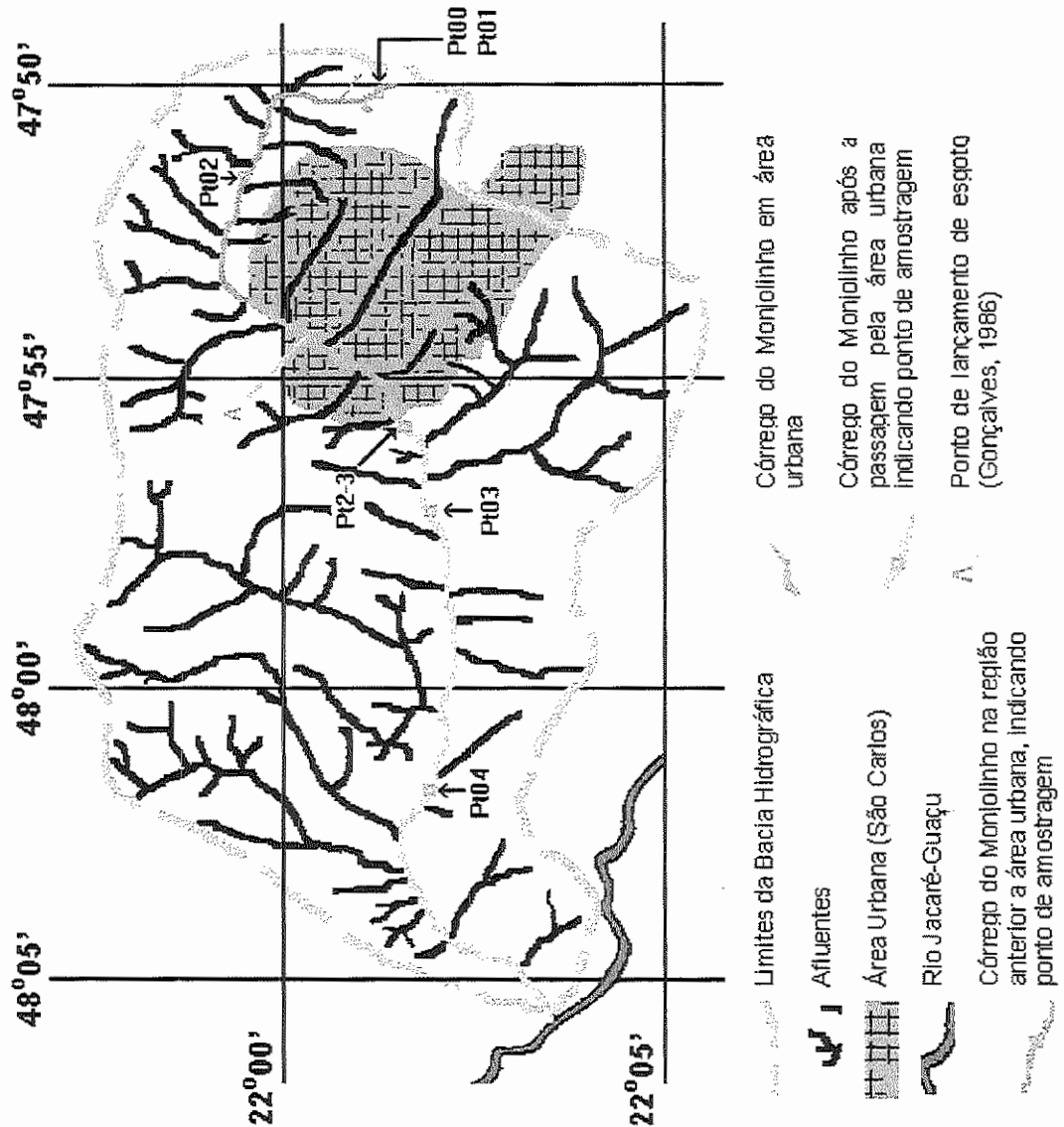


Figura 3 - Mapa da Bacia Hidrográfica do Córrego do Monjolinho, com a localização dos pontos de amostragem e do local de lançamento de esgoto na Cidade de São Carlos. [adaptado de NISYAMA & POVINELLI, (1993)]

A seguir apresenta-se uma breve descrição dos pontos de amostragem:

Ponto 0 (Pt00) e Ponto 1 (Pt01): os pontos mais próximos da nascente, localizados na Fazenda Santa Terezinha, bairro da Babilônia, com acesso através da Estrada Vicinal da Babilônia que corta a Rodovia Washington Luiz (SP310) próximo ao quilômetro 231, em trecho com características ru-

rais (fazendas, sítios, etc.) e suburbanas (loteamentos, etc.). Caracterizam-se por uma vegetação marginal densa, próxima à captação de água do SAAE (Serviço Autônomo de Águas e Esgotos da Prefeitura de São Carlos), situando-se o Pt00 no braço formador à direita, e o Pt01 no formador à esquerda. Os canais apresentam largura máxima de 1 m e profundidade inferior a 0,5 m com fundo apresentando características deposicionais, constituído principalmente de areia, diferindo somente na vegetação marginal (figura 4).

Durante a campanha preliminar, o Pt00 apresentou-se vulnerável à invasão de animais (bovinos e eqüinos) os quais acabaram por destruir os amostradores de macrozoobentos forçando a exclusão do referido ponto.

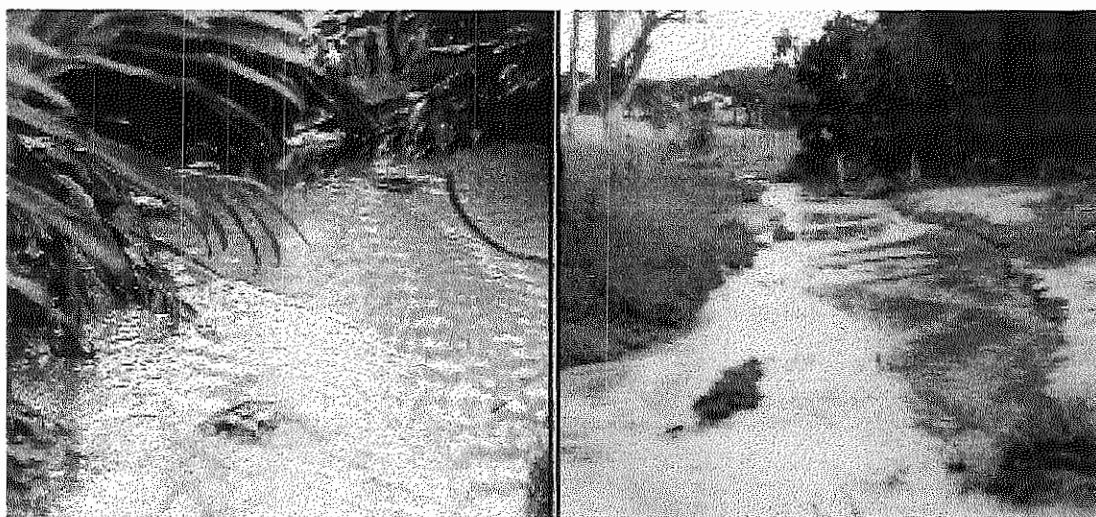


Figura 4 - Ponto 01 (Pt01), junto às nascentes: à esquerda têm-se a região à montante do ponto amostrado, onde se observa a presença de mata ciliar preservada; a foto a direita (jusante) reflete a entrada do Córrego do Monjolinho em área rural. Durante a campanha preliminar o canal apresentou largura inferior a 0,5 m e profundidade média de 0,2 m, condições estas alteradas na campanha de verão, quando o canal acabou por ocupar toda a área disponível (variando de 0,6 a 2,0 m), mantendo a mesma profundidade.

Ponto 2 (Pt02): Junto ao SAAE, localizado na Estrada Municipal Guilherme Scatena, próximo à entrada da represa da UFSCar. Corresponde à uma área de transição, com o término de trecho com características rurais e suburbanas, próximo à entrada na zona urbana (figura 5).



Figura 5 - Ponto 02 (Pt02), próximo à estação do SAAE: na foto à esquerda (montante) observa-se a influência das atividades agrícolas das propriedades localizadas às margens do Córrego do Monjolinho; à direita têm-se a sua entrada na represa da UFSCAR (jusante).

Ponto 2-3 (Pt2-3): Localizado no Jardim Botafogo, próximo à Selaria São José, este ponto caracteriza-se pelo lançamento “*in natura*” do esgoto sanitário da cidade de São Carlos. Como o objetivo desta dissertação foi avaliar os impactos sobre a comunidade macrozoobentônica, pretendeu-se neste ponto quantificar o impacto imediato, sobre a qualidade da água (físico-químicos e toxicidade crônica por *Ceriodaphnia dubia*), procurando-se correlacionar com a capacidade de autodepuração do Córrego nos Pt03 e Pt04 (esta avaliação foi efetuada uma vez por período de amostragem) (figura 6).

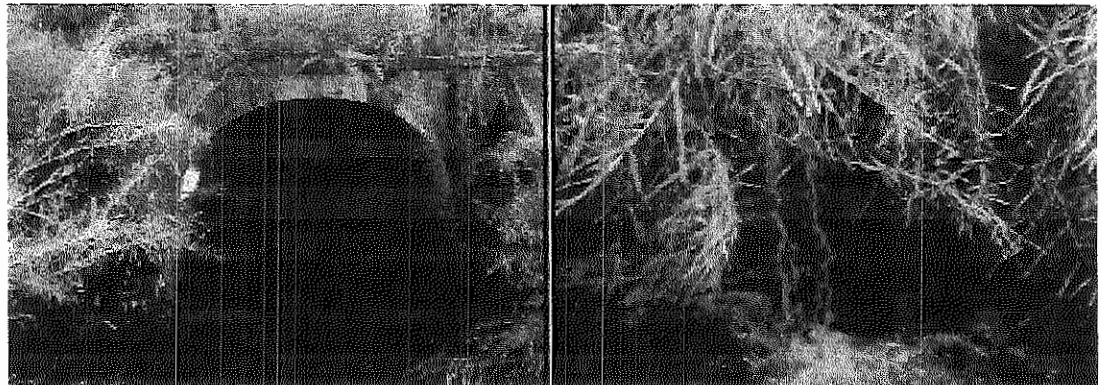


Figura 6 - Ponto 2-3 (Pt2-3), observa-se a passagem do Córrego do Monjolinho próximo à Selaria São José, (foto da esquerda - montante) antes de receber o esgoto proveniente dos loteamentos em fase de implantação; à direita observa-se o esgoto “*in natura*”, o qual determina a cor cinza e o odor característico de sulfeto da água.

Ponto 3 (Pt03): Este é o primeiro ponto após a passagem do córrego pela área urbana da cidade de São Carlos, posteriormente à queda d'água da usina hidrelétrica da CPFL e ao Córrego da Água Fria. Caracteriza-se por possuir em sua área de drenagem vegetação de cerrado e culturas de cana-de-açúcar, apresentando uma estreita faixa de mata ciliar. Neste ponto o Córrego do Monjolinho sai de uma área plana, entrando em um trecho com corredeiras, próximo à ponte da estrada de terra que segue ao lado do rio (continuação da Avenida José Pereira Lopes), junto ao ponto de deposição de areia (figura 7).

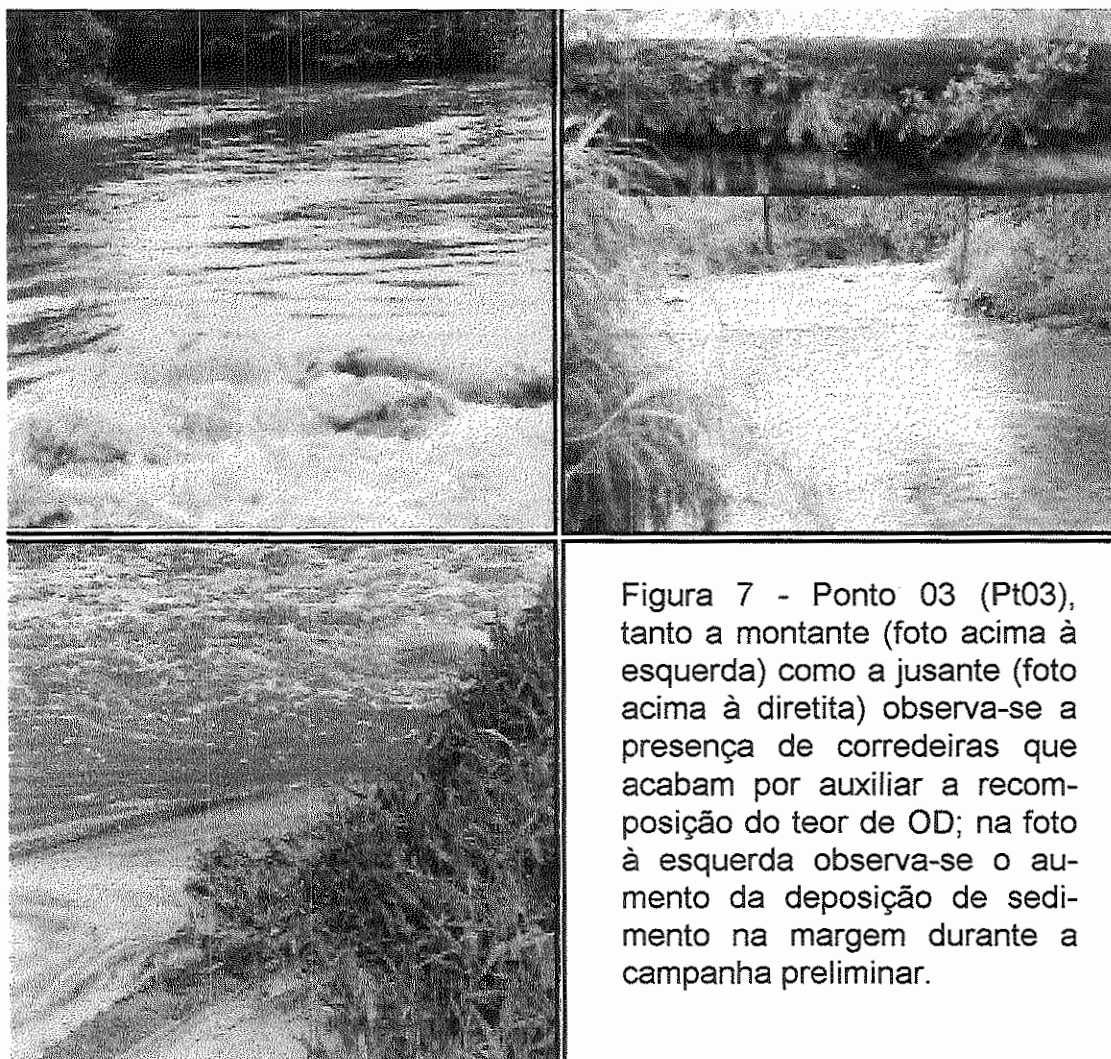


Figura 7 - Ponto 03 (Pt03), tanto a montante (foto acima à esquerda) como a jusante (foto acima à direita) observa-se a presença de corredeiras que acabam por auxiliar a recomposição do teor de OD; na foto à esquerda observa-se o aumento da deposição de sedimento na margem durante a campanha preliminar.

Ponto 4 (Pt04): O mais afastado da área urbana, antecedendo a entrada do Córrego do Can-Can, quase no término do trecho com corredeiras sob ponte na estrada de terra paralela ao rio. O acesso a este ponto é realizado

através de caminho existente no quilômetro 166 da Rodovia Descalvado - Ribeirão Bonito (SP215) (figura 8).

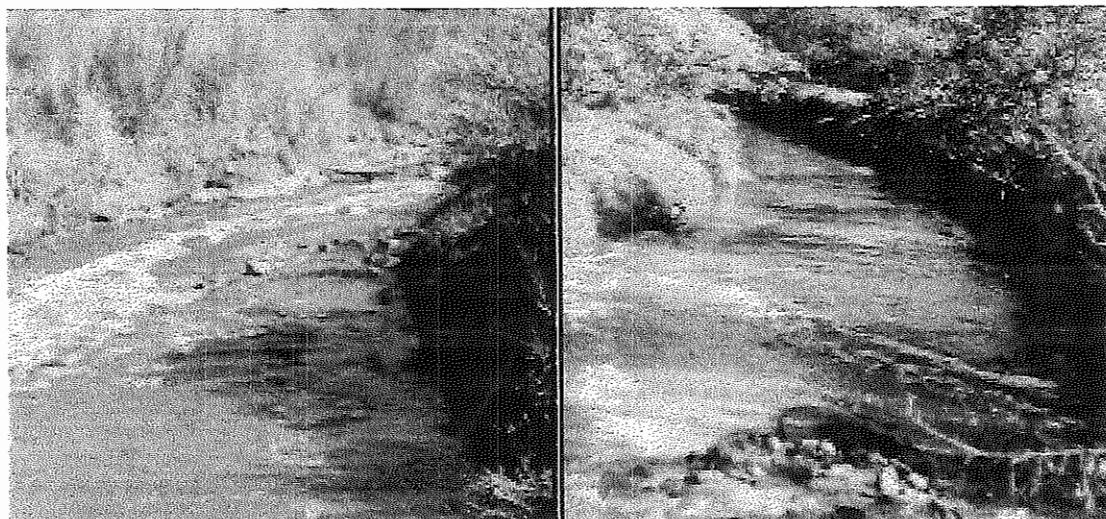


Figura 8 - Ponto 04 (Pt04), onde se observou recuperação dos índices de oxigênio dissolvido durante as campanhas (à esquerda foto à montante e à direita, à jusante). Este ponto, como o anterior, expressa a dinâmica hidráulica do córrego do Monjolinho: durante a campanha preliminar o acesso era realizado através de um barranco localizado na margem esquerda, o qual foi erodido. Com a eliminação do acesso existente, a amostragem foi realizada com o auxílio de cordas.

4.4. METODOLOGIA DE COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS.

4.4.1. AMOSTRAS DE ÁGUA.

4.4.1.1. COLETA.

A coleta de água, exigiu que fossem tomadas algumas medidas que minimizassem a contaminação por agentes da superfície (óleos e graxas por ex.). Assim, o frasco de polietileno era mergulhado rapidamente com a boca para baixo, entre 15 e 30 cm abaixo da superfície (exceção feita no Pt01, onde se coletou amostras a fio d'água) tendo a boca direcionada em sentido contrário à corrente; finalmente o frasco era inclinado lentamente para cima, a fim de propiciar a saída do ar e conseqüentemente a entrada da água.

Já que o intervalo de tempo existente entre a coleta e o início das análises, foi de 24 horas, tornou-se necessário a adoção de algumas medidas que evitassem a perda e/ou contaminação das amostras; para as análises

ses de pH, condutividade elétrica e toxicidade crônica, a amostra foi refrigerada; já para os nutrientes (fosfato e nitrogênio) a amostra foi preservada com 1 mL de H₂SO₄ concentrado (até pH < 2); para a análise dos metais a preservação foi efetuada com 1 mL de HNO₃ e para o oxigênio dissolvido a amostra foi preservada com o acréscimo de 2 mL de sulfato manganoso e 2 mL de reagente álcali-iodeto azida, além de ser coletada em frasco específico, com boca esmerilhada (AGUDO, 1988).

4.4.1.2. VARIÁVEIS ANALISADAS.

As variáveis de qualidade de água avaliadas foram divididas em três grupos: o primeiro, composto por variáveis essenciais à manutenção da vida aquática, temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, além do teste crônico com *Ceriodaphnia*; o segundo, por variáveis correlacionadas ao processo de eutrofização - fosfato total e nitrogênio Kjeldahl total - e o terceiro grupo, composto por substâncias tóxicas (metais), correspondendo ao cobre total, cromo total e zinco total. Todas as variáveis abaixo descritas foram analisadas de acordo com as normas descritas na tabela 3:

Temperatura:

A temperatura tem como principal fonte energética a radiação solar, podendo ocorrer também transferência de calor do ar. A variação diária da temperatura da água dos rios está geralmente relacionada à distância das nascentes, morfometria do leito, velocidade da água, vazão, condições climáticas, escoamento superficial, sombreamento ocasionado pela presença de vegetação marginal (SÉ, 1992). A elevação da temperatura em um corpo d'água pode ser provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras por exemplo) e usinas termoelétricas.

Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30°C, a viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização diminuem, enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam

com a elevação da temperatura. Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação dos ovos (ALONSO, 1995).

pH:

Em águas naturais o pH é função da concentração de ácido carbônico (H_2CO_3), bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}), e também do conteúdo de ácidos fortes dissociáveis. Por definir o caráter ácido, básico ou neutro de uma solução, deve ser considerado, pois os organismos aquáticos estão geralmente adaptados às condições de neutralidade e, em consequência, alterações bruscas do pH de uma água podem acarretar o desaparecimento dos seres presentes na mesma (ALONSO, 1995).

Oxigênio dissolvido:

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O_2), é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos, é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. As principais fontes são a atmosfera e a fotossíntese, enquanto as perdas ocorrem pela degradação da matéria orgânica, atmosfera, respiração dos organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d'água natural manter a vida aquática.

Condutividade elétrica:

A condutância específica fornece uma boa indicação das modificações na composição de uma água, especialmente na sua concentração mineral, embora não forneça nenhuma indicação das quantidades relativas de vários componentes. A medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade específica da água aumenta (ALONSO, 1995).

Fosfato total:

Os fosfatos são largamente encontrados nos despejos de esgotos sanitários e detergentes, acumulando-se nos sedimentos. Altas concentrações de fosfatos na água estão associadas à sua eutrofização, provocando o desenvolvimento de algas ou outras plantas aquáticas indesejáveis em reservatórios ou águas paradas.

Nitrogênio Kjeldahl total:

O nitrogênio, presente nos corpos d'água em suas diversas formas, tem a sua concentração relacionada a fatores externos (pluviometria, escoamento superficial, cobertura vegetal e processos de nitrificação do solo entre outros), e a fatores internos decorrentes da ação dos fatores externos (transporte, sedimentação e ressuspensão de sedimento, além das reações bióticas e abióticas).

É um dos elementos mais importantes no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, devido principalmente à sua participação na formação de proteínas e, quando em baixas concentrações, acaba por atuar como elemento limitante na produção primária.

Cobre:

As concentrações de cobre em águas superficiais são, normalmente, bem menores que 20 µg/L. As principais fontes de cobre de origem antrópica incluem corrosão de tubulações de latão por águas ácidas, efluentes de estações de tratamento de esgotos, uso de compostos de cobre como algicidas aquáticos, escoamento superficial e contaminação de água subterrânea a partir de usos agrícolas do cobre como fungicida e pesticida no tratamento de solos e efluentes, e precipitação atmosférica de fontes industriais. As principais fontes industriais incluem indústrias de mineração, fundição e refinação (ALONSO, 1995).

Cromo:

As concentrações de cromo em água doce são muito baixas, normalmente inferiores a 1 µg/L. É comumente utilizado nas aplicações

industriais e domésticas, como na produção de alumínio anodizado, aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, fotografia. Na forma trivalente o cromo é essencial ao metabolismo humano e sua carência causa doenças; na forma hexavalente é tóxico e cancerígeno (ALONSO, 1995).

Zinco:

O zinco é um elemento essencial para o crescimento dos vegetais; em águas superficiais, normalmente as concentrações estão na faixa de < 0,001 a 0,10 mg/L. É largamente utilizado na indústria e pode entrar no meio ambiente através de processos naturais e antropogênicos, entre os quais destacam-se a produção de zinco primário, combustão de madeira, incineração de resíduos, produção de ferro e aço, efluentes sanitários, etc (ALONSO, 1995).

Toxicidade crônica:

Os testes de toxicidade visam determinar os efeitos deletérios para a comunidade aquática, causados pela presença de agentes tóxicos, sem a preocupação de identificá-los. Sua utilização como instrumento de controle indica se um certo tipo de água atende ou não às condições de preservação e de proteção das comunidades aquáticas (BASSOI, 1990).

O efeito crônico traduz-se pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, normalmente por períodos que vão de 1/10 do ciclo vital até a totalidade da vida do organismo (RAND & PETROCELLI¹³ apud ALONSO, 1995). Esse efeito geralmente é observado quando concentrações de agentes tóxicos afetam uma ou várias funções biológicas dos organismos, como a reprodução, o crescimento, comportamento, etc. A detecção desse efeito evidencia que o corpo d'água testado não apresenta condições adequadas para a manutenção da vida aquática.

¹³RAND, G. M. & PETROCELLI, J. R. (eds.). (1985). *Fundamentals of Aquatic Toxicology*. Washington. McGraw Hill. apud ALONSO, C. D., coord. (1995). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. 1995. São Paulo. CETESB.

O método consiste na exposição (estática) de indivíduos jovens do cladocero *Ceriodaphnia dubia* à amostra, por um período de 7 dias. No final do período de exposição, determina-se o número médio de jovens produzidos por fêmea e o número de fêmeas adultas sobreviventes.

A opção pelo cladocero *Ceriodaphnia dubia* como organismo-teste, leva em consideração a curta duração do seu ciclo de vida, ao contrário de outras espécies também utilizadas em testes de toxicidades com *Daphnia sp* cujo ciclo de vida é de 21 dias.

Os resultados dos testes de toxicidade crônica foram obtidos através de análise comparativa entre as amostras e o controle sendo calculados pelo programa TOXSTAT 3.5 (GULLEY, 1996).

As variáveis temperatura, pH, condutividade elétrica e toxicidade crônica foram analisados uma única vez (com exceções); já as demais foram analisadas em duplicata, adotando-se a média como resultado final, desde que os resultados obtidos tivessem uma diferença inferior a 5 %.

4.4.1.3. ANÁLISE DOS RESULTADOS.

A análise numérica de dados ecológicos é uma poderosa ferramenta, sendo empregada para determinar e interpretar a multidimensionalidade e/ou estrutura dos processos ecológicos (LEGENDRE & LEGENDRE¹⁴ apud RIOS, 1993).

A adoção de diversas linhas de análises (variáveis físicas e químicas, testes de toxicidade e estrutura da comunidade macrozoobentônica), permitiu uma melhor avaliação do "stress", seja através da adoção de índices (biológicos e de qualidade de água para preservação da vida aquática) ou de dados brutos a que está sujeito o corpo d'água, possibilitando avaliar a interrelação dos dados levantados.

¹⁴LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. (1983). Numerical ecology. New York. Elsevier. apud RIOS, L. (1993). Estudo limnológico e fatores ecológicos em ribeirões e córregos da bacia hidrográfica do Ribeirão Feijão (ESTADO DE SÃO PAULO). 146 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

4.4.1.3.1. ÍNDICE DE PRESERVAÇÃO DE COMUNIDADES AQUÁTICAS - IPCA.

A título de comparação das variáveis de qualidade de água, utilizou-se a metodologia descrita por ZAGATTO et al. (1995) para a criação de um *Índice Para Preservação das Comunidades Aquáticas* (IPCA), fundamentado nos limites estabelecidos na legislação brasileira.

Para cada parâmetro analisado são estabelecidos três diferentes níveis, para os quais foram feitas as ponderações numéricas de 1, 2 e 3; a ponderação 1 corresponde aos padrões de qualidade de água estabelecidos pela legislação CONAMA 20¹⁵. Os níveis relativos às ponderações 2 e 3 foram obtidos das legislações americana (U.S.EPA¹⁶ apud ZAGATTO et al., 1995) e francesa (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES¹⁷ apud ZAGATTO et al., 1995), as quais estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas, na água, para evitar efeitos crônicos e agudos à biota aquática.

4.4.1.3.2. ANÁLISE DE AGRUPAMENTO - “CLUSTER”.

A análise de agrupamento foi realizada com o auxílio do software FITOPAC, versão 2.0.

O coeficiente de associação adotado foi o índice de similaridade de Morisita (Mod. Horn), utilizado-se na construção do agrupamento o método dos pesos proporcionais (WPGMA), gerando-se o dendrograma (VALENTIN, 1995).

¹⁵ BRASIL. LEIS. (1986). Resolução nº 20 de 18 de junho de 1986. Resolve estabelecer a classificação das águas doces, salobra e salinas do Território Nacional. Conselho nacional do Meio Ambiente. apud AGUDO, E.G., coord. (1988). Guia de coleta e preservação de amostras de água. São Paulo. CETESB.

¹⁶ U.S.EPA (United States Environmental Protection Agency). 1991. Water Quality Criteria Summary. Office of Science and Technology, Washington, DC, May. apud ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; PEREZ, L. S. N.; MENEGON Jr. N.; BURATINI, S. V. (1995) Proposal for a New Water Quality Index. In: XXVI SIL CONGRESS. São Paulo. 1995. Anais. São Paulo.

¹⁷ CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES. (1986). Éditions législatives et administratives. Paris. v. 1 e 2, 1784 p. apud ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; PEREZ, L. S. N.; MENEGON Jr. N.; BURATINI, S. V. (1995) Proposal for a New Water Quality Index. In: XXVI SIL CONGRESS. São Paulo. 1995. Anais. São Paulo.

Para a construção de matrizes de similaridade no modo Q (entre pontos amostrados) com parâmetros de qualidade de água, foi necessário que alguns destes fossem transformados:

- para amostra com teores de oxigênio dissolvido superior a 6 mg/L, alterou-se para 6,0 de modo a igualar à resolução CONAMA 20 apud AGUDO (1988) e "Quality Criteria for Water", COLON (1986) EPA/440/5-86/001, (tabela 4),
- para as variáveis que possuem faixas de valores como, o pH, por exemplo, optou-se por utilizar a média do padrão para a comparação entre as estações e as normas de qualidade CONAMA 20 e "Quality Criteria for Water", (tabela 4),
- os resultados dos testes de toxicidade foram convertidos nos seguintes valores: 2 para amostras que apresentaram efeito agudo, 1 para amostras que apresentaram efeito crônico e 0 para as que não apresentaram efeito tóxico,
- no caso do cromo, que apresenta teores para a forma tri e hexavalente, optou-se pela somatória destes para a comparação entre as estações e as normas de qualidade CONAMA 20 e os critérios da "Quality Criteria for Water", (tabela 4),
- as análises que apresentaram resultados abaixo dos limites de detecção do método analítico tiveram seus valores alterados para os mesmos.

Foram aplicadas duas estratégias para comparar a similaridade: a primeira, utilizou as variáveis pH, OD, toxicidade crônica, nitrogênio total, fosfato total, cobre total, cromo total, zinco total, e os resultados das amostras coletadas no dia de campanha (02 de março e 24 de agosto de 1.997), comparando-os com os padrões estabelecidos na resolução CONAMA 20 e os critérios existentes no "Quality Criteria for Water" (tabela 4); e a segunda, que determinou a similaridade entre os cinco pontos, incluindo a condutividade elétrica entre as variáveis na constituição da matriz.

4.4.1.3.2. ANÁLISE TEMPORAL.

A título de comparação temporal, serão utilizados os dados obtidos por SÉ (1992), NYSIYAMA & POVINELLI (1993), GUERESCHI (1995) e SALAMI (1996); devido às diferenças existentes entre os trabalhos, selecionou-se quatro pontos, cuja localização é próxima a dos pontos amostrados no presente trabalho.

4.4.2. AMOSTRAS DE SEDIMENTO.

4.4.2.1. COLETA.

Para que se possa quantificar o efeito das emissões antrópicas existentes ao longo do Córrego do Monjolinho, optou-se por incluir na campanha de inverno a amostragem de sedimento nos mesmos pontos de coleta de água e da comunidade macrozoobentônica, uma vez que o destino final dos metais na coluna d'água acaba sendo o sedimento, e este acaba por refletir a qualidade da água (FÖRSTNER, 1990).

As amostras de sedimento foram obtidas, através da coleta de 50 sub-amostras por ponto; a qual foi realizada com um dispositivo formado por um tubo de PVC com 5 cm de diâmetro e 50 cm de altura, dotado de um disco localizado a 5 cm da extremidade inferior, de modo a limitar a altura da coluna de sedimento a ser amostrado (figura 9).

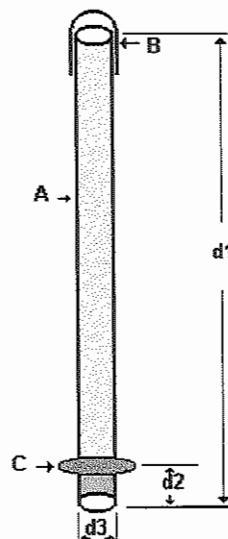


Figura 9 - Diagrama do amostrador de sedimento: A - tubo de PVC, B - tampa superior, C - disco limitante com 10 cm de diâmetro, d1 - altura do amostrador (50 cm), d2- altura máxima de sedimento coletado (5 cm) e d3 - diâmetro do amostrador (5 cm).

4.4.2.2. VARIÁVEIS ANALISADAS.

As variáveis analisadas no sedimento foram: nitrogênio Kjeldahl total, fosfato total, cromo total, cobre total e zinco total, seguindo a mesma metodologia proposta para as amostras de água (tabela 3). No caso dos metais, além da análise descritiva foi também utilizado o índice de geoacumulação, I_{geo} (MÜLLER¹⁸ apud FÖRSTNER, 1990), o qual fornece subsídios que permite determinar o nível de contaminação do sedimento.

4.4.2.3. ANÁLISE DOS RESULTADOS.

O índice de geoacumulação (I_{geo}) é a quantificação dos metais presentes em sedimentos aquáticos provenientes de agentes poluentes, o qual é expresso através da seguinte fórmula:

$$I_{geo} = \frac{(\log_2 C_n)}{(15 * B_n)}$$

onde: C_n = concentração do elemento no sedimento, em ppm;

B_n = nível base do elemento analisado, em ppm (Cr= 90, Cu= 45 e Zn= 95).

O resultado do cálculo do I_{geo} , é expresso em sete classes as quais podem ser correlacionadas com o índice de qualidade de água da International Association of Waterworks in the Rhine Catchment (IAWRC), como descrito abaixo:

I_{geo}	IAWRC
< 0	praticamente não poluído
0 - 1	não poluído a moderadamente poluído
1 - 2	moderadamente poluído
2 - 3	moderadamente a fortemente poluído
3 - 4	fortemente poluído
4 - 5	fortemente a pesadamente poluído
> 5	e pesadamente poluído.

¹⁸MÜLLER, G. (1979). Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. Umschau Wiss. Technik. v. 79, p. 778-783 apud FÖRSTNER, U. (1990). Inorganic Sediment Chemistry and Elemental Speciation. In: BAUDO, R.; GIESY, J.; MUNTAV, H. (eds) Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants.. Lewis. p. 61-105.

Além das variáveis químicas anteriormente citadas, as amostras de sedimento também foram submetidas ao teste de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, seguindo a metodologia proposta por NEBEKER et al.¹⁹ apud BURTON (1992).

4.4.3. AMOSTRAS DE MACROZOOBENTOS.

4.4.3.1. COLETA.

De acordo com FLINT et al. (1982) verifica-se que a amostragem em locais com velocidade considerável da corrente, associada a um fundo duro e pedregoso (que praticamente impossibilitam a fixação de organismos bentônicos, configuração encontrada nos Pt03 e Pt04) é extremamente prejudicada quando se utilizam amostradores do tipo "pegador" e "corer". Conseqüentemente, procurou-se utilizar amostradores com substratos artificiais (ANEXO A), que facilitam a coleta e a triagem das amostras.

Devido à pequena largura do canal do Córrego do Monjolinho (largura máxima de 7 m, registrada no Pt04), tornou-se dispensável a diferenciação entre margem e canal central (AGUDO, 1988). Os amostradores foram fixados em uma extensão de 50 m ao longo do curso.

Uma vez imerso na zona fótica do corpo d'água (no máximo 0,3 m), o substrato passa a interagir com o meio, à medida que ocorre a deposição de partículas orgânicas e minerais, além da colonização pelo perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade colonizadora bentônica sofre alterações, até que após um intervalo de tempo, seja alcançada uma situação de equilíbrio (hipotética) (GREENBERG et al., 1992).

É importante ressaltar que embora o uso de substratos artificiais tenda a se ampliar, a qualidade amostral deve se adequar aos objetivos propostos. Assim, neste projeto alguns problemas foram estudados durante a

¹⁹ NEBEKER, A. V.; CAIRNS, M. A.; GAKSTATTER, J. H.; MALUEG, K. W.; SCHUYTEMA, G. S.; KRAWCZYK, D. F. (1984) Biological Methods for Determining Toxicity of Contaminated Freshwater Sediments to Invertebrates. Environ. Toxicol. Chem. v. 3. p. 617-630. apud BURTON, G. A. Jr. ed. (1992). Sediment Toxicity Assessment. New York. Lewis Publishers.

campanha preliminar, tais como o tempo de exposição necessário para a colonização dos substratos pela comunidade alvo e a precisão do amostrador, a qual é obtida com o sorteio e análise de duas amostras, de um total de três (do mesmo ponto). Segundo DICKSON et al. (1971) este procedimento fornece uma amostragem representativa da comunidade.

Ainda com relação ao tempo de exposição necessário, dados disponíveis na literatura indicam de 8 horas (ULFSTRAND²⁰ apud DEJOUX et al., 1983) a 84 dias (MEIER et al.²¹ apud BOOTHROYD & DICKIE, 1989), dependendo do tipo de habitat, da estação do ano e das variáveis a serem avaliadas. Assim, para a determinação do tempo ótimo foram realizadas coletas com 21 e 42 dias de colonização, que possibilitaram comparar dados obtidos em um período curto (21 dias) com a norma da United States Environmental Protection Agency (KLEMM et al., 1990).

Durante o transcorrer da campanha preliminar, constatou-se que, após 21 dias, ocorreu uma metamorfose das formas larvárias aquáticas, predominantemente quironomídeos, para formas aéreas. Tal fato resultou em alterações dos procedimentos de coleta:

- a. a comparação do tempo ótimo para colonização foi excluída, resultando em dois períodos consecutivos de colonização de 21 dias;
- b. ao invés de seis conjuntos de amostradores para colonização, indicado para rios de águas de boa qualidade, optou-se pelo uso de quatro amostradores, já que em águas poluídas uma única amostra seria suficiente para se obter todos os taxa (DICKSON et al., 1971).

²⁰ULFSTRAND, S. (1968). Benthic animal communities in Lapland Streams. OIKOS. v. 10. p.1-120 apud DEJOUX, C.; JESTIN, J. M. & TROUBAT, J. J. (1983). Validité de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance écologique des rivières tropicales traitées aux insecticides. Rev. Hydrobiol. Trop. v. 16. n. 2. p. 181-193.

²¹MEIER, P. G.; PENROSE, D. L. & POLAK, L. (1979). The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. Freshwater Biology, v.9, p.381-392 apud BOOTHROYD, I. K. G. & DICKIE, B. N. (1989). Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. N. Z. Journal. Mar. Freshwater Res. v. 23. p. 467-478.

4.4.3.2. TRIAGEM, IDENTIFICAÇÃO E TRATAMENTO DOS ORGANISMOS.

Após o período de colonização, os cestos foram removidos e imediatamente transferidos, juntamente com a água, para frascos plásticos (0,2 X 0,2 X 0,1 m), aos quais se adicionaram 20 mL de álcool etílico a 70%, sendo então devidamente identificados. Estes, foram acondicionados em caixas de isopor, para serem transportados até o local de triagem.

Em laboratório, o conteúdo dos cestos foi disposto em bandejas contendo água para a lavagem cuidadosa das amostras com auxílio de uma escova macia. Posteriormente, o conteúdo da bandeja foi transferido para uma proveta de 500 mL, permanecendo em repouso por 30 minutos; após este período, registrou-se o volume de material sedimentado e/ou colonizado no amostrador, vertendo-o em um frasco contendo formaldeído a 10%, onde permaneceu pelo período de duas semanas para fixação.

Após a fixação o material foi selecionado através de uma peneira com malha de abertura de 0,297 mm. Esta malha permite que se retenham grupos de macrozoobentos que refletem melhor a condição do corpo d'água, anelídeos por ex., e a porção retida foi transferida para um novo frasco contendo solução de álcool etílico a 70%. Finalmente, as amostras foram coradas com Rosa de Bengala a 200 mg/L, na razão de 1 mL de corante para 100 mL de amostra.

A triagem foi realizada sob microscópio estereoscópico, em placa de Petri cuja área foi dividida em quadrantes. Os organismos foram contados e transferidos para frascos identificados, de modo a obter a densidade de colonização.

Após a separação do macrozoobento, procedeu-se à identificação dos organismos, através da utilização de chaves taxonômicas, transferindo-os para frascos etiquetados contendo solução de Glicerol 5% (KLEMM, 1990).

Devido às dificuldades de identificação dos organismos bentônicos face ao reduzido número de trabalhos na área - principalmente em países tropicais - os organismos foram identificados em níveis superiores ao de ordem e os grupos taxonômicos foram utilizados como unidades nas análises estatísticas empregadas.

Apesar da existência de procedimentos que minimizem o tempo de triagem (ANEXO B), neste trabalho optou-se pela triagem total do macrozoobento, como descrito anteriormente.

4.4.3.3. DESCRITORES DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA.

Para que se possa avaliar os efeitos sinérgicos de diversos compostos que puderam ou não ser quantificados, as amostras de água foram submetidas ao teste de toxicidade crônica com o microcrustáceo (*Ceriodaphnia dubia*), que visa exatamente à detecção de tais efeitos sobre a comunidade aquática.

Já os resultados obtidos através da triagem/identificação da comunidade macrozoobentônica foram expressos através dos seguintes índices:

Abundância relativa:

É a composição percentual da comunidade. É estimada considerando-se o número de indivíduos de um determinado taxon, em relação ao número total de indivíduos na amostra.

$$Ar = \frac{N_i}{N} * 100 \quad \text{onde: } n_i = \text{número de indivíduos de um determinado taxa (i),}$$

$$N = \text{número total de indivíduos da amostra.}$$

Densidade (Dn):

Densidade (Dn) é o número de indivíduos por unidade de área amostrada.

$$D_n = \frac{n}{\text{amostrador}}$$

✓ *Riqueza de espécies (SR)* (MARGALEF²² apud LUDWIG & REYNOLDS, 1988):

$$SR = \frac{s-1}{\ln n} \quad \text{onde:} \quad \begin{array}{l} S = \text{número de espécies,} \\ \ln = \text{logaritmo natural,} \\ n = \text{número total de indivíduos de todas as espécies na amostra.} \end{array}$$

✓ *Índice de diversidade de SHANNON (H)*, adaptado à ecologia por MARGALEF²³ apud TOMMASI (1994):

Diversidade específica é o número de espécies numa associação biótica. É um valor simples sem dimensão. Este índice permite acompanhar os efeitos da ação humana sobre o ecossistema, entre os quais encontra-se a redução do número de espécies.

WILHM & DORRIS (1968), utilizando espécie como unidade taxonômica, correlacionaram o índice de diversidade com o impacto sobre ecossistemas aquáticos.

$$H = -\sum_{i=1}^s \frac{n_i}{n} * \ln \frac{n_i}{n} \quad \text{onde:} \quad \begin{array}{l} H = \text{diversidade,} \\ S = \text{número de espécies,} \\ n_i = \text{número de indivíduos de enésima espécie na amostra,} \\ \ln = \text{logaritmo natural,} \\ n = \text{número total de indivíduos de todas as espécies na amostra.} \end{array}$$

✓ *Índice de Uniformidade de Pielou (e) ou Equitatividade:*

Índice de Uniformidade de Pielou ou Equitatividade é expressa como o quociente entre a diversidade encontrada e a diversidade máxima possível, segundo a qual, todas as espécies estariam distribuídas igualmente na população.

$$e = \frac{H}{\ln S} \quad \text{onde:} \quad \begin{array}{l} H = \text{índice de Shannon,} \\ \ln = \text{logaritmo natural,} \\ S = \text{número de espécies.} \end{array}$$

²²MARGALEF, R. (1958). Information Theory in Ecology. General Systematics. v. 3, p. 36-71. apud LUDWIG, A. J. & REYNOLDS, J. F. (1988). Statistical ecology. A primer on methods and computing. New York. John Wiley & Sons Inc.

²³MARGALEF, R. (1958). Information Theory in Ecology. General Systematics. v. 3, p. 36-71. apud TOMMASI, L. R. (1994). Estudo de Impacto Ambiental. São Paulo. CETESB.

5. DESENVOLVIMENTO DOS TRABALHOS.

5.1. DIÁRIO DAS CAMPANHAS.

A fim de testar a metodologia de amostragem e determinar a localização dos pontos, foi realizada uma coleta preliminar que teve seu início em outubro de 1.996 com duração total prevista de seis semanas (tabela 5).

No dia 13 de outubro de 1.996 foram fixados os amostradores para serem colonizados. No dia 02 de novembro, ao retornar aos pontos de coleta, foi constatado que a grande maioria dos amostradores (50) havia sido perdida: no Pt00 foram recuperados 3 amostradores; nos Pt01 e Pt02 nenhum; no Pt03 foram resgatados 3 amostradores que estavam enterrados na areia e Pt04 foram encontrados 04 amostradores a 1,5 m acima do nível do rio. Estes fatos determinaram a suspensão da campanha preliminar.

A campanha de verão constituiu-se de amostragens realizadas nos dias 19/01/97, 09/02/97 e 02/03/97 para amostras de água e 09/02/97 e 02/03/97 para coletas de material colonizado. Os amostradores foram colocados no Córrego do Monjolinho nos dias 19/01/97 e 09/02/97.

Os trabalhos do dia 19/01/97 iniciaram-se com atraso, devido a fatores logísticos, já que as condições de acesso aos pontos de coleta estavam críticas, devido às chuvas que antecederam a amostragem. Também contribuíram a dificuldade de se encontrar pontos para fixação dos colonizadores que impedissem o arrasto dos mesmos, e finalmente, a precariedade do acesso ao Córrego no Pt04 (tabela 6).

Durante a coleta do dia 09/02/97, efetuou-se amostragem de água e removeram-se os amostradores de macrozoobentos, após sua colonização por 3semanas. Ao contrário da amostragem anterior, esta transcorreu sem problemas, exceção feita ao Pt02, onde não se recuperou nenhum amostrador, devido à enchente que atingiu o local durante o período de colonização.

Na coleta do dia 02/03/97, efetuou-se a última amostragem da campanha de verão, diferenciando-se das anteriores pela inclusão do Pt2-3 para coleta de amostra de água.

Na campanha de inverno, além das amostras de água e de macrozoobentos, foram coletadas amostras de sedimento, apesar disso, o tempo gasto em cada trabalho de campo não foi superior ao tempo gasto na campanha de verão (tabelas 6 e 7).

Durante esta campanha, observou-se trabalho de capinagem nas margens e dragagem do leito do Córrego no Pt 02, fato este que provocou a perda de alguns amostradores. Apesar disso, pode-se afirmar que a amostragem de macrozoobentos nesta campanha foi bem sucedida, visto que somente nos Pt 02 e Pt 03 houve perda de colonizadores (tabela 8).

Ao contrário da campanha de verão, que foi influenciada pelas chuvas, a vazão durante a campanha de inverno nos Pt 03 e Pt 04 foi menor. Além disso, o leito do canal, predominantemente rochoso nestes pontos, estava recoberto por sedimento, o que acabou por facilitar a amostragem.

5.2. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DE MACROZOOBENTOS.

Os substratos de fitilho dos Pt03 e Pt04 colonizados durante a campanha de verão apresentaram uma massa de cianofíceas agregada à sua superfície já durante a campanha de inverno, observou-se nesses pontos a presença de sedimento anóxico (preto).

A triagem e identificação da comunidade macrozoobentônica foi de todos os procedimentos desenvolvidos, o que demandou maior parcela de tempo e no qual se fundamentou todo o trabalho.

Durante a triagem observou-se a diferença qualitativa dos sedimentos retidos pelos amostradores: amostradores com substrato de fitilho, aprisionavam partículas de menores dimensões, enquanto que os amostradores com seixos apresentaram partículas de dimensões maiores e mais uniformes.

A diferença de tempo gasto na triagem - 71 horas para a campanha de verão e 93 horas para a de inverno - e na identificação - 30 horas na campanha de verão e 43 horas na de inverno relaciona-se à densidade de organismos encontrados.

Para a identificação dos grupos taxonômicos foram utilizados os trabalhos de PENNAK (1991), além dos trabalhos de SCHLENZ et al. (1993) e DUARTE (1993), identificando-se 16 taxa, listados abaixo:

Filo Coelenterata

Classe Hydrozoa

Ordem Hydroida

Família Hydridae

Filo Arthropoda

Classe Insecta

Ordem Coleoptera

Ordem Collembola

Ordem Diptera

Ordem Ephemeroptera

Ordem Odonata

Ordem Trichoptera

Classe Crustacea

Sub-Classe Branchiopoda

Ordem Cladocera

Sub-Classe Copepoda

Ordem Eucopepoda

Sub-Ordem Cyclopoidea

Família Cyclopidea

Sub-Classe Ostracoda

Sub-Classe Malacostraca

Ordem Amphipoda

*Filo Platyhelminthes**Classe Turbellaria**Ordem Tricladida**Filo Rotifera**Classe Digononta**Ordem Bdelloidea**Família Philodinidae**Filo Annelida**Classe Oligochaeta**Ordem Haplotaxida**Classe Hirudinea**Ordem Rhynchobdellida**Família Glossiphoniidae**Filo Mollusca**Classe Gastropoda**Ordem Mesogastropoda*

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

Os resultados apresentados neste trabalho referem-se aos levantamentos realizados durante as campanhas preliminar, de verão (período chuvoso) e de inverno (período seco), no Córrego do Monjolinho, em cinco pontos de coleta.

As coletas foram sempre realizadas no sentido do pontos Pt01 a Pt04 (nascente → foz), com os trabalhos de campo efetuados entre oito e treze horas (tabelas 5, 6 e 7).

6.1. ANÁLISE DA ÁGUA.

6.1.1. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS.

Embora a finalidade da campanha preliminar tenha sido proporcionar um ajuste na metodologia de campo, foram realizadas também algumas análises físico-químicas. Como descrito no ítem 4.3, o Córrego do Monjolinho foi dividido em três grandes áreas: a primeira, onde estão os Pt00, Pt01, Pt02; a área urbana onde não foi efetuada amostragem e, finalmente, a terceira com os Pt2-3, Pt03 e Pt04. Esta divisão pode ser evidenciada através dos resultados dos teores de oxigênio dissolvido e da condutividade elétrica, ambos influenciáveis pela descarga de esgoto da cidade de São Carlos (tabela 9).

Durante a campanha de verão (período chuvoso), foram coletadas amostras de água e da comunidade macrozoobentônica (através da amostragem após colonização). Nesta campanha, o clima foi de vital importância, diluindo o impacto gerado pela descarga de efluentes oriundos da região urbana de São Carlos. Além do oxigênio e condutividade elétrica, foram a-

nalizados também, nove parâmetros físicos, químicos e realizados testes de toxicidade crônica com *C. dubia* (tabelas 10, 11 e 12).

Além do acréscimo de amostras de sedimento, a campanha de inverno (período seco), caracterizou-se pela baixa vazão, decorrente da ausência de precipitações, que por sua vez acarretou mudanças nos teores das variáveis analisadas (tabelas 13, 14 e 15).

Durante a campanha de verão verificou-se a forte influência que a radiação solar e a vegetação marginal têm sobre a temperatura da água. Assim as medidas efetuadas durante as coletas de verão indicaram uma maior temperatura no Pt04, (da ordem de 4° C a mais que a encontrada no Pt 01), enquanto na campanha de inverno a amplitude da temperatura oscilou entre 0° C e 3° C.

No Córrego do Monjolinho, os menores valores foram encontrados próximos à nascente, devido principalmente ao horário de coleta (entre 7:00 e 8:00 hs), enquanto que os maiores valores foram encontrados no Pt 04, o qual recebe maior incidência de radiação solar devido à maior largura do canal, ao horário de coleta e também ao menor porte da vegetação marginal (WINTERBOURN & TOWNSEND, 1993).

Além da variação longitudinal, observou-se também a variação sazonal, ou seja a temperatura média encontrada no verão, foi de 23° C, enquanto que a de inverno foi de 19° C.

O pH durante a campanha de verão apresentou pequena oscilação - de 7,0 a 7,3 - enquanto que na de inverno oscilou entre 6,5 e 8,5; resultados que atendem à Resolução CONAMA 20 e aos critérios do "Quality Criteria for Water" (tabela 4). Portanto, este não constitui um fator impactante à comunidade aquática (figura 10).

Apesar do pH estar dentro dos limites estabelecidos, este apresentou um comportamento diferenciado entre os pontos amostrados. Assim, o Pt04 apresentou baixa amplitude (0,2), enquanto que no Pt01 a amplitude foi, de

1,1 na campanha de verão e 1,8 na campanha de inverno. Entretanto essas amplitudes não se refletem nas médias das campanhas.

O teor de oxigênio dissolvido apresentou comportamento similar nas duas campanhas com curva característica de corpo d'água que sofre processo de autodepuração (CETESB, 1988) ou seja, na região à montante da área urbana (Pt01 e Pt02) esteve acima do limite mínimo do estabelecido pela Resolução CONAMA 20 e do "Quality Criteria for Water" (tabela 4). Após o aporte de efluentes oriundos da região urbana (Pt2-3), o mesmo apresentou teores incompatíveis com a manutenção da vida aquática até atingir a usina da CPFL, quando observa-se o início de sua recomposição, embora não atinja no Pt04 os teores encontrados nos dois primeiros pontos (figura 11). Além de apresentar uma variação longitudinal, o oxigênio dissolvido apresentou uma expressiva variação sazonal, devido ao menor índice pluviométrico, fato este visualizado no Pt04 que apresentou teores inferiores na campanha de inverno (média de 5,1 mg/L de O₂).

O acréscimo de matéria alóctone no córrego do Monjolinho, pode ser observado na figura 12 (condutividade elétrica), a qual demonstra o impacto decorrente da descarga de efluentes urbanos e também da entrada dos afluentes (córregos da Água Fria, Água Quente) sobre os pontos Pt03 e Pt04. A variação sazonal, é visível no Pt2-3, apresentando na campanha de inverno o dobro (213 μ S/cm) do valor encontrado na de verão (105 μ S/cm), fato este decorrente da ausência de água de diluição.

Já os nutrientes analisados (fosfato total e nitrogênio Kjeldahl total), (figura 13), verifica-se que o fosfato total apresentou aumento nos pontos Pt2-3 e Pt03, com teores maiores durante o verão o que reforça o papel da água da chuva como veículo de transporte do fosfato oriundo dos fertilizantes usados nos cultivos presentes na bacia. Já o nitrogênio Kjeldahl total apresentou maiores concentrações nos Pt2-3 e Pt03, decaindo em seguida. Entretanto, inversamente ao que ocorre com o fósforo as maiores concentrações foram detectadas durante o inverno, o que possivelmente seria uma

consequência dos baixos índices pluviométricos além de evidenciar o esgoto sanitário como sua principal origem.

Entre os metais analisados neste trabalho (Cu, Cr e Zn), somente o primeiro não foi detectado. Na campanha de verão, somente o Zn foi detectado no Pt02 (SAAE da Estrada Municipal Guilherme Scatena) na concentração de 0,08 mg/L para a amostra coletada em 19/01/97, teor inferior ao estabelecido pela Resolução CONAMA 20 e os critérios do "Quality Criteria for Water" (tabela 4).

Já as amostras coletadas na campanha de inverno, apresentaram teores de Cr superiores aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 20 e pelo critério do "Quality Criteria for Water" (tabela 4), no pontos Pt01 (24/08/97) e Pt03 (03/08/97 e 24/08/97).

O Zn nesta campanha apresentou teores elevados, nos pontos Pt2-3 (24/08/97) e Pt04 (03/08/97). Neste último a concentração foi de 22 mg/L o que corresponde a 100 vezes o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 20 (tabela 4).

O efeito crônico obtido para *Ceriodaphnia dubia* nas amostras da campanha de verão, nos Pt01 e Pt02 nas 3 amostragens efetuadas e para o Pt03 na amostra de 09/02/97, não pode ser explicado com os resultados das análises físico-químicas realizadas, sugerindo a presença de outros agentes potencialmente tóxicos não analisados. Especificamente nos dois primeiros pontos, esse efeito pode estar associado à baixa concentração de matéria orgânica e nutrientes, evidenciados pela baixa condutividade e ausência de clorofila (tabela 16).

Durante a campanha de inverno, observou-se efeito crônico para *Ceriodaphnia dubia* nas amostras dos Pt01 (13/07/97 e 24/08/97), Pt02 (13/07/97) e Pt2-3 (24/08/97). Para os Pt01 e Pt02 o efeito pode estar associado à baixa concentração de matéria orgânica e nutrientes, já para o Pt2-3 o efeito crônico pode estar associado ao baixo teor de oxigênio dissolvido, além da presença de outros agentes potencialmente tóxicos não analisados.

Para a amostra do Pt04 (03/08/97) onde foram detectadas concentrações de Zn capazes de causar efeito agudo a microcrustáceos (DERÍSIO & BRAGA, 1983) o mesmo não foi observado, indicando que provavelmente este metal não estava na forma biodisponível.

6.1.2. ÍNDICE DE PRESERVAÇÃO DE COMUNIDADES AQUÁTICAS - *IPCA*.

Durante este trabalho o *IPCA*, refletiu os efeitos dos índices pluviométricos, sobre as variáveis que o compõem.

O *IPCA*, durante a campanha de Verão, demonstrou que apesar dos impactos existentes no Córrego do Monjolinho, o mesmo apresenta ao longo do seu curso, condições para manutenção das comunidades aquáticas, exceto no Pt2-3 (*IPCA* 3), local que recebe diretamente o lançamento do esgoto urbano (tabela 17) (figura 14).

Durante a Campanha de Inverno, o *IPCA*, indica um comprometimento dos pontos localizados à jusante do Pt02. A variação entre as amostras apresentada pela *IPCA* demonstra um aumento crescente do PT01 ao Pt04, exceção feita na amostragem do dia 24 de agosto de 1.997. que apresentou um recuperação no PT04 (tabela 18) (figura 15).

6.1.3. ANÁLISE DE AGRUPAMENTO - “CLUSTER”.

Ao se comparar os resultados obtidos para os pontos amostrados em 02 de março de 1.997 com os padrões estabelecidos na resolução CONAMA 20 e os critérios existentes no “Quality Criteria for Water” (tabela 4), demonstra-se uma similaridade entre os Pt01 e Pt02, Pt03 e Pt04, formando dois grupos distintos. Tal análise reforça a divisão do córrego em três regiões onde a intermediária, representada pelo Pt2-3, não se enquadra dentro das normas estabelecidas (figura 16, tabela 19).

Já o resultado da similaridade entre os pontos, demonstra a existência de um gradiente ao longo do córrego, o qual não gera grupos, expressando a contínua descontinuidade encontrado no Córrego. (figura 17, tabela 19).

Comparando-se os resultados obtidos para os pontos amostrados em 24 de agosto de 1.997 com os padrões estabelecidos na resolução CONAMA 20 e os critérios existentes no "Quality Criteria for Water" (tabela 4), observa-se um comportamento similar ao obtido na campanha de verão. Entretanto, a similaridade entre os pontos, demonstra a existência de dois grandes grupos: um formado pela região das nascentes (Pt01 e Pt02) e outro formado pelos pontos localizados após o núcleo urbano (Pt03 e Pt04), ficando o Pt2-3 ligado a este subgrupo (figura 18, tabela 20).

Para avaliar o grau de distorção formado pelo dendrograma, optou-se pelo cálculo dos valores cofenéticos, que fornecem a associação entre os objetos reconstituídos a partir do dendrograma, segundo LEGENDRE & LEGENDRE²³ apud RIOS (1993). Assim, valores acima 0,8 revelam distorções desprezíveis, ressaltando-se que das quatro análises efetuadas somente a análise entre pontos das amostras coletadas em 24 de agosto de 1.997 (campanha de inverno) apresentou valor inferior a este (0,7787) (figura 19).

6.1.4. ANÁLISE TEMPORAL.

Os dados levantados por SÉ (1992) - referentes ao ano de 1.990 - NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - ano de 1.993 e GUERESCHI (1995) - ano de 1.994, (tabelas 21, 22, 23, 24, 25 e 26) demonstraram que as variáveis pH, (figura 20) e condutividade elétrica (figura 22), tiveram comportamentos similares, tanto a nível espacial (ao longo do Córrego) como sazonal (verão ou inverno), onde os valores obtidos para o ano de 1.994 foram superiores, aos de 1.993, ficando os de 1.990 com uma posição intermediária; independente do período amostrado, No caso da condutividade elétrica, as amostras de inverno de 1.994 apresentaram nos pontos após a cidade de São Carlos o dobro dos valores máximos encontrados no verão.

No que se refere ao fosfato total (figura 23), os teores do ano de 1.993 apresentaram-se superiores, quando comparados aos de 1.994 e 1.990 (onde os teores obtidos foram os menores), contudo, sistematicamente os teores encontrados no inverno foram superiores aos de verão.

Para o nitrogênio Kjeldahl total (figura 24), não se obteve comportamento similar entre as campanhas de verão e inverno, permitindo somente afirmar que sua concentração se eleva após passar pela cidade de São Carlos, apresentando uma ligeira queda nos pontos finais (± 25 km após as nascentes).

Já o oxigênio dissolvido (figura 21) apresentou sistematicamente teores acima de 5,5 mg/L de O₂ nas nascentes, seguido por uma redução acentuada, atingindo o seu menor valor a jusante da cidade. Para as amostras coletadas a jusante da cidade em 1.990 (verão), e 1.993 (verão e inverno), observa-se um aumento das concentrações de oxigênio, aproximando-se das encontradas na região da nascente.

Os teores de pH e oxigênio dissolvido obtidos por SALAMI (1996) - anos de 1.991 e 1.992 (tabelas 27 e 28), também refletem o descrito acima, não sendo incluídos nos gráficos, por questões didáticas.

6.2. ANÁLISE DO SEDIMENTO.

6.2.1. ANÁLISE DAS VARIÁVEIS.

Durante a campanha de inverno, foram coletadas amostras de sedimento nos Pt01, Pt02, Pt03 e Pt04 (tabelas 29, 30 e 31).

Foi observado efeito crônico para *Ceriodaphnia dubia* em todos os pontos amostrados para as amostras coletadas em 13/07/97, o que se repetiu durante toda a campanha de inverno apenas no Pt02. Esse fato pode estar relacionado à presença de metais, visto que é neste ponto que encontramos as maiores concentrações de Cr (15, 0,6 e 10 mg/kg), Cu (4,3, 23,0 e 4,7 mg/kg) e Zn (9,3 26, 80 mg/kg) (figura 25), valores estes que ao serem solubilizados acabam por comprometer a biota.

O Fosfato total (figura 26), apresentou teores superiores aos encontrados nas amostras de água, e concentrações crescentes da nascente à foz (Pt01 → Pt04) indicando que este compartimento pode estar sendo o destino final do fosfato não assimilado pela biota.

Com relação ao nitrogênio Kjeldahl total (figura 27), pode-se afirmar que o Pt02 apresentou teores 220 vezes superiores aos encontrados na água amostrada neste local (0,5 mg/L na água e 110 mg/kg no sedimento). Este fato pode estar relacionado ao manejo do local, já que o referido ponto sofreu diversos impactos no decorrer dos trabalhos (dragagem do seu leito e remoção da vegetação marginal). Já entre os Pt02 e Pt03, os teores de nitrogênio do sedimento sofrem uma queda (de 110 mg/kg para 70 mg/kg), tornando a se elevar no Pt04. Os altos teores de nitrogênio e fósforo indicam a presença de elevadas concentrações de matéria orgânica originária do esgoto. Excluindo-se o Pt02 da análise, pode-se afirmar que o nitrogênio presente no sedimento comporta-se de modo similar ao fósforo, ou seja, os seus teores aumentam à medida em que o Córrego do Monjolinho avança em direção à foz.

6.2.2. ÍNDICE DE GEOACUMULAÇÃO.

Já o índice de geoacumulação (I_{geo}) (tabelas 32, 33 e 34), demonstrou que o sedimento presente no Córrego do Monjolinho não atingiu valores que indiquem um comprometimento deste compartimento em relação aos metais analisados. Entretanto é preciso ressaltar que os teores encontrados podem comprometer a biota caso venham a ser biodisponibilizados (KEMBLE, 1994).

6.3. ANÁLISE DA COMUNIDADE MACROZOOBENTÔNICA.

6.3.1. ANÁLISE QUALITATIVA.

Os organismos bentônicos desempenham importante papel na estrutura e funcionamento dos ecossistemas lóticos; sua distribuição é reflexo do sedimento, morfologia das margens, vegetação, profundidade, competição entre as espécies e disponibilidade de alimentos. As condições físico-químicas do corpo d'água podem determinar de modo indireto os padrões de macrodistribuição, mas os fatores que agem de modo direto são a disponibilidade de alimento, natureza do sedimento e velocidade da corrente (CUMMINS, 1974)

Após a identificação (tabelas 35, 36, 37 e 38), pode-se verificar que as ordens *Coleoptera*, *Ephemeroptera*, *Odonata*, *Haplotoxida* e *Diptera* foram os taxa de distribuição independente em relação à estação, substrato e ponto de coleta.

Nos pontos que antecedem o núcleo urbano (Pt01 e Pt02) foi verificada a presença das ordens *Hydroida*, *Eucopepoda* e *Trichoptera*. Já a ordem *Collembola* foi encontrada nos Pt03 e Pt04.

A distribuição de Mesogastropoda e Rhynchobdellida (ausentes no Pt01), *Tricladida* (ausentes no Pt01 e Pt03), pode estar associada aos baixos teores de clorofila encontrados em Pt01 (tabela 16) e ao lançamento dos efluentes urbanos (Pt03); enquanto os *Amphipoda* (ausente no Pt04) pode estar relacionada à competição com os demais taxa (especialmente os *Diptera* e *Haplotoxida*).

Em relação à sazonalidade, observou-se que o *Hydroida*, foi encontrado unicamente durante a campanha de verão, enquanto na campanha de inverno ocorreram os seguintes taxa: *Cladocera*, *Ostracoda* e *Bdelloidea*. Esta sazonalidade está relacionada ao índice pluviométrico, já que estes taxa foram encontrados na região anterior ao núcleo urbano (Pt01 e Pt02), a qual com os baixos índices pluviométricos ocorridos no inverno, acabam por refletir a influência do escoamento superficial. Pode-se notar claramente a diferença de distribuição de alguns taxa em relação ao substrato. Assim, o de fitilho apresentou representantes de *Hydroida*, *Collembola* e *Trichoptera*, enquanto que o de seixos apresentou *Bdelloidea*. As diferenças verificadas no número de taxa coletados e na densidade dos mesmos, pode estar relacionada às características do material retido pelos amostradores.

6.3.2. DESCRITORES DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE MACROZOO-BENTÔNICA.

Ao observar a abundância relativa (tabelas 39 e 40) (figuras 28 e 29), verifica-se que dois taxa - *Haplotoxida* e *Diptera* - são responsáveis por 70 % do número de indivíduos presentes nas amostras. De acordo com MAR-

GALEF (1983), diversos estudos demonstram que essas taxa aceleram o intercâmbio de fósforo entre o sedimento e a água.

Segundo SANG & CHRISTER²⁴ apud SANTOS (1993), os *Oligochaeta* têm sido largamente utilizados para indicar qualidade de água, porque a maior importância e ampla distribuição destes animais está relacionada ao enriquecimento orgânico do sedimento, o que no Córrego do Monjolinho é observado principalmente a partir do Pt2-3, sendo que o *Haplotaxida* apresentou sistematicamente valores superiores ao *Diptera*.

De acordo com os dados apresentados nas tabelas 41, 42, 43 e 44, verificou-se que os substratos não apresentaram comportamento similar em relação ao volume de sedimento por estes retidos (em mL).

A densidade (nº de organismos por amostrador) apresentou comportamento similar ao longo das quatro amostragens. Os pontos de coleta localizados na primeira região (Pt01 e Pt02) apresentaram uma baixa densidade, podendo ser atribuída no Pt02 não somente à constituição do sedimento (com características de solo agrícola), mas também ao gerenciamento do próprio canal, sujeito à inundações, dragagens e remoção da vegetação marginal. Já os pontos localizados após o núcleo urbano (Pt03 e Pt04) apresentaram densidades superiores às da primeira região.

Pode-se observar ainda que as densidades nas amostras da campanha de inverno foram superiores às encontradas na campanha de verão, que se expressa por uma super-abundância de poucas taxa, os quais possuem um maior espectro de tolerância ao stress (WHITTON, 1975) (figuras 30 e 31). De modo geral, pode-se correlacionar o favorecimento desses duas taxa com a carga de esgoto que o córrego recebe ao passar pelo núcleo urbano (Pt2-3).

²⁴SANG, Q., CHRISTER, E. (1985). Ecological survey of the aquatic oligochaetes in the Lower Pearl River (Peoples's Republic of China). *Hidrobiologia*. n. 128, p. 39-44 apud SANTOS, M. J. (1993). Estudo Limnológico dos Córregos da Água Fria e da Água Quente. 219 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

Como consequência da abundância relativa estar representada pelo aumento da biomassa dos dois taxa tolerantes, temos um decréscimo da riqueza de espécies (figura 32), cuja variação ao longo das quatro amostras - foi de 1,4 a 2,8 no Pt01 e 0,5 a 1,1 no Pt04 - (tabelas 41, 42, 43 e 44). O Pt02 constitui uma exceção observando-se um acréscimo decorrente principalmente do uso da vegetação marginal como fonte de alimento e abrigo.

Apesar de se realizarem campanhas em períodos com índices pluviométricos diferentes, e de se utilizar a ordem como unidade taxonômica para o seu cálculo, o índice de diversidade SHANNON (figura 33) comportou-se de maneira muito similar, apresentando resultados superiores a 1,0 na região que antecede o núcleo urbano (Pt01 e Pt02) e inferiores a 0,8 após passar por este (PT03 e Pt04), resultados estes inversos ao proposto por MARGALEF (1983) e BRANCO (1984).

A Uniformidade de Pielou (figura 34) apresentou um gradiente com os maiores valores no Pt01 - 0.602 à 0.850 - e os menores no Pt04 - 0.138 à 0.553 - com exceção do Pt03 que na primeira colonização de verão (0.878) e na última de inverno (0.853), apresentou valores superiores ao do Pt02.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.

Ao longo do Córrego do Monjolinho, verifica-se uma oscilação dos resultados das variáveis físico-químicas da água, decorrente principalmente da ação antrópica, indicando uma relativa capacidade de auto-depuração. As análises das amostras de sedimento demonstram que apesar do I_{geo} indicar que a contaminação deste não é preocupante, ela ocorre e se amplia ao longo do córrego.

Já a comunidade macrozoobentônica demonstrou que o impacto existente é constante, independente do regime climático, ampliando-se ao longo do Córrego e reforçando que apesar da água pontualmente mostrar sinais de recuperação o sedimento é o compartimento final de grande parte dos contaminantes aí depositados.

O *Índice de Preservação de Comunidades Aquáticas* - IPCA, refletiu a capacidade de manutenção da vida expressando de forma prática a qualidade da água e demonstrando uma aplicabilidade superior à do *Índice de Qualidade de Água* - IQA, por exemplo. O resultado final da aplicação do IPCA, refletiu a variação longitudinal e sazonal da qualidade da água, devendo-se, no entanto, ter em mente que problemas de amostragem podem ter "mascarado" os resultados (o que é frequente em qualquer análise cuja amostragem seja feita com fragmentos de um todo).

Apesar de diversos estudos demonstrarem as alterações antrópicas geradas na bacia do Córrego do Monjolinho, não se implementou medidas que propiciassem a reversão desse quadro. Assim, nos últimos quatro anos (1994 - 1997), diversos loteamentos foram implantados - como é o caso da

região do Shopping Center, Jardim das Torres e Cidade Aracy entre outras - sem que a questão do esgotamento sanitário existente tenha sido equacionada, gerando mais um potencial foco gerador de impacto.

Para que o Córrego do Monjolinho tenha a sua qualidade ambiental reestabelecida, deve-se ter em mente que as ações não deverão ser realizadas somente pelos agentes geradores do(s) impacto(s), mas sim por toda a comunidade que de forma direta ou indireta acaba por ser um dos atores deste cenário.

Durante a Rio 92, (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1995) diversas ações de participação popular foram propostas, como por exemplo:

- examinar, desenvolver e difundir informações com especificação de gênero e conhecimentos práticos e técnicos em todos os níveis sobre as formas de organizar e promover a participação popular;
- aumentar a consciência das pessoas quanto a meios, abordagens e benefícios da existência de instalações de infra-estrutura ambiental;
- adotar medidas para evitar a erosão do solo e promover atividades destinadas a controlar a erosão;
- estabelecer grupos de trabalho ou comitês para o desenvolvimento das bacias hidrográficas que venham complementar as instituições existentes na coordenação dos serviços integrados de apoio às iniciativas locais.

Cabe à UNIVERSIDADE o papel de difundir os conhecimentos decorrentes das pesquisas, as quais identificam grande parte dos problemas gerados na Bacia do Córrego do Monjolinho e que poderiam ser evitados desde que a legislação existente fosse aplicada (APÊNDICE).

Entre as principais ações contempladas pela legislação federal e estadual estão:

a. preservação da mata ciliar:

- Constituição do Estado de São Paulo, Título VI, Capítulo IV, Seção I, artigos 194 e 197;
- Código Florestal de 15/09/1965, artigo 2;

- Lei nº 6.938 de 31/08/81 - Dos Instrumentos das Política Nacional do Meio Ambiente, artigo 18.
- b. proteção das águas contra ações que comprometam o seu uso:
- Constituição do Estado de São Paulo, Título VI, Capítulo IV, Seção II, artigos 205 e 210;
 - Lei nº 997 de 31/05/76 - Dispõem Sobre a Prevenção e o Controle da poluição do Meio Ambiente, Título II, Capítulo I, artigo 7.
- c. gestão integrada da bacia:
- Constituição do Estado de São Paulo, Título VI, Capítulo IV, Seção II, artigos 205 e 210;
 - Lei de Proteção de Mananciais de 03/04/97, Capítulo IV, Seção I, artigo 16.
- d controle da erosão:
- Constituição do Estado de São Paulo, Título VI, Capítulo IV, Seção II, artigo 209.
- e. tratamento dos efluentes por parte das fontes geradoras:
- Lei de Proteção de Mananciais de 03/04/97, Capítulo IV, Seção II, artigo 24;
 - Lei nº 6.938 de 31/08/81 - Dos Instrumentos das Política Nacional do Meio Ambiente.

**ANEXO A - DESCRIÇÃO DOS
AMOSTRADORES UTILIZADOS.**

Os amostradores constituem-se de “envelopes” confeccionados da seguinte forma:

1. corta-se um retângulo de 20 cm X 30 cm em tela de sombreamento de 50%;
2. dobra-se ao meio no sentido do comprimento formando o “envelope” de 20 cm x 15 cm;
3. com a linha de nylon nº 0,60, efetua-se uma costura dupla da lateral de 20 cm, assim como em uma das de 15 cm;
4. a lateral restante (15 cm), permanece aberta, recebendo um fecho de arame galvanizado de 2,11 mm de diâmetro, o qual permite a introdução e remoção do substrato;
5. em uma das extremidades do fecho de arame, é fixado um girador nº 4, o qual é amarrado à linha de nylon nº 0,90.

Cada jogo de amostradores compreende quatro metros de nylon nº 0,90, tendo em uma de suas extremidades um peso de chumbo (na forma de oliva) de aproximadamente 400 g. A uma distância de 20 cm deste, fixa-se um amostrador contendo seixos como substrato, seguido de outro contendo fitilho a 60 cm; na outra extremidade encontra-se um gancho de arame galvanizado para fixação do conjunto à margem (figura 35).

Optou-se pela utilização de dois substratos de colonização: o primeiro, constituído por aproximadamente 500 g de seixos de rio, os quais foram selecionados de forma a serem obtidos conjuntos homogêneos (tabela 45); totalizando um volume de 195 mL e uma superfície de colonização de 980 cm²; e o segundo composto por fitilho de PVC com 10 m X 0,01 m. A opção por materiais inertes deveu-se ao fato destes poderem permanecer por períodos mais prolongados no córrego sem sofrer decomposição ou exercer

papel seletivo no processo de colonização, como ocorreria com os substratos constituídos por folhas.

Cada amostrador, sem se considerar o substrato, exige cerca de duas horas para confecção atingindo um custo de R\$ 0,65 (sessenta e cinco centavos de real), relativos à matéria-prima. Acrescentando-se a perda de material, esse valor eleva-se para R\$ 0,90 (noventa centavos de real).

Com relação aos substratos, verificou-se que o composto por fitilho tem um custo de R\$ 0,05 (cinco centavos de real), enquanto o de seixos de rio, proveniente de lojas de aquário, atinge R\$ 1,00 (hum real), devido ao processo de seleção para atender a homogeneidade de forma e constituição.

**ANEXO B - PROCEDIMENTOS DE
OTIMIZAÇÃO DA TRIAGEM.**

A separação dos organismos e detritos vegetais do sedimento inorgânico através do método de flotação com solução saturada de NaCl (KUHLMANN, 1993), reduz o tempo de processamento das amostras em 25 a 40% (RESH et al., 1985), não devendo ser aplicado quando houver presença significativa de moluscos, já que estas formas não tendem a flutuar.

Estudos preliminares (NISYAMA & POVINELLI, 1993) indicam que o tempo de triagem é o segundo maior obstáculo nos trabalhos com organismos macrozoobentônicos. Nestes estudos, otimizou-se o processo de triagem, através da identificação da correlação dos organismos presentes no primeiro quadrante da amostra na placa de Petri com a triagem total desta.

Segundo NISYAMA & POVINELLI (1993) através da aplicação do teste de Spearman observou-se um bom nível de correlação para as amostras com médio e elevado número de organismos, o que em parte é comprovado por PRATT et al. (1981), que efetuou um sorteio aleatório de 25 subamostras de um total de 48.

**ANEXO C - TABELAS DOS
DADOS LEVANTADOS.**

Tabela 1 - Censo Demográfico de 1.991 (IBGE, 1996)

	1991	1994 (1)
População Total	158.221	167.777
População Urbana	148.408	
População Rural	9.813	
Área [Km ²]	1.143,9	
Densidade Demográfica [Hab/Km ²]	141,27	
Taxa média Geométrica de crescimento anual (80-91)	2,58	
Taxa média Geométrica de crescimento da População Urbana (80-91)	2,74	
Proporção de População Urbana	93,80	
DOMICÍLIOS		
Número de Domicílios Particulares	40.728	
Particulares Urbanos	38.368	
Particulares Rurais	2.360	
Proporção de Domicílios Particulares Permanentes com abastecimento de água inadequado	1,30	
com esgotamento sanitário inadequado	8,40	
urbanos com abastecimento de água inadequado	1,10	
urbanos com esgotamento sanitário inadequado	3,20	

Obs:(1) - Projeção

Tabela 2 - Resumo da Morfometria do Córrego do Monjolinho

comprimento do canal:	43,25 km.
gradiente do canal principal:	0,76 %
área da bacia:	273,77 Km ²
índice de forma:	1,44
densidade de drenagem:	1,11 Km/Km ²

Tabela 3 - Resumo da Metodologia de Análise Adotada para as Variáveis de Qualidade de Água.

Parâmetro	Método Analítico	Nível de precisão	Referência
Temperatura (°C)	Termômetro de mercúrio	0,5 °	(CETESB (a), 1978)
Ph	Potenciométrico	0,1	(CETESB (b), 1978)
Oxigênio dissolvido (mg/L O ₂)	Titulométrico "Winkler" modificado pela azida sódica	0,1 mg/L	(CETESB (c), 1978).
Condutividade elétrica (µS/cm)	Condutivímetro	0,1 µS/cm	(CETESB (d), 1978).
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	Teste crônico de toxicidade		(CETESB , 1987).
Fosfato Total (mg/L P)	Digestão sulfonítrica seguida de determinação colorimétrica método molibdo ascórbico	0,02 mg/L	(CETESB (e), 1978).
Nitrogênio Kjeldahl Total (mg/L N)	Digestão sulfúrica seguida por titulação	0,05 mg/L	(CETESB (f), 1978).
Clorofila	Método espectrofotométrico	0,1 µg/L	(CETESB (g), 1978).
Cobre Total (mg/L Cu)	Espectrofotométrico de absorção atômica	0,05 mg/L	GREENBERG, A. E. et al. (1992)
Cromo Total (mg/L Cr)	Espectrofotométrico de absorção atômica	0,05 mg/L	GREENBERG, A. E. et al. (1992)
Zinco Total (mg/L Zn)	Espectrofotométrico de absorção atômica	0,05 mg/L	GREENBERG, A. E. et al. (1992)

Tabela 4 - Resumo Dos Níveis Admitidos Pela Resolução CONAMA 20 Para Corpos D'água Classe 1 e "Quality Criteria For Water".

Parâmetro	CONAMA	EPA
pH	6,0 ↔ 9,0	6,5 ↔ 9,0
Oxigênio dissolvido	> 6 mg/L O ₂	> 6 mg/L O ₂
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	ausente	ausente
Fosfato Total	0,025 mg/L P	0,050 mg/L P
Cobre Total	0,02 mg/L Cu	0,012 mg/L Cu
Cromo Total		
Zinco Total	0,18 mg/L Zn	0,11 mg/L Zn

Tabela 5 - Resumo Horário da Amostragem Preliminar (outubro de 1.996).

data: 13/10/96	Pt00	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
início da amostragem (1)	08:30	(2)	09:30	10:30	11:15
término da amostragem (1)	(2)	09:00	10:00	11:00	11:40
Temperatura em °C	19	20	20	22	22

Obs:(1) - Horário Brasileiro de Verão.

(2) - os trabalhos nos pontos Pt00 e Pt01, foram realizados quase que simultaneamente (já que os mesmos distam cerca de 150 metros), sob forte chuva.

Tabela 6 - Resumo Horário da Amostragem de Verão (1.997)

Data: 19/01/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem (1)	08:40	09:30	PNA	10:15	11:15
término da amostragem (1)	09:10	09:55	PNA	10:55	12:25
Temperatura em °C	21	24	PNA	24	25
Data: 09/02/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem (1)	08:30	09:20	PNA	10:15	11:25
término da amostragem (1)	08:55	09:40	PNA	10:55	12:10
Temperatura em °C	21	23	PNA	23	24
Data: 02/03/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem (2)	09:45	10:15	10:50	11:20	12:25
término da amostragem (2)	10:05	10:40	11:10	12:10	13:25
Temperatura em °C	21	22	23	25	25

Obs:(1) - Horário Brasileiro de Verão.

(2) - Hora Oficial do Brasil

Tabela 7 - Resumo Horário da Amostragem de Inverno (1.997)

Data: 13/07/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem	07:45	08:40	PNA	09:20	10:20
término da amostragem	08:20	09:05	PNA	10:00	11:10
Temperatura em °C	17	17	PNA	17	18
Data: 03/08/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem	08:10	08:55	PNA	09:55	10:55
término da amostragem	08:45	09:30	PNA	10:25	11:35
Temperatura em °C	18	18	PNA	18	18
Data: 24/08/97	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
início da amostragem	08:15	08:55	09:40	10:10	11:05
término da amostragem	08:45	09:25	10:00	10:45	12:00
Temperatura em °C	18	20	21	21	21

Tabela 8 - Resumo da Porcentagem de Recuperação de Amostradores Recuperados.

Período de colonização	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
19/01/97 à 09/02/97	100.0 %	0.0 %	50.0 %	83.3 %
09/02/97 à 02/03/97	50.0 %	100.0 %	100.0 %	66.6 %
média verão	75.0 %	50.0 %	75.0 %	75.0 %
13/07/97 à 03/08/97	100.0 %	66.6 %	100.0 %	100.0 %
03/08/97 à 24/08/97	100.0 %	100.0 %	66.6 %	100.0 %
média inverno	100.0 %	75.0 %	83.3 %	100.0 %

Tabela 9 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 13 de Outubro de 1.996 (Campanha Preliminar).

Parâmetro	Pt00	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	19	20	20	22	22
pH (1)	7.1	8.9	7.2	7.2	7.5
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	6.1	6.9	6.1	2.4	4.7
Condutividade elétrica µS/cm	33.3	53.3	31.5	113.2	115.9
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i> (2)	NT	NT	NT	NT	NT
Fosfato total mg/L P	NA	NA	NA	NA	NA
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	NA	NA	NA	NA	NA
Cobre total mg/L Cu	NA	NA	NA	NA	NA
Cromo total mg/L Cr	NA	NA	NA	NA	NA
Zinco total mg/L Zn	NA	NA	NA	NA	NA

Obs.: (1) pH do Pt01 confirmado

(2) Os resultados dos testes de toxicidade crônica devem ser desconsiderados, uma vez que não foi atingida uma reprodução de 15 jovens por adulta no grupo-controle.

Tabela 10 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 19 de Janeiro de 1.997 (Campanha de Verão).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	21	24	PNA	24	25
pH	7.3	6.9	PNA	7.1	7.2
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	7.6	7.2	PNA	5.8	6.8
Condutividade elétrica µS/cm	30.1	27.4	PNA	102.2	94.4
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	TC	PNA	NT	NT
Fosfato total mg/L P	0.65	0.07	PNA	0.69	0.57
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	ND	ND	PNA	1.00	0.49
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	PNA	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	ND	ND	PNA	ND	ND
Zinco total mg/L Zn	ND	0.08	PNA	ND	ND

Tabela 11 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 09 de Fevereiro de 1.997 (Campanha de Verão).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	21	23	PNA	23	24
pH	6.7	6.8	PNA	7.0	7.2
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	6.5	5.5	PNA	4.0	5.9
Condutividade elétrica µS/cm	15.1	24.3	PNA	92.8	86.9
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	TC	PNA	TC	NT
Fosfato total mg/L P	0.52	0.56	PNA	1.70	0.72
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	0.56	0.28	PNA	2.80	2.50
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	PNA	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	ND	ND	PNA	ND	ND
Zinco total mg/L Zn	ND	ND	PNA	ND	ND

Tabela 12 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 02 de Março de 1.997 (Campanha de Verão).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	21	22	23	25	25
pH	7.8	7.2	7.1	6.8	7.0
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	6.8	6.7	1.6	5.6	6.3
Condutividade elétrica µS/cm	11.5	31.6	105.0	90.0	80.4
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	TC	TA (1)	NT	NT
Fosfato total mg/L P	0.20	0.42	0.84	0.15	0.90
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	0.50	0.80	1.20	1.10	1.20
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	ND	ND	ND	ND	ND
Zinco total mg/L Zn	ND	ND	ND	ND	ND

Tabela 13 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 13 de Julho de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	17	17	PNA	17	18
pH	6.7	7.0	PNA	7.0	7.3
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	7.0	6.8	PNA	4.8	5.6
Condutividade elétrica µS/cm	26.0	33.0	PNA	105.0	118.0
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	TC	PNA	NT	NT
Fosfato total mg/L P	ND	ND	PNA	0.40	ND
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	ND	ND	PNA	2.50	ND
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	PNA	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	ND	ND	PNA	ND	ND
Zinco total mg/L Zn	0.03	ND	PNA	ND	ND

Tabela 14 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 03 de Agosto de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	18	18	PNA	18	18
pH	8.5	8.0	PNA	7.1	7.0
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	6.9	7.0	PNA	5.1	4.9
Condutividade elétrica µS/cm	12.8	27.3	PNA	95.1	170.4
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	NT	NT	PNA	NT	NT
Fosfato total mg/L P	ND	ND	PNA	0.90	0.90
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	0.14	0.14	PNA	3.80	3.40
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	PNA	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	ND	ND	PNA	0.60	ND
Zinco total mg/L Zn	0.08	0.08	PNA	0.13	22.0

Tabela 15 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Água Coletadas em 24 de Agosto de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
Temperatura da amostra °C	18	20	21	21	21
pH	6.5	6.7	6.8	7.0	7.1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	7.2	7.2	0.6	5.7	4.9
Condutividade elétrica µS/cm	11.9	22.4	213.0	103.1	112.7
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	NT	TC	NT	NT
Fosfato total mg/L P	ND	ND	ND	ND	ND
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	1.8	1.4	20.0	5.6	8.0
Cobre total mg/L Cu	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo total mg/L Cr	0.31	ND	ND	0.41	ND
Zinco total mg/L Zn	0.11	0.07	0.29	0.05	0.07

Tabela 16 - Resultado das Análises de Clorofila (µg/L) (Campanha de Verão).

amostra	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
19/01/97	ND	ND	PNA	16.38	2.18
09/02/97	ND	ND	PNA	ND	3.27
02/03/97	ND	2.18	8.19	5.46	ND

Tabela 17 - Resultado do Cálculo do IPCA (Campanha de Verão).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
1ª amostra 19/01/97					
pH	1	1	PNA	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	1	PNA	2	1
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	2	2	PNA	1	1
Valor da maior ponderação (A)	2	2		2	1
Cobre total mg/L Cu	1	1	PNA	1	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	PNA	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	PNA	1	1
Valor da médio das ponderações (B)	1.0	1.0		1.0	1.0
IPCA = (A)*(B)	2.0	2.0	PNA	2.0	1.0
2ª amostra 09/02/97					
pH	1	1	PNA	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	2	PNA	2	2
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	2	2	PNA	2	2
Valor da maior ponderação (A)	2	2		2	2
Cobre total mg/L Cu	1	1	PNA	1	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	PNA	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	PNA	1	1
Valor da médio das ponderações (B)	1.0	1.0		1.0	1.0
IPCA = (A)*(B)	2.0	2.0	PNA	2.0	2.0
3ª amostra 02/03/97					
pH	1	1	1	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	1	3	2	1
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	2	2	3	1	1
Valor da maior ponderação (A)	2	2	3	2	1
Cobre total mg/L Cu	1	1	1	1	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	1	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	1	1	1
Valor da médio das ponderações (B)	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
IPCA = (A)*(B)	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0

Baseado em ZAGATTO, et al. (1995)

Tabela 18 - Resultado do Cálculo do IPCA (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04
1ª amostra 13/07/97					
pH	1	1	PNA	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	1	PNA	2	2
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	2	2	PNA	1	1
Valor da maior ponderação (A)	1	1		2	2
Cobre total mg/L Cu	1	1	PNA	1	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	PNA	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	PNA	1	1
Valor da médio das ponderações (B)	1.0	1.0		1.0	1.0
IPCA = (A)*(B)	1.0	1.0	PNA	1.0	1.0
2ª amostra 03/08/97					
pH	1	1	PNA	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	1	PNA	2	3
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	1	1	PNA	1	1
Valor da maior ponderação (A)	1	1		2	3
Cobre total mg/L Cu	1	1	PNA	2	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	PNA	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	PNA	1	3
Valor da médio das ponderações (B)	1.0	1.0		1.3	1.7
IPCA = (A)*(B)	1.0	1.0	PNA	2.7	5.0
3ª amostra 24/08/97					
pH	1	1	1	1	1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	1	1	3	2	2
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	2	1	2	1	1
Valor da maior ponderação (A)	2	1	3	2	2
Cobre total mg/L Cu	2	1	1	2	1
Cromo total mg/L Cr	1	1	1	1	1
Zinco total mg/L Zn	1	1	2	1	1
Valor da médio das ponderações (B)	1.3	1.0	1.3	1.3	1.0
IPCA = (A)*(B)	2.7	1.0	4.0	2.7	2.0

Baseado em ZAGATTO, et al. (1995)

Tabela 19 - Matriz de Dados de Água para Cálculo de Similaridade (Campanha de Verão).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04	(1)	(2)
pH	7.8	7.2	7.1	6.8	7.0	7.5	7.75
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	6.0	6.0	1.6	5.6	6.0	6.0	6.0
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	1	1	2	0	0	0	0
Cobre total mg/L Cu	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02	0.012
Cromo total mg/L Cr	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.10	0.221
Zinco total mg/L Zn	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.18	0.11
Condutividade elétrica μS/cm	11.5	31.6	105.0	90.0	80.4		
Fosfato total mg/L P	0.20	0.42	0.84	0.15	0.90		
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	0.50	0.80	1.20	1.10	1.20		

Obs:(1) - Resolução CONAMA 20 para corpos d'água Classe 1.

(2) - "Quality Criteria for Water".

Tabela 20 - Matriz de Dados de Água para Cálculo de Similaridade (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt2-3	Pt03	Pt04	(1)	(2)
pH	6.5	6.7	6.8	7.0	7.1	7.5	7.75
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂	7.2	7.2	0.6	5.7	4.9	6.0	6.0
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	1	0	1	0	0	0	0
Cobre total mg/L Cu	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.02	0.012
Cromo total mg/L Cr	0.31	0.05	0.05	0.41	0.05	0.10	0.221
Zinco total mg/L Zn	0.11	0.07	0.29	0.05	0.07	0.18	0.11
Condutividade elétrica μ S/cm	11.9	22.4	213.0	103.1	112.7		
Fosfato total mg/L P	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05		
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N	1.8	1.4	20.0	5.6	8.0		

Obs:(1) - Resolução CONAMA 20 para corpos d'água Classe 1.

(2) - "Quality Criteria for Water".

Tabela 21 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, SÉ (1992), 24/01/90

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.9	9.2	22.2	31.7
pH		6.4	6.5	6.9	7.1
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		6.9	4.8	6.2	7.2
Condutividade elétrica μ S/cm		28	35	79	88
Fosfato total mg/L P		0.03	0.05	0.22	0.26
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		1.23	1.85	2.36	2.72

Tabela 22 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, SÉ (1992), 18/07/90

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.9	9.2	22.2	31.7
pH		6.0	6.5	6.5	6.7
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		6.3	5.4	3.3	4.9
Condutividade elétrica μ S/cm		28	35	112	136
Fosfato total mg/L P		0.04	0.07	0.77	0.40
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		1.46	2.40	7.45	7.51

Tabela 23 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, NI-SIYAMA & POVINELLI (1993), Média da Campanha de Verão.

Parâmetro	Dist. da nascente em km	3.8	7.0	22.5	32.5
pH		6.3	5.9	6.7	7.0
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		6.0	2.2	3.8	6.7
Condutividade elétrica μ S/cm		28	21	98	97
Fosfato total mg/L P		0.05	0.04	0.78	0.79
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		0.11	0.56	2.67	3.34

Tabela 24 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, NI-SIYAMA & POVINELLI (1993), Média da Campanha de Inverno.

Parâmetro	Dist. da nascente em km	3.8	7.0	22.5	32.5
pH		6.2	5.9	6.4	6.8
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		7.3	4.1	3.9	7.5
Condutividade elétrica μ S/cm		40	21	101	97
Fosfato total mg/L P		0.04	0.00	1.48	1.16
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		0.46	2.42	6.36	3.39

Tabela 25 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, GUE-RESCHI (1995), Fevereiro de 1994.

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.9	22.2	28.2
pH		6.7	7.2	7.4
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		7.0	3.5	5.2
Condutividade elétrica µS/cm		28	138	130
Fosfato total mg/L P		0.02	0.39	0.24
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		0.64	3.66	3.39

Tabela 26 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, GUE-RESCHI (1995), Setembro de 1.994

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.9	22.2	28.2
pH		6.7	7.0	7.7
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		7.8	0.8	3.3
Condutividade elétrica µS/cm		34	230	176
Fosfato total mg/L P		0.03	0.98	0.97
Nitrogênio Kjeldahl total mg/L N		0.72	6.01	5.54

Tabela 27 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, SALAMI (1996), Média da Campanha de Verão do Ano de 1.992.

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.5	10.4	21.4	28.0
pH		6.3	6.5	6.7	7.0
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		6.0	3.0	6.8	6.7

Tabela 28 - Matriz de Dados de Água para Comparação Temporal, SALAMI (1996), Média da Campanha de Inverno do Ano de 1.991.

Parâmetro	Dist. da nascente em km	1.5	10.4	21.4	28.0
pH		6.2	5.9	6.4	6.8
Oxigênio dissolvido mg/L O ₂		7.3	2.1	3.9	7.1

Tabela 29 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Sedimento Coletadas em 13 de Julho de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	TC	TC	TC	TC
Fosfato total mg/kg P	0.4	0.6	0.5	0.7
Nitrogênio Kjeldahl total mg/kg N	72.0	182.0	35.0	95.0
Cobre total mg/kg Cu	ND	4.3	3.0	4.0
Cromo total mg/kg Cr	4.2	15.0	4.5	2.6
Zinco total mg/kg Zn	2.3	9.3	15.0	14.0

Tabela 30 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Sedimento Coletadas em 03 de Agosto de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	NT	TC	NT	NT
Fosfato total mg/kg P	ND	ND	1.2	1.5
Nitrogênio Kjeldahl total mg/kg N	2.4	3.1	8.7	8.3
Cobre total mg/kg Cu	3.1	23.0	5.9	6.5
Cromo total mg/kg Cr	3.7	0.6	2.1	2.4
Zinco total mg/kg Zn	5.4	26.0	15.0	22.0

Tabela 31 - Resultado das Análises Realizadas com as Amostras de Sedimento Coletadas em 24 de Agosto de 1.997 (Campanha de Inverno).

Parâmetro	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
Toxicidade com <i>Ceriodaphnia</i>	NT	TC	TC	NT
Fosfato total mg/kg P	ND	ND	ND	ND
Nitrogênio Kjeldahl total mg/kg N	90.0	149.0	162.0	182.0
Cobre total mg/kg Cu	ND	4.7	2.4	8.1
Cromo total mg/kg Cr	7.9	10.0	3.3	1.1
Zinco total mg/kg Zn	2.7	80.0	14.0	18.0

Tabela 32 - Resultado do Cálculo do Índice de Geoacumulação, para o Cobre.

Data da Coleta	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
13 de julho de 1.997.	ND	0.009	0.007	0.009
03 de agosto de 1.997	0.007	0.020	0.012	0.013
24 de agosto de 1.997	ND	0.011	0.005	0.014
média	0.007	0.016	0.009	0.012

Tabela 33 - Resultado do Cálculo do Índice de Geoacumulação, para o Cromo.

Data da Coleta	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
13 de julho de 1.997.	0.005	0.009	0.005	0.004
03 de agosto de 1.997	0.005	0.001	0.003	0.003
24 de agosto de 1.997	0.007	0.007	0.004	0.001
média	0.003	0.006	0.001	0.001

Tabela 34 - Resultado do Cálculo do Índice de Geoacumulação, para o Zinco.

Data da Coleta	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
13 de julho de 1.997.	0.002	0.007	0.008	0.008
03 de agosto de 1.997	0.005	0.010	0.008	0.009
24 de agosto de 1.997	0.004	0.013	0.008	0.009
média	0.004	0.011	0.008	0.009

Tabela 35 - Resumo da Identificação da Comunidade Macrozoobentônica (Média de nº de Indivíduos por Ponto/Substrato/Amostrador), Colonizada no Período de 19/01/97 à 09/02/97 (Campanha de Verão 1/4).

tipo de substrato	Seixo				Fítilho			
	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
<i>Coelenterata</i>								
<i>Hydroida</i>								
<i>Arthropoda</i>								
<i>Insecta</i>								
<i>Coleoptera</i>								
<i>Collembola</i>								
<i>Diptera</i>	4		91	274	2		7	291
<i>Ephemeroptera</i>					1			
<i>Odonata</i>	2				1			
<i>Trichoptera</i>					1			
<i>Crustacea</i>								
<i>Amphipoda</i>								
<i>Cladocera</i>								
<i>Eucopepoda</i>								
<i>Ostracoda</i>								
<i>Platyhelminthes</i>								
<i>Tricladida</i>								1
<i>Rotifera</i>								
<i>Bdelloidea</i>								
<i>Annelida</i>								
<i>Haplotaxida</i>			83	28	2		7	47
<i>Rhynchobdellida</i>				2				6
<i>Mollusca</i>								
<i>Mesogastropoda</i>								
DESCONHECIDO	1				1			
TOTAL	7	ANR	174	304	8	ANR	14	345

Tabela 36 - Resumo da Identificação da Comunidade Macrozoobentônica (Média de nº de Indivíduos por Ponto/Substrato/Amostrador), Colonizada no Período de 09/02/97 à 02/03/97 (Campanha de Verão 2/4).

tipo de substrato	Seixo				Fitolho			
	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
<i>Coelenterata</i>								
<i>Hydroida</i>						1		
<i>Arthropoda</i>								
<i>Insecta</i>								
<i>Coleoptera</i>		1			1		1	1
<i>Collembola</i>							3	
<i>Diptera</i>		1	140	1	4	3	178	156
<i>Ephemeroptera</i>			4					
<i>Odonata</i>		2			1	1	1	
<i>Trichoptera</i>								
<i>Crustacea</i>								
<i>Amphipoda</i>					1		1	
<i>Cladocera</i>								
<i>Eucopepoda</i>						1		
<i>Ostracoda</i>								
<i>Platyhelminthes</i>								
<i>Tricladida</i>		36						
<i>Rotifera</i>								
<i>Bdelloidea</i>								
<i>Annelida</i>								
<i>Haplotaxida</i>		5	35	174	9	2	62	39
<i>Rhynchobdellida</i>		2	3				2	9
<i>Mollusca</i>								
<i>Mesogastropoda</i>							1	
<i>DESCONHECIDO</i>		2			1	1	1	
TOTAL	0	49	182	175	17	9	250	205

Tabela 37 - Resumo da Identificação da Comunidade Macrozoobentônica (Média de nº de Indivíduos por Ponto/Substrato/Amostrador), Colonizada no Período de 13/07/97 à 03/08/97 (Campanha de Inverno 3/4).

tipo de substrato	Seixo				Fitolho			
	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
<i>Coelenterata</i>								
<i>Hydroida</i>								
<i>Arthropoda</i>								
<i>Insecta</i>								
<i>Coleoptera</i>								1
<i>Collembola</i>								1
<i>Diptera</i>	21	5	127	455	7	16	78	270
<i>Ephemeroptera</i>	1				2			1
<i>Odonata</i>	2	1	1	5				6
<i>Trichoptera</i>					1			
<i>Crustacea</i>								
<i>Amphipoda</i>	1					1		
<i>Cladocera</i>	2							
<i>Eucopepoda</i>					1	1		
<i>Ostracoda</i>	1		1					
<i>Platyhelminthes</i>								
<i>Tricladida</i>								
<i>Rotifera</i>								
<i>Bdelloidea</i>	2							
<i>Annelida</i>								
<i>Haplotaxida</i>	4		18	1618	1	11	176	125
<i>Rhynchobdellida</i>				3			1	2
<i>Mollusca</i>								
<i>Mesogastropoda</i>								
<i>DESCONHECIDO</i>								
TOTAL	33	6	147	2080	12	29	255	405

Tabela 38 - Resumo da Identificação da Comunidade Macrozoobentônica (Média de nº de Indivíduos por Ponto/Substrato/Amostrador), Colonizada no Período de 03/08/97 à 24/08/97 (Campanha de Inverno 4/4).

tipo de substrato	Seixo				Fitolho			
	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04	Pt01	Pt02	Pt03	Pt04
<i>Coelenterata</i>								
<i>Hydroida</i>								
<i>Arthropoda</i>								
<i>Insecta</i>								
<i>Coleoptera</i>	1			1	2	1		
<i>Collembola</i>								
<i>Diptera</i>	17	23	28	598	14	11	102	602
<i>Ephemeroptera</i>	1	1			1	1		
<i>Odonata</i>				4	3	1		
<i>Trichoptera</i>						1		
<i>Crustacea</i>								
<i>Amphipoda</i>		1						
<i>Cladocera</i>		1		8		1		
<i>Eucopepoda</i>		1			1	5		
<i>Ostracoda</i>	1	1				3		
<i>Platyhelminthes</i>								
<i>Tricladida</i>						1		
<i>Rotífera</i>								
<i>Bdelloidea</i>		1						
<i>Annelida</i>								
<i>Haplotaxida</i>	2	78	55	19	5	25	32	41
<i>Rhynchobdellida</i>		1		1		1		1
<i>Mollusca</i>								
<i>Mesogastropoda</i>		1		1				
DESCONHECIDO					1			
TOTAL	22	107	83	633	26	50	134	647

ANEXO D - FIGURAS.

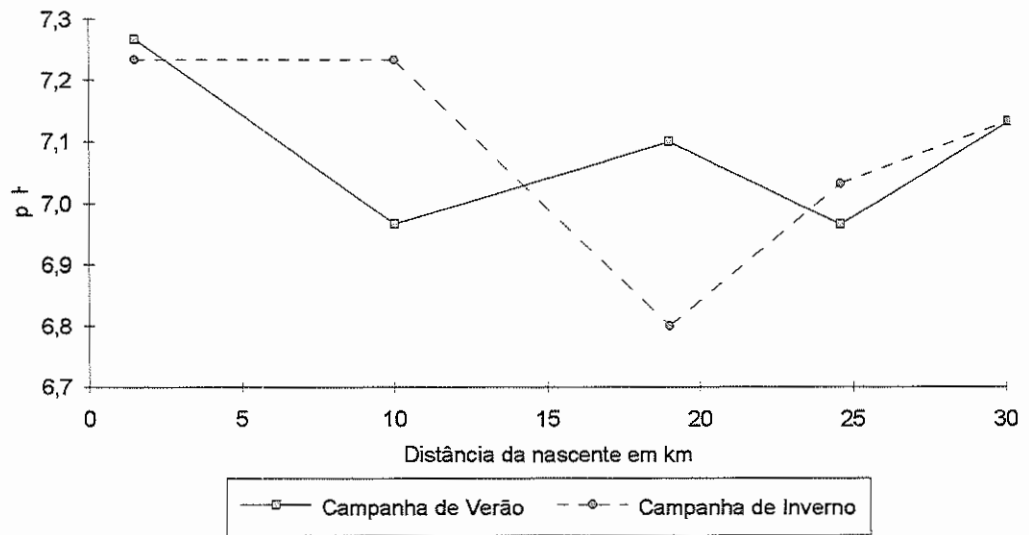


Figura 10 - Teor médio de pH na água de ambas as campanhas.

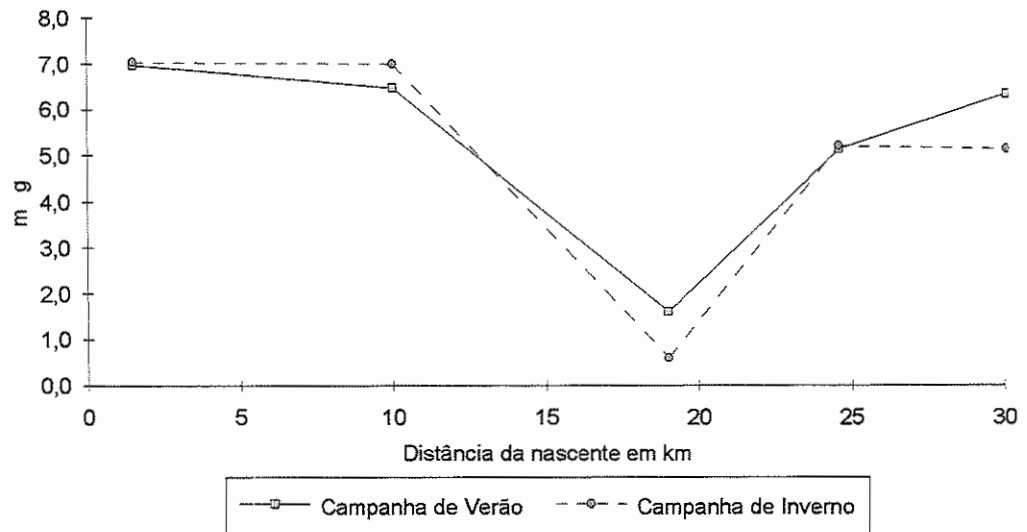


Figura 11 - Teor médio de oxigênio dissolvido na água (mg/L de O₂) das amostras de ambas as campanhas.

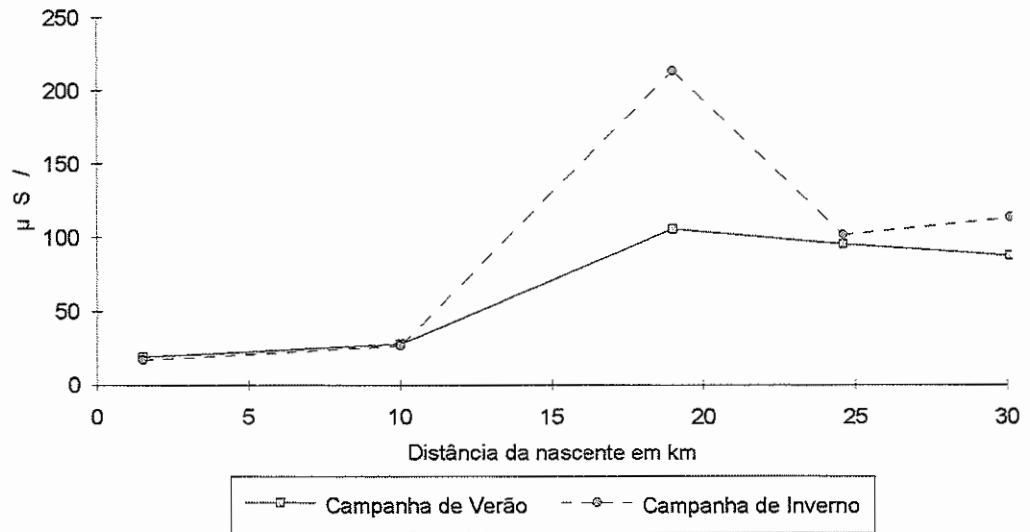


Figura 12 - Condutividade elétrica média na água ($\mu\text{S/cm}$) das amostras de água de ambas as campanhas.

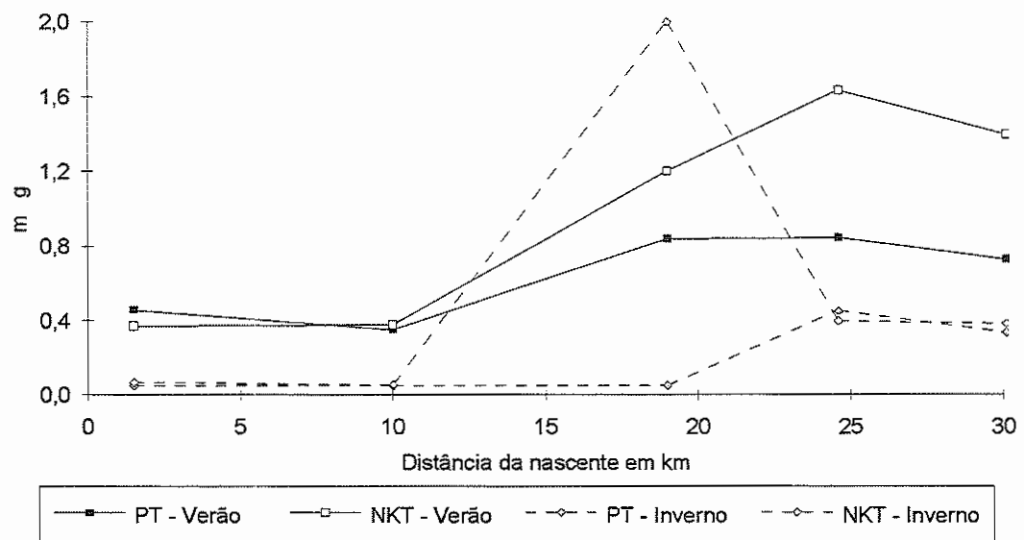


Figura 13 - Teor médio de nutrientes (mg/L) na água; para a variável NKT (nitrogênio Kjeldahl total) de inverno, a escala real é dez vezes superior à apresentada no gráfico.

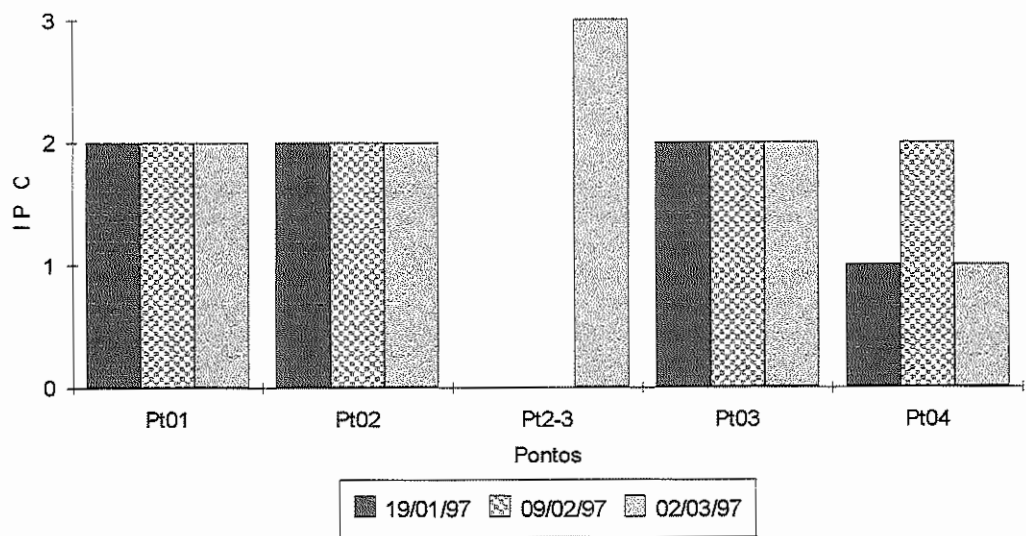


Figura 14 - Avaliação do IPCA, da Campanha de Verão (1- adequada, 2- regular, 3- inadequada).

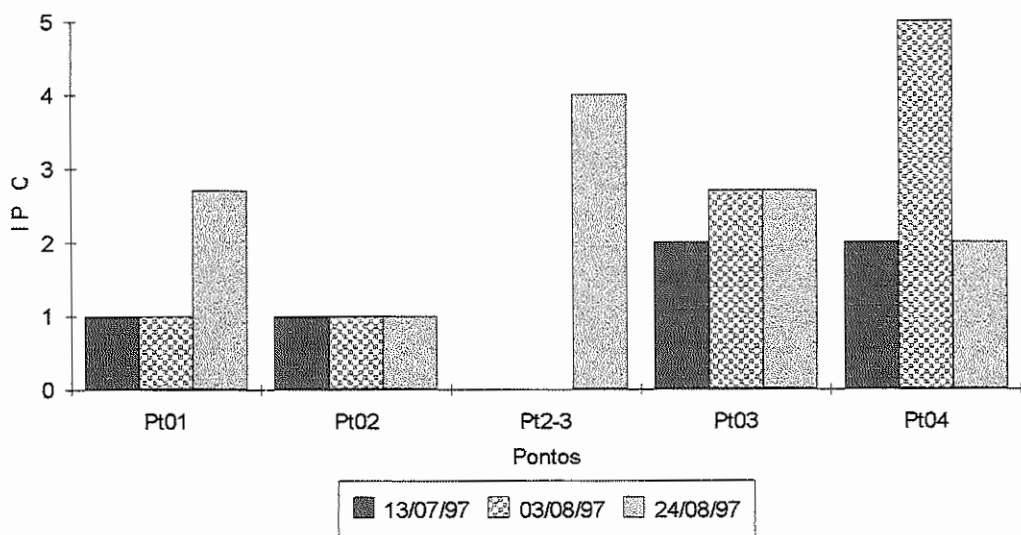


Figura 15 - Avaliação do IPCA, da Campanha de Inverno (1- adequada, 2- regular, 3- inadequada).

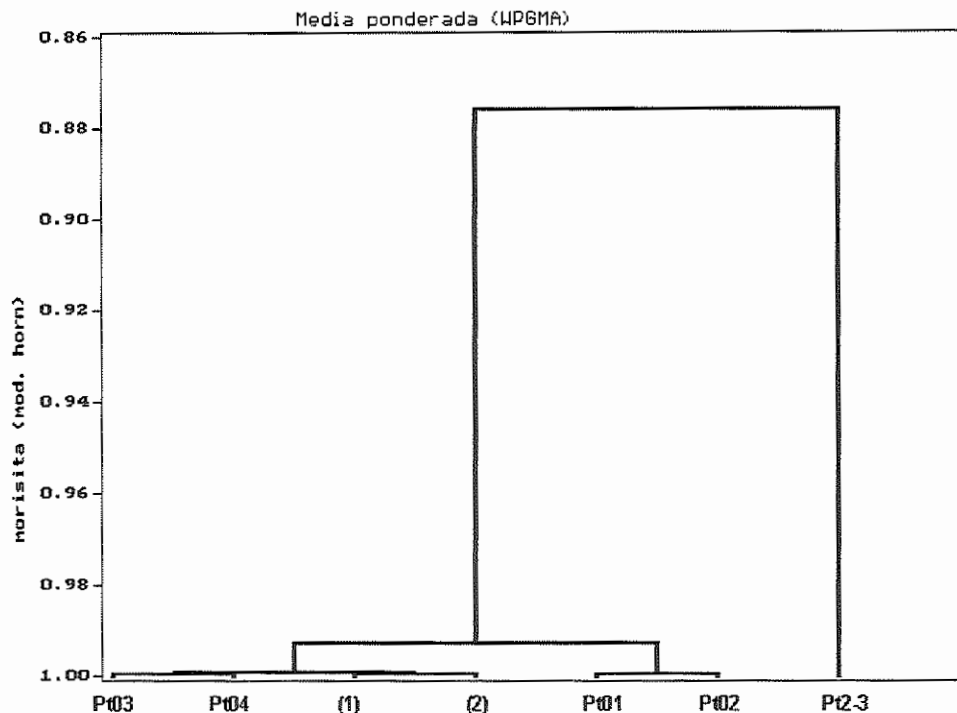


Figura 16 - Dendrograma da análise de similaridade - para as amostras de água - entre os pontos de coleta, (1) resolução CONAMA 20 e (2) "Quality Criteria for Water", cujo coeficiente de correlação cofenético foi de 0,9911 (campanha de verão).

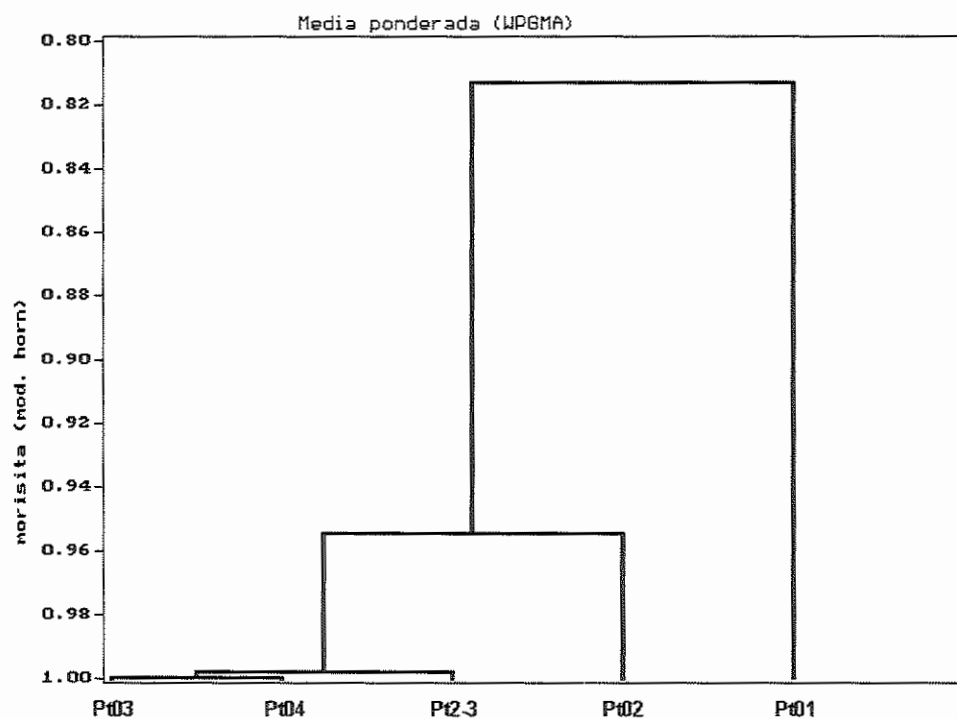


Figura 17 - Dendrograma da análise de similaridade - para as amostras de água - entre os pontos de coleta, com coeficiente de correlação cofenético de 0,9180 (campanha de verão).

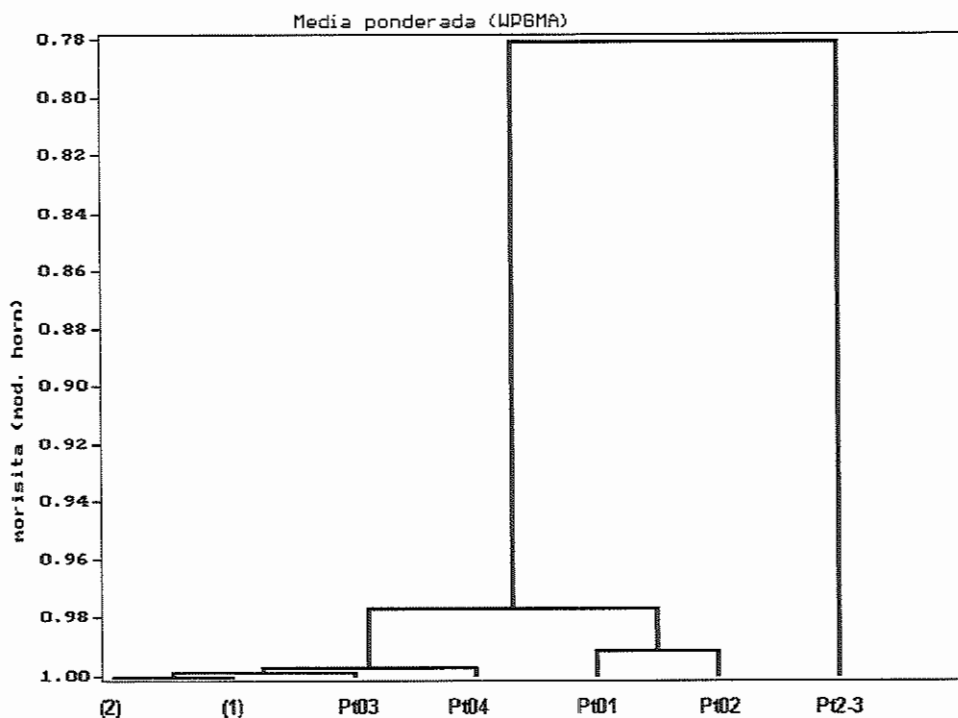


Figura 18 - Dendrograma da análise de similaridade - para as amostras de água - entre os pontos de coleta, (1) resolução CONAMA 20 e (2) "Quality Criteria for Water", cujo coeficiente de correlação cofenético foi de 0,9552 (campanha de inverno).

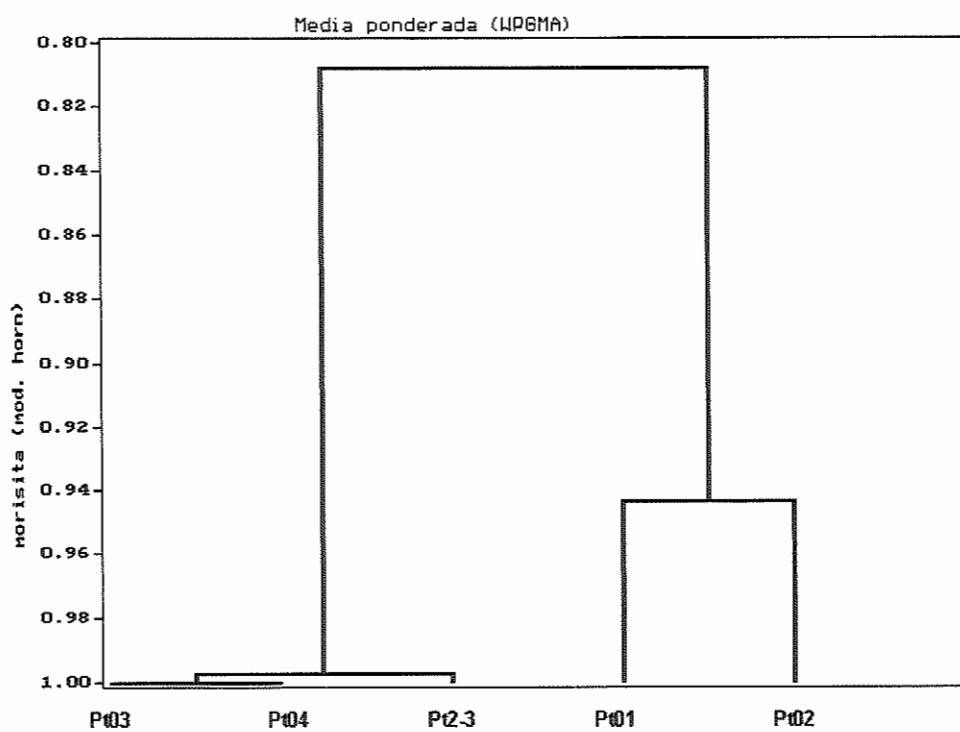


Figura 19 - Dendrograma da análise de similaridade - para as amostras de água - entre os pontos de coleta, com coeficiente de correlação cofenético de 0,7787 (campanha de inverno).

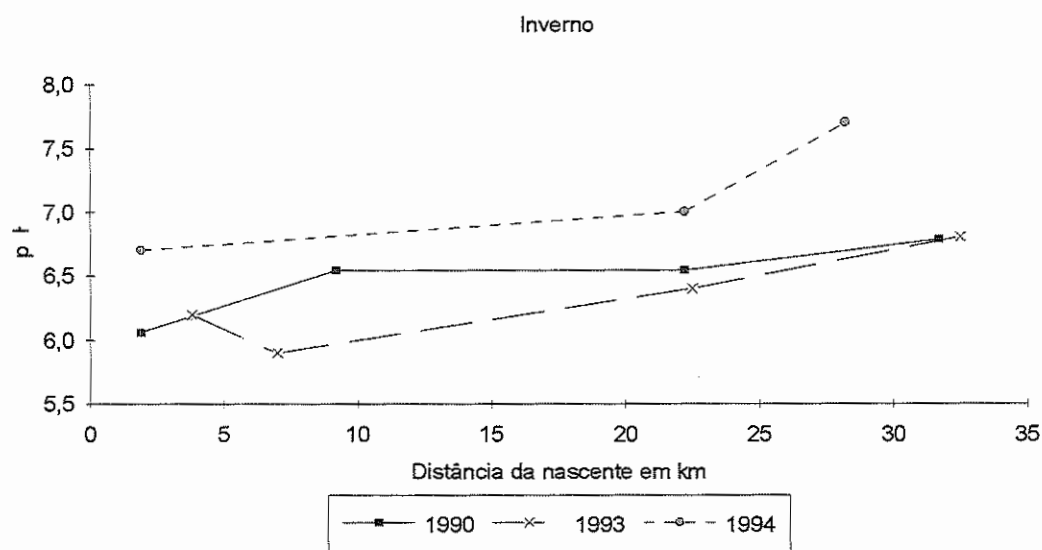
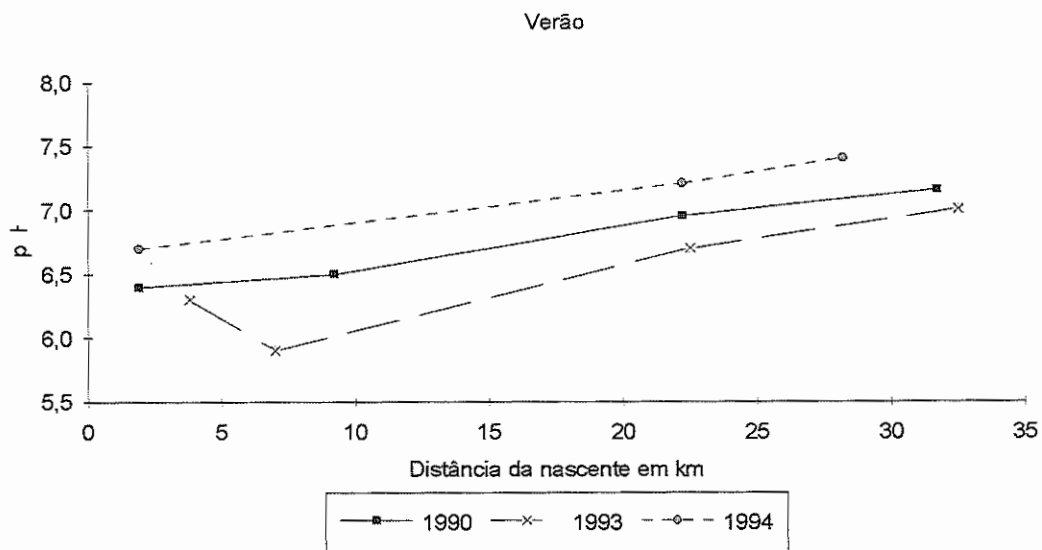


Figura 20 - Teor médio das análises de pH, realizadas por SÉ (1992) - dados de 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - dados de 1993 e GUE-RESCHI (1995) - dados de 1994.

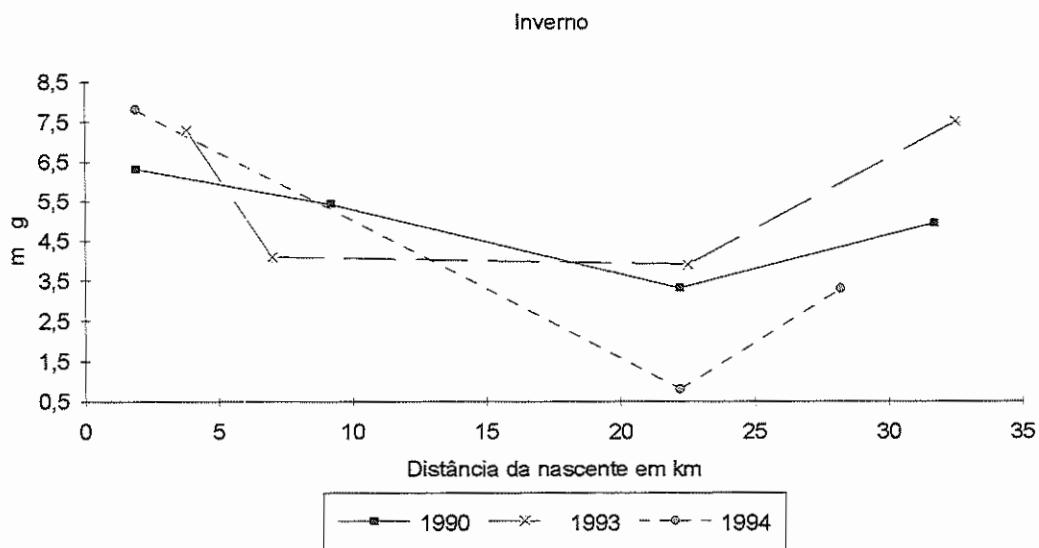
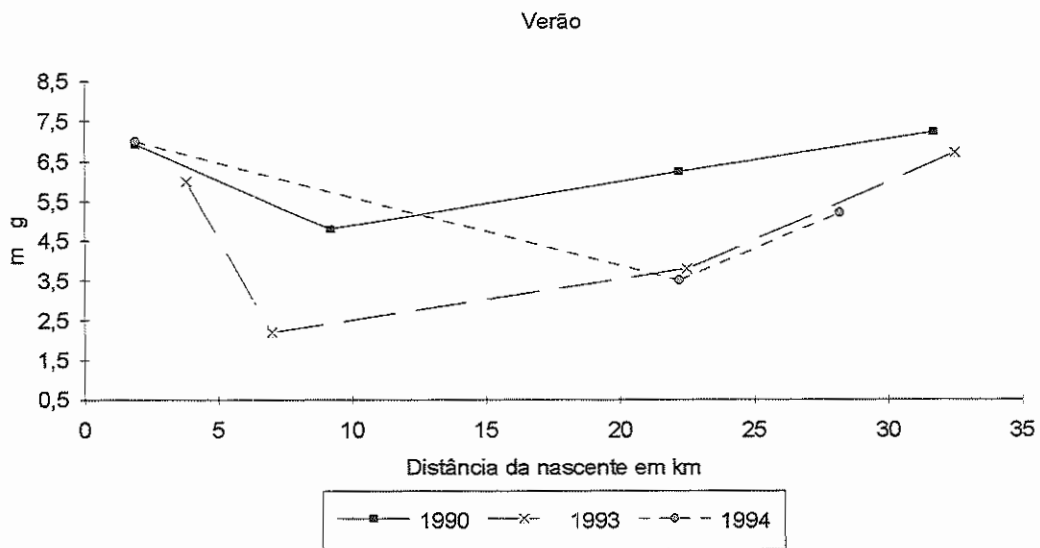


Figura 21 - Média das análises de oxigênio dissolvido (mg/L de O_2), realizadas por SÉ (1992) - dados de 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - dados de 1993 e GUERESCHI (1995) - dados de 1994.

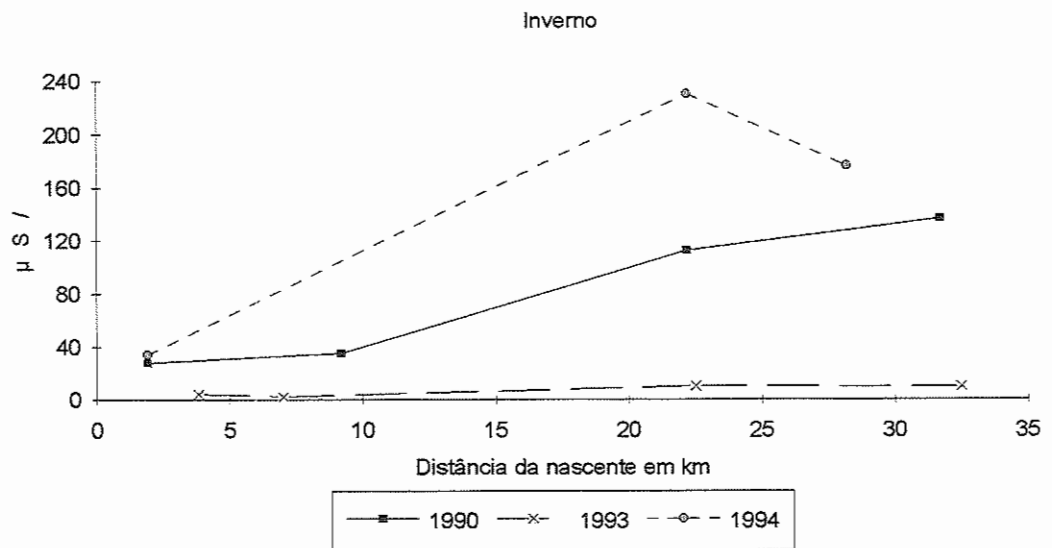
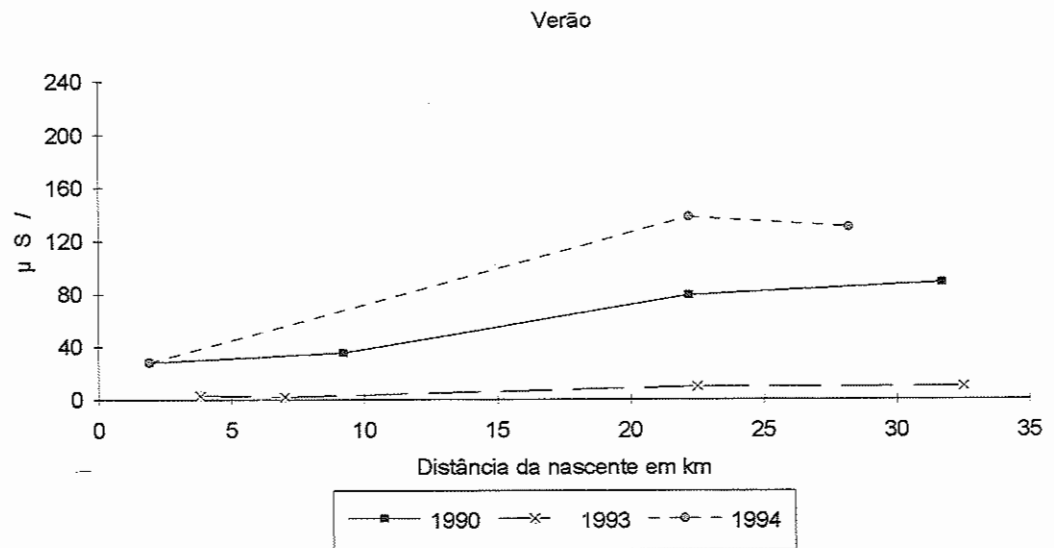


Figura 22 - Média das análises de condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), realizadas por SÉ (1992) - dados de 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - dados de 1993 e GUERESCHI (1995) - dados de 1994.

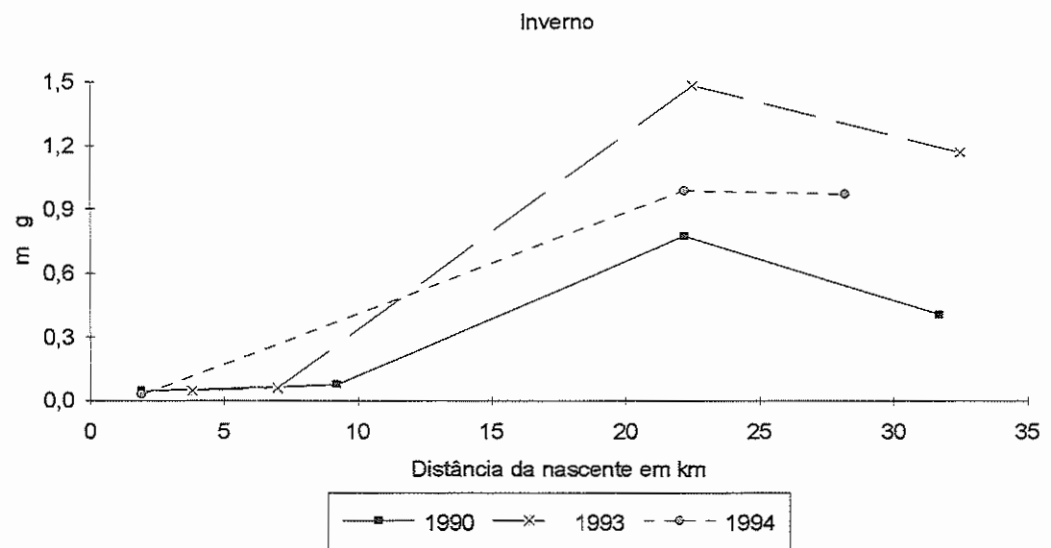
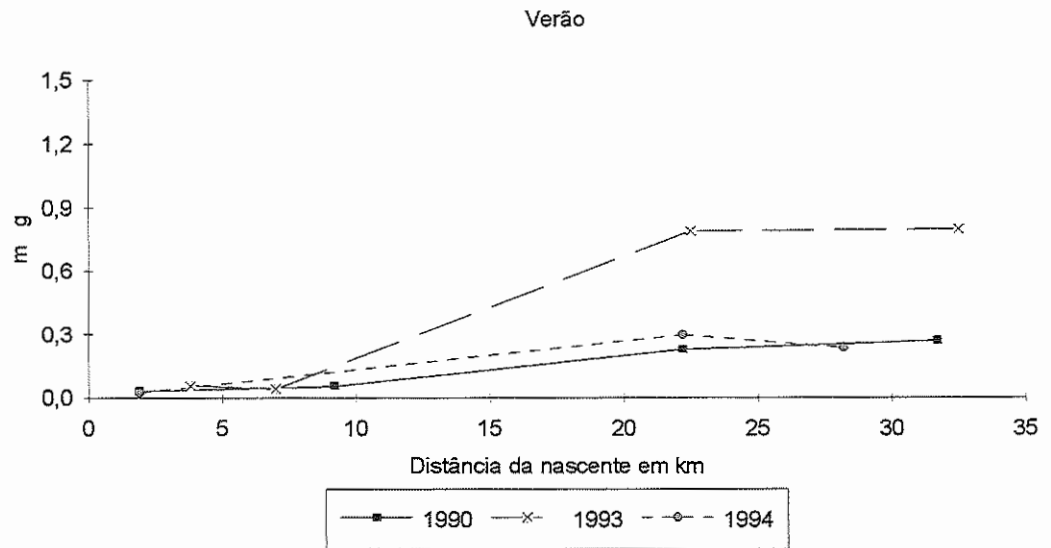


Figura 23 - Média das análises de fosfato total (mg/L), realizadas por SÉ (1992) - dados de 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - dados de 1993 e GUERESCHI (1995) - dados de 1994.

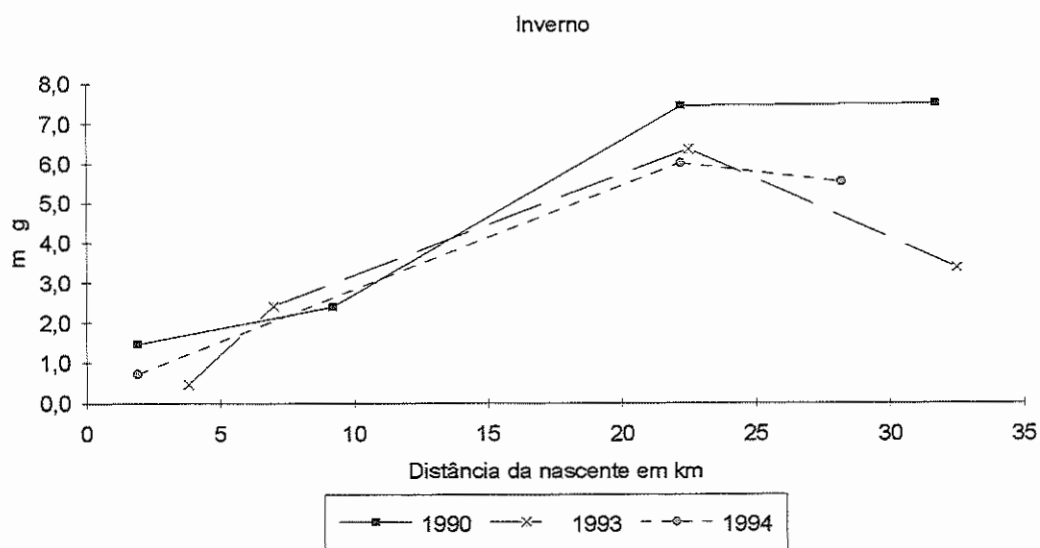
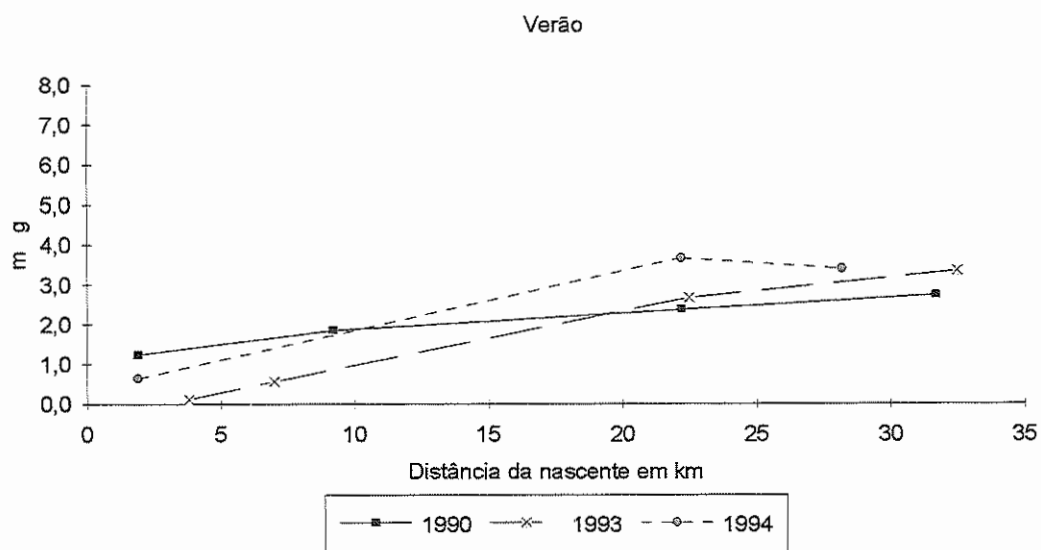


Figura 24 - Média das análises de nitrogênio Kjeldahl total (mg/L), realizadas por SÉ (1992) - dados de 1990, NYSIYAMA & POVINELLI (1993) - dados de 1993 e GUERESCHI (1995) - dados de 1994.

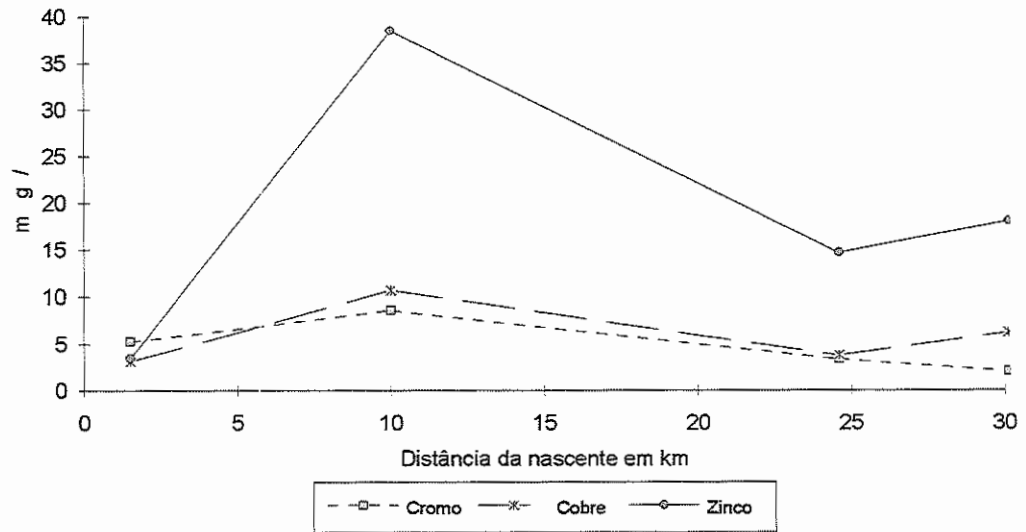


Figura 25 - Teor médio dos metais Cr, Cu e Zn (mg/kg) presentes no sedimento durante a campanha de inverno.

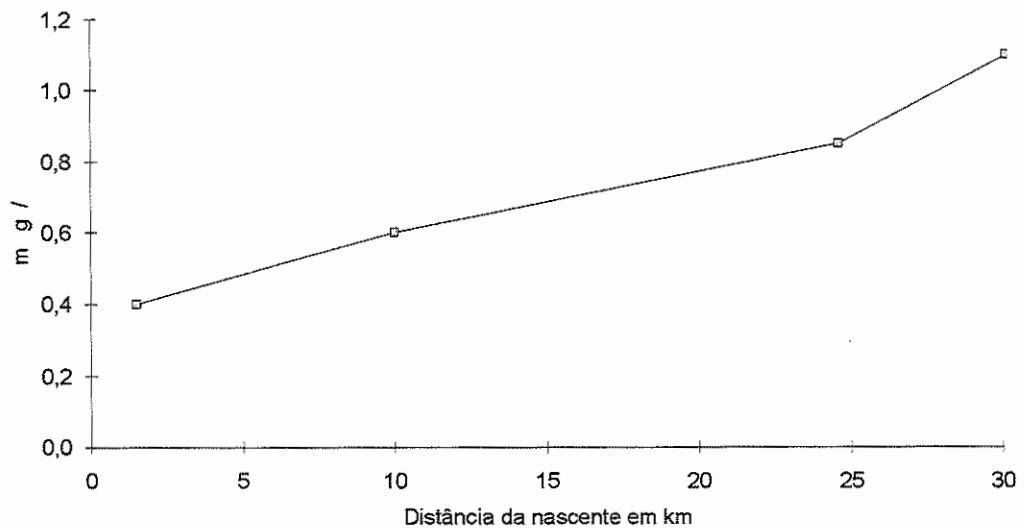


Figura 26 - Teor médio de fosfato total (mg/kg) presente no sedimento durante a campanha de inverno.

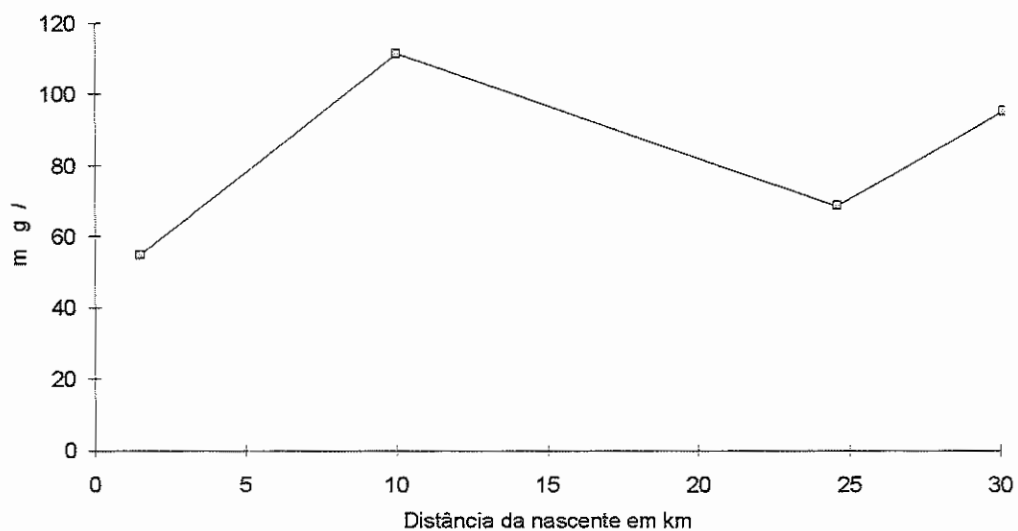


Figura 27 - Teor médio de nitrogênio Kjeldahl total (mg/kg) presente no sedimento durante a campanha de inverno.

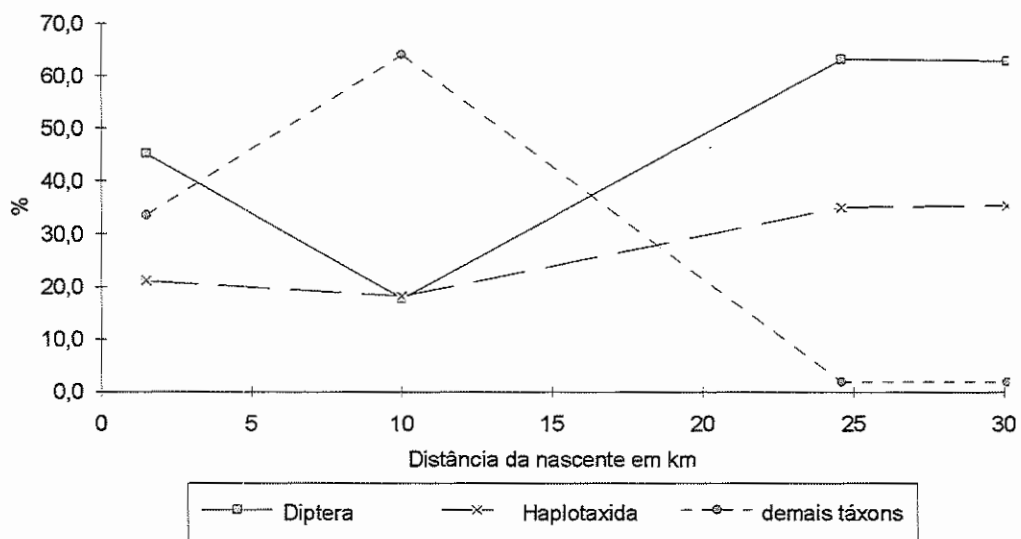


Figura 28 - Valores médios de abundância dos taxa que estiveram presentes em mais de 85 % das amostras da Campanha de Verão.

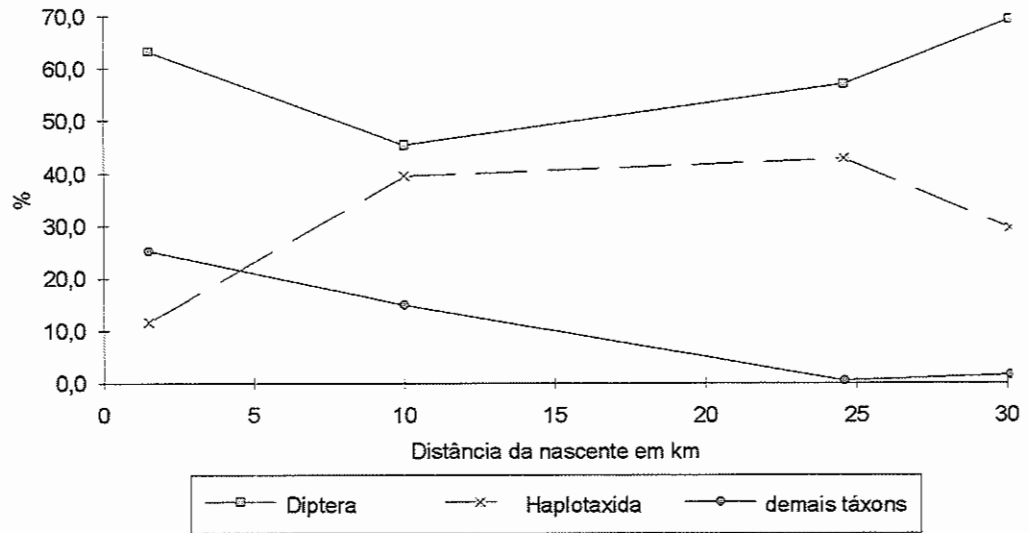


Figura 29 - Valores médios de abundância dos taxa que estiveram presentes em mais de 85 % das amostras da Campanha de Inverno.

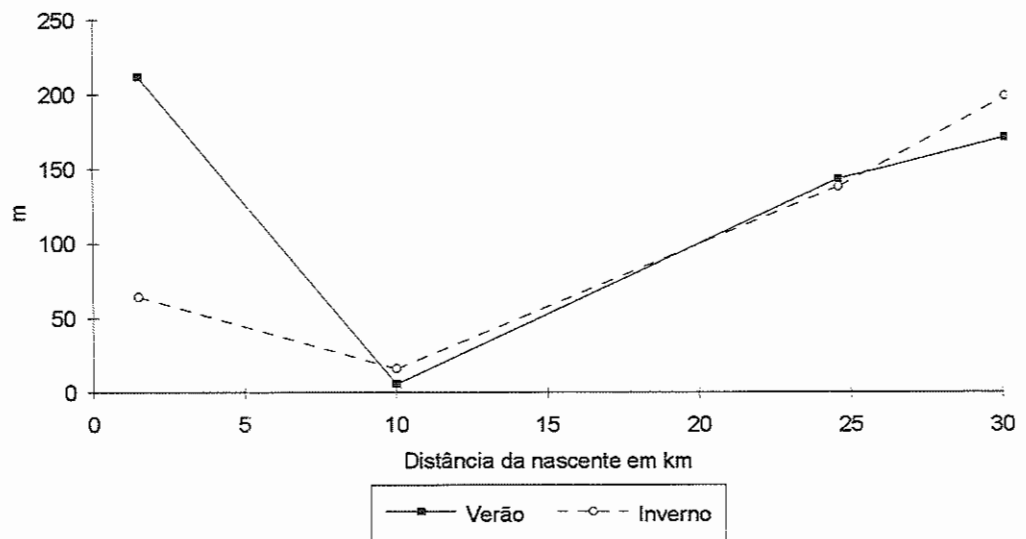


Figura 30 - Valores médios para o material retido (mL).

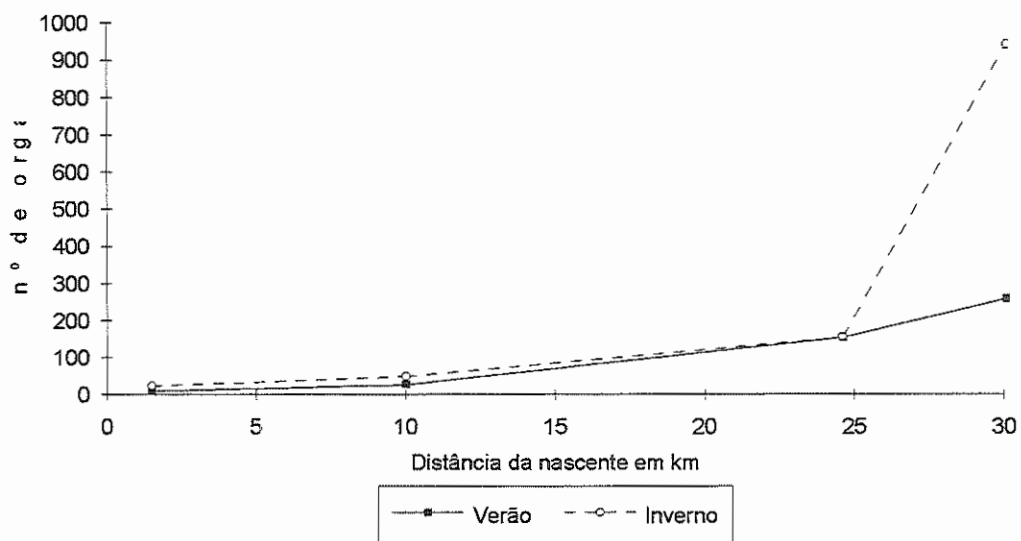


Figura 31 - Valores médios para densidade (nº de organismos por amostrador).

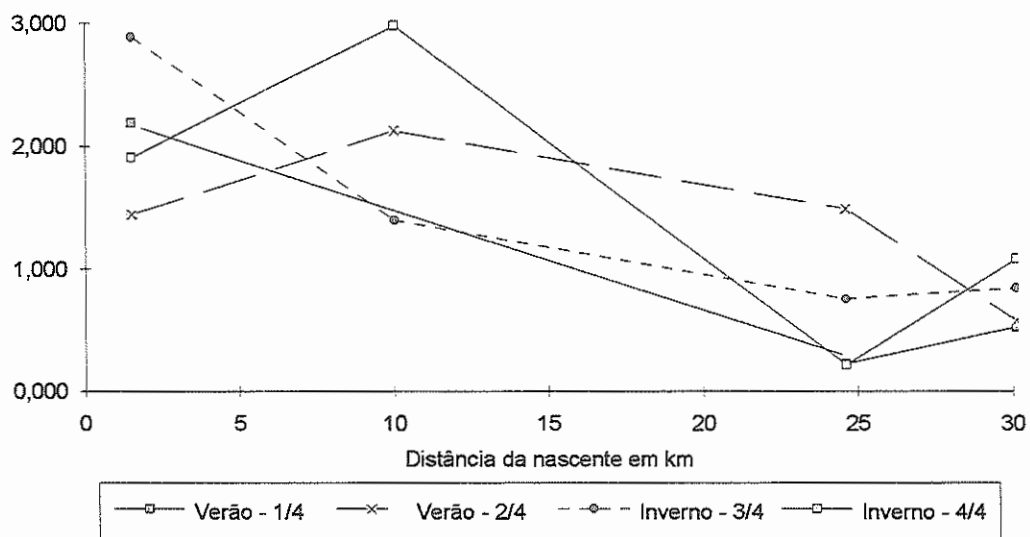


Figura 32 - Valores dos índices de Riqueza de Espécies, para as quatro campanhas de coleta.

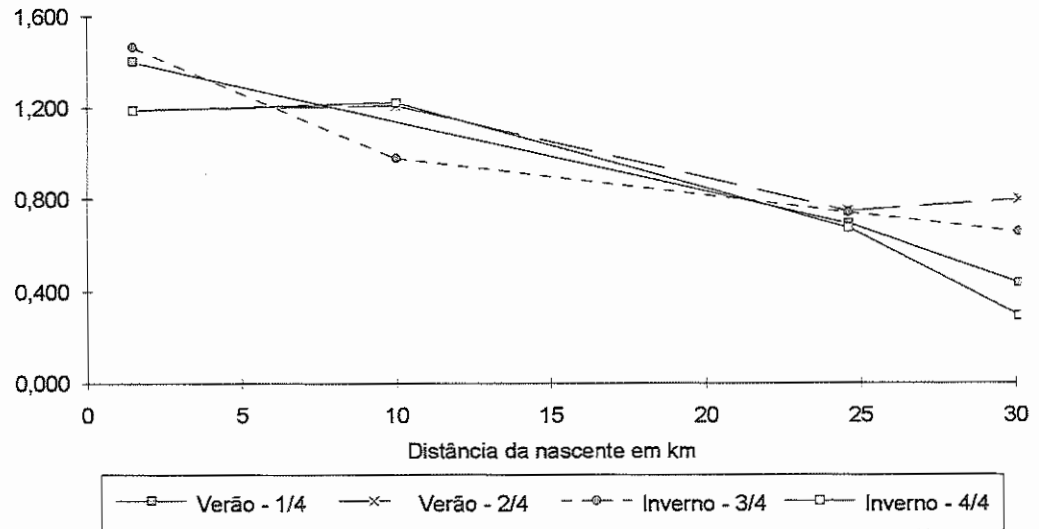


Figura 33 - Valores dos índices de diversidade de Shannon, para as quatro campanhas de coleta.

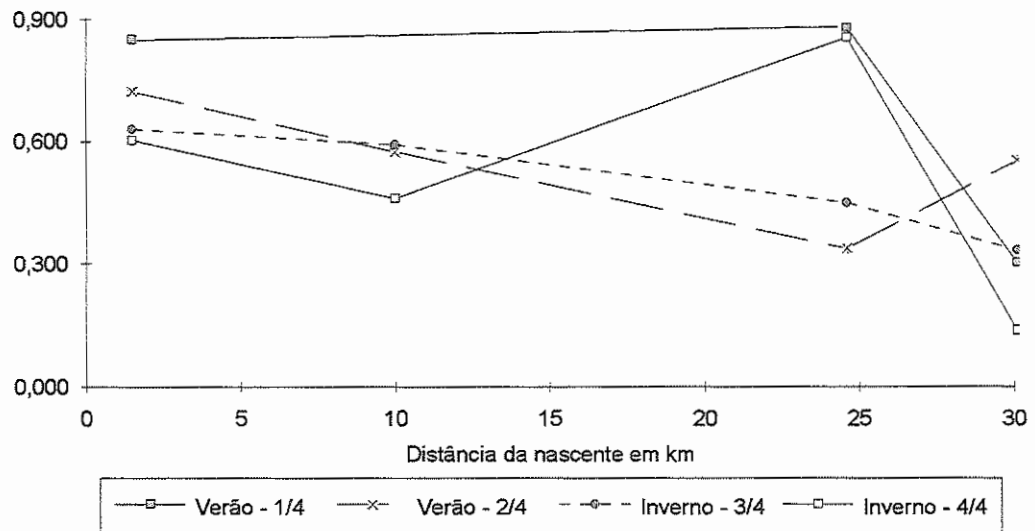


Figura 34 - Valores dos índices de Uniformidade de Pielou, para as quatro campanhas de coleta.

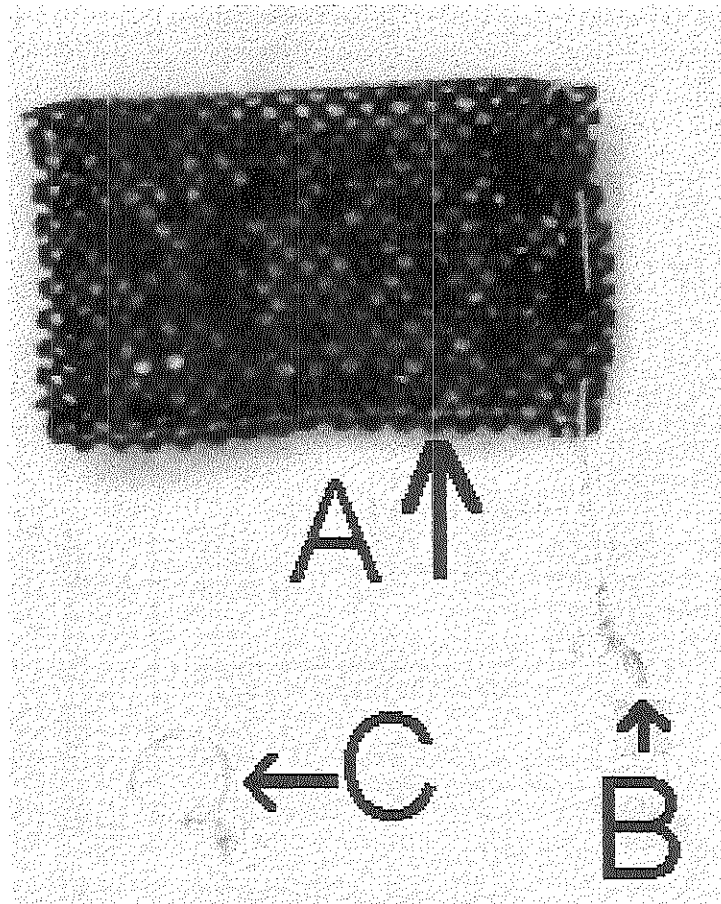


Figura 35 - Amostradores: (A) com seixos de rio, (B) feixo de metal com girador (C) gancho onde é amarrada linha de nylon nº 0,90 para fixar o conjunto à margem.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- AFNOR. (1985). (Normalisation Française, T 90 - 350). Détermination de l'Indice Biologique Global (I.B.G.). Essais des Eaux. França.
- AGUDO, E.G., coord. (1988). Guia de Coleta e Preservação de Amostras de Água. São Paulo. CETESB.
- ALONSO, C. D., coord. (1995). Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 1995. São Paulo. CETESB.
- BARMUTA, L.A., LAKE, P.S. (1982). On the Value of the River Continuum Concept. N. Z. Journal Mar.Freshwater Res. v. 16, p. 227-229.
- BASSOI, L. J.; NIETO, R.; TREMAROLI, D. (1990). Implementação de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos. São Paulo. CETESB.
- BOOTHROYD, I. K. G. & DICKIE, B. N. (1989). Macroinvertebrate Colonization of Perspex Artificial Substrates for Use in Biomonitoring Studies. N. Z. Journal. Mar. Freshwater Res. v. 23. p. 467-478.
- BRANCO, S. M. (1984). Sobre a Utilização de Microrganismos Flagelados como Indicadores de Poluição. São Paulo. Tese de Docência-Livre na Disciplina Hidrobiologia - Depto de Parasitologia e Higiene Rural da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.
- BRANCO, S. M. (1986). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. São Paulo. ASCETESB/CETESB.
- BRANDIMARTE, A. L. & SHIMIZU, G. Y. (1990). A Macrofauna Bentônica de um Córrego Poluído: Amostragem com um Novo Tipo de Substrato Artificial. REVISTA DAE. v. 50(159), p. 19-21.

- BRUNS, D. A., MINSHALL, G. W., CUSHING, C. E., CUMMINS, K. W., BROCK, J. T., VANNOTE, R. L. (1984). Tributaries as Modifiers of the River Continuum Concept: Analysis by Polar Ordination and Regression Models. *Archiv Hydrobiologie*, v.99, p.208-220.
- BURLINGTON, R. F. (1962). Quantitative Biological Assessment of Pollution. *Journal Water Pollution Control Federation*. v. 34(2), p. 179-183.
- BURTON, G. A. Jr. ed. (1992). *Sediment Toxicity Assessment*. New York. Lewis Publishers.
- CAIRNS, J. Jr & DICKSON, K. L. (1971). A Simple Method for the Biological Assesment of the Effects of Waste Discharges on Aquatic Botton-Dwelling Organisms. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 43, p. 755-771.
- CARDOSO, M. D. C. Z. (1989). Participação Comunitária em Programas de Avaliação da Qualidade da Água. *REVISTA DAE*. v. 49. p. 157.
- CETESB. (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Bentos de Água Doce: Macroinvertebratos, Método Qualitativo e Quantitativo. São Paulo. L5.312
- CETESB(a). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Temperatura de Corpos D'água - Método do Termômetro de Mercúrio. São Paulo. 02061F
- CETESB(b). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação do pH em Águas - Método Potenciométrico. São Paulo. L5.145 - 10302L
- CETESB(c). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Ooxigênio Dissolvido em Águas - Método de Winkler Modificado pela Azida Sódica. São Paulo. L5.1169 - 08101
- CETESB(d). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação da Condutividade em Águas - Método do Condutímetro. São Paulo. L5.115

- CETESB(e). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Fosfato Total em Águas - Método Molibdo-ascórbico. São Paulo. L5.128
- CETESB(f). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Nitrogênio Kjeldahl Total - Método da Digestão Sulfúrica. São Paulo. L5.115
- CETESB(g). (1978). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Pigmentos Fotossintetizantes Clorofila - A, B e C e Feofitina - A. São Paulo. L5.306
- CETESB. (1987). Normas Técnicas de Saneamento Ambiental - Determinação de Toxicidade Crônica com *Ceriodaphnia*. São Paulo. L5.022
- CETESB. (1988). Recuperação da Qualidade das Águas - Apostila do Curso. São Paulo.
- CHANDLER, J. R. (1970). A Biological Approach to Water Quality Management. *Water Pollution Control*, v. 69, n. 4, p. 415-422.
- COLON, J.J. (1986) Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards Washington DC 20460. EPA/440/5-86/001
- COOK, S. E. K. (1976). Quest for an Index of Community Structure Sensitive to Water Pollution. *Environmental Pollution*. v. 11. p. 269-288.
- CULP, J. M. & DAVIS, R. W. (1982). Analysis of Longitudinal Zonation and the River Continuum Concept in the Oldman - South Saskatchewan River System. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. v. 39, p. 1258-1266.
- CUMMINS, K. W. (1974). Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience*. v. 24, p. 631-641.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J. M. & TROUBAT, J. J. (1983). Validité de l'utilisation d'un Substrat Artificiel dans le Cadre d'une Surveillance

Écologique des Rivières Tropicales Traitées aux Insecticides. *Rev. Hydrobiol. Trop.* v. 16. n. 2. p. 181-193.

DE PAUW, N. & VANHOOREN, G. (1983). Method for Biological Quality Assessment of Water Courses in Belgium. *Hydrobiologia.* v. 100. p. 153-168.

DE PAUW, N., ROELS, D. & FONTOURA, A. P. (1986). Use of Substrates for Standardized Sampling of Macroinvertebrates in the Assessment of Water Quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia.* v. 133, p. 237-258.

DERÍSIO, J. C. & BRAGA, J. M. (1983). Utilização do Índice de Toxicidade (ITX) e do Método ABC como Ferramentas nos Programas de Controle de Poluição das Águas. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú, 1983. Anais. São Paulo.

DICKSON, K. L.; CAIRNS, J. Jr. & ARNOLD, J. C. (1971). An Evaluation of the Use of Basket-Type Artificial Substrates for Sampling Macroinvertebrate Organisms. *Trans. Am. Fish. Soc.* v. 100. p. 553-559.

DUARTE, C. (coord.). (1993) Apostila da Disciplina Invertebrados II - Aulas Práticas. Departamento de Zoologia - Instituto de Biociência. Universidade de São Paulo.

EDMONDSON, W. T. & WIMBERG, G. G. (1971). A manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Freshwaters - IBP Handbook nº 17. Blackweel Scientific Publications Oxford and Edinburg.

ESTEVES, F. A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Editora Interciência Ltda.

FLINT, R. W.; DUKE, T. W.; KALKE, K. D. (1982). Benthos Investigations: Sediment Boxes or Natural Bottom?. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* v. 28. p. 257-265.

- ✘ FÖRSTNER, U. (1990). Inorganic Sediment Chemistry and Elemental Speciation. In: BAUDO, R.; GIESY, J.; MUNTAV, H. (eds) Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants. Lewis. p. 61-105. 627.167 154917
- GONÇALVES, A. R. L. (1986). Geologia Ambiental da Área de São Carlos. São Paulo. Tese de Doutorado - Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo.
- GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. (1995). Conferência das Nações Unidas Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: AGENDA 21. RIO DE JANEIRO, 3 - 14 DE JUNHO DE 1992. Disquete.
- GREENBERG, A. E.; CLESCERI, L. S. & EATON, A. D. (eds) (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edn. Am. Publ. Hlth. Ass., Washington D.C.
- GUERESCHI, R. M. (1995). Monitoramento Biológico da Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho pelo Uso de Invertebrados Bentônicos. São Carlos. 43 p. Monografia (Bacharelado) Departamento de Hidrobiologia - Universidade Federal de São Carlos.
- GULLEY, D. D. (1996). TOXSTAT 3.5. Western Ecosystems Technology, Inc. and University of Wyoming.
- HAMILTON, M. A.. (1975). Indexes of Diversity and Redundancy. Journal Water Pollution Control Federation. v. 47. p. 630-632.
- HYNES, H. B. N. (1970). The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press.
- IBGE. (1971). Carta Cartográfica do Brasil. Folhas: Araraquara, Ibaté, Ribeirão Bonito e São Carlos. Escala: 1:50.000. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBGE. (1996). Sistema de Informação Estatística e Geográfica. (CD ROM) Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

- KHALAF, G. & TACHET, H. (1980). Colonization of Artificial Substrata by Macro-Invertebrates in a Stream and Variations According to Stone Size. *Freshwater Biology*. v. 10, p. 475-482.
- KEMBLE, N.E.; BRUMBAUGH, W.G.; BRUNSON, E.L.; DWYER, F.J.; IN-GERSOLL, C.G.; MONDA, D.P. and WOODWARD, D.F. (1994). Toxicity of metal - contaminated Sediments from the upper Clark Fork River, Montana, to aquatic invertebrates and fish in laboratory exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v. 13, n. 12, p. 1985-1997.
- KLEMM, D.J. et al. (1990) Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating The Biological Integrity of Surface Waters. Cincinnati. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. EPA/600/4-90/030.
- KUHLMANN, M. L.; HENRIQUE-MARCELINO, R.; FORNASARO, G. J.; ARON, M. A.; TRUZZI, A. C.; LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C. (1993). Macrofauna Bentônica de Água Doce: Avanços Metodológicos. São Paulo. CETESB.
- LUDWIG, A. J. & REYNOLDS, J. F. (1988). *Statistical Ecology. A primer on Methods and Computing*. New York. John Wiley & Sons Inc.
- MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Barcelona. Ediciones Omega.
- NISYAMA, C. A. & POVINELLI J. (1993). Indicadores de Poluição: Comparação dos Dados de Parâmetros Físico-Químicos e de Organismos Bentônicos no Córrego do Monjolinho (São Carlos - SP). São Carlos. Relatório FAPESP - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- ODUM, E. P. (1986). *Ecologia*. Rio de Janeiro. Editora Guanabara.
- PENNAK, R. W. (1991). *Fresh-Water Invertebrates of the United States*. New York. John Wiley & Sons Inc.

- POPP, J. H. (1987). *Geologia Geral*. Rio de Janeiro. Livros Técnicos e Científicos Editora S.A.
- POVINELLI, J. (1981). A influência da Toxidez Provocada por Metais Pesados Sobre a DBO. In: *Anais do XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Fortaleza-Brasil.
- POVINELLI, J. (1989). Interferência de Cromo VI na Medida de OD e DBO pelo Método das Diluições ou de Winkler. In: *Anais do XV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Belém-Brasil.
- PRATT, J. M.; COLER, R. A. & GODFREY P. J. (1981). Ecological Effects of Urban Stormwater Runoff on Benthic Macroinvertebrates Inhabiting the Green River, Massachusetts. *Hydrobiologia*. v. 83. p. 29-42.
- RABENI, C. F. & MINSHALL, G. W. (1977). Factors Affecting Microdistribution of Stream Benthic Insects. *Oikos*. v. 29, p. 33-43.
- RESH, V. H.; ROSEMBERG, D. M. & FEMINELLA, J. W. (1985). The Processing of Benthic Samples: Responses to the 1983 NABS Questionnaire. *Bull. North A. Benth. Soc.* v. 2, p. 5-11.
- RIOS, L. (1993). *Estudo Limnológico e Fatores Ecológicos em Ribeirões e Córregos da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Feijão (ESTADO DE SÃO PAULO)*. 146 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- ROSEMBERG, D. M. & RESH, V. H. (1982). The Use of Artificial Substrate in the Study of Freshwater Benthic Macroinvertebrates. In: CAIRNS, J. Jr. (ed) *Artificial Substrates*. Ann Arbor Science Publ. Inc. p. 175-235.
- × SALAMI, L. N. B. P. (1996). *Estudo das Influências Climáticas e Antropogênicas nas Características Físico-Químicas no Rio do Monjolinho*. 132 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

- SANTOS, M. J. (1993). Estudo Limnológico dos Córregos da Água Fria e da Água Quente. 219 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- SCHAFER, A. (1985). Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais. Porto Alegre. Ed. da Universidade. Cap. 3, p. 159-175.
- SCHAEFFER, D. J.; PERRY, J. A. (1986). Gradients in the Distribution of Riverine Benthos. *Freshwater Biology*. v. 16, p. 745-757.
- SCHKENZ, E.; SILVEIRA, F. L.; LOPES, S. B. C.; GNASPINI, P. (1993) Apostila da Disciplina Invertebrados I - Aulas Práticas. Departamento de Zoologia - Instituto de Biociência. Universidade de São Paulo.
- SÉ, J. A. S. (1992). Rio do Monjolinho e sua Bacia Hidrográfica como Indicadores de Sistemas Ecológicos. São Carlos. 378 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1985). Question and Comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 42, p. 1038-1044.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. (1986). Stream Hydraulics as a Major Determinant of Benthic Invertebrate Zonation Patterns. *Freshwater Biology*, v. 16, p. 127-139.
- TOMMASI, L. R. (1994). Estudo de Impacto Ambiental. São Paulo. CETESB.
- VALENTIM, J. L. (1995). Agrupamento e Ordenação. In: ESTEVES, F. A., ED. Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. Rio de Janeiro. Oecologia Brasiliensis. Cap. 2, p. 27-56.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal Fish. Aquat. Sci.* v. 37, p. 130-137.

- WINTERBOURN, M. J. & TOWNSEND, C. R. (1993). Streams and Rivers one Way Flow Systems. In: MANN, K. H. & BARNES, R. S. K. (eds) Fundamentals of Aquatic Ecology. Oxford. Blackwell Scientific Publications. p. 230-242.
- WHITTON, B. A. (ed) (1975) River Ecology. Oxford. Blackwell Scientific Publications. p. 725. (Studies in ecology, v.2)
- WILHM, J. L. & DORRIS, T. C. (1968). Biological Parameters for Water Quality Criteria. BioScience. v. 16, p. 745-757.
- WILLIAMS, D. D. & HYNES, H. B. N. (1976). The Recolonization Mechanisms of Stream Benthos. Oikos. v. 27, p. 265-272.
- ZAGATTO, P. A.; LORENZETTI, M. L.; PEREZ, L. S. N.; MENEGON Jr. N.; BURATINI, S. V. (1995) Proposal for a New Water Quality Index. In: XXVI SIL CONGRESS. São Paulo. 1995. Anais. São Paulo.
- ZAJIC, J. E. (1971). Benthic Organisms as Pollution Indicators. In: Water Pollution - Disposal and Reuse. v.1. Marcel Debber. Inc.

APÊNDICE - A QUESTÃO JURÍDICA.

Neste apêndice foram transcritos trechos da Legislação existente no país, e que de alguma forma possam servir de substrato para que a sociedade possa efetivamente se posicionar em relação à qualidade de vida e a preservação ambiental, tendo a questão jurídica como método de trabalho ou apoio.

Como fonte de pesquisa foi utilizada a apostila referenciada abaixo:

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE. (1997). Curso de Direito Ambiental. Santos.

CAPÍTULO DO MEIO AMBIENTE DA CONSTITUIÇÃO DO ESTADO DE SÃO PAULO

TÍTULO VI Da Ordem Econômica

CAPÍTULO IV Do Meio Ambiente, dos Recursos Naturais e do Saneamento

SEÇÃO I Do Meio Ambiente

Artigo 193 - O Estado, mediante lei, criará um sistema de administração da qualidade ambiental, proteção, controle e desenvolvimento do meio ambiente e uso adequado dos recursos naturais, para organizar, coordenar e integrar as ações de órgãos e entidades da administração pública direta e indireta, assegurada a participação da coletividades, com o fim de:

II - adotar medidas, nas diferentes áreas de ação pública e junto ao setor privado, para manter e promover o equilíbrio ecológico e a melhoria da qualidade ambiental, prevenindo a degradação em todas as suas formas e

impedindo ou mitigando impactos ambientais negativos e recuperando o meio ambiente degradado;

Artigo 194 - Aquele que explorar recursos naturais fica obrigado a recuperar o meio ambiente degradado, de acordo com a solução técnica exigida pelo órgão público competente, na forma da lei.

Parágrafo único - É obrigatória na forma de lei a recuperação, pelo responsável, da vegetação adequada nas áreas protegidas, sem prejuízos das demais sanções cabíveis.

Artigo 197 - São áreas de proteção permanente:

II - as nascentes, os mananciais e matas ciliares;

SEÇÃO II Dos Recursos Hídricos

Artigo 205 - O Estado instituirá, por lei, sistema integrado de gerenciamento dos recursos hídricos, congregando órgãos estaduais e municipais e a sociedade civil, e assegurará meios financeiros e institucionais para:

I - a utilização racional das águas superficiais e subterrâneas e sua prioridade para abastecimento às populações;

II - o aproveitamento múltiplo dos recursos hídricos e o rateio dos custos das respectivas obras, na forma da lei;

III - a proteção das águas contra ações que possam comprometer o seu uso atual e futuro;

IV - a gestão descentralizada, participativa e integrada em relação aos demais recursos naturais e às peculiaridades da respectiva bacia hidrográfica;

Artigo 209 - O Estado adotará medidas para controle da erosão, estabelecendo-se normas de conservação do solo em áreas agrícolas e urbanas.

Artigo 210 - Para proteger e conservar as águas e prevenir seus efeitos adversos, o Estado incentivará a adoção pelos Municípios, de medidas no sentido:

I - da instituição de áreas de preservação das águas utilizáveis para abastecimento às populações e da implantação, conservação e recuperação de matas ciliares;

II - do zoneamento de áreas inundáveis, com restrições a usos incompatíveis nas sujeitas a inundações freqüentes e da manutenção da capacidade de infiltração do solo;

V - da instituição de programas permanentes de racionalização do uso das águas subterrâneas destinadas ao abastecimento público, e industrial e à irrigação, assim como de combate às inundações e à erosão.

DA POLÍTICA NACIONAL DE MEIO AMBIENTE

LEI Nº 6.938 - DE 31 DE AGOSTO DE 1981

Dispõem sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências

DOS INSTRUMENTOS DA POLÍTICA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE

Artigo 18 - São transformadas em reservas ou estações ecológicas, sob a responsabilidade do IBAMA, as florestas e as demais formas de vegetação natural de preservação permanente, relacionadas no artigo 2 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 - Código Florestal, e os pousos das aves de arribação protegidas por convênios, acordos ou tratados assinados pelo Brasil com outras nações.

Parágrafo único - As pessoas físicas ou jurídicas que, de qualquer modo, degradarem reservas ou estações ecológicas, bem como outras áreas declaradas como de relevante interesse ecológico, estão sujeitas às penalidades previstas no artigo 14 desta Lei.

CÓDIGO FLORESTAL - LEI Nº 4.771 - DE 15 DE SETEMBRO DE 1965

Institui o Novo Código Florestal

Artigo 2 - Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a. ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:

1 - de 5 (cinco) metros para os rios de menos de 10 (dez) metros de largura;

2 - igual à metade da largura dos cursos que meçam de 10 (dez) a 200 (duzentos) metros de distância entre as margens;

3 - de 100 (cem) metros para todos os cursos cuja largura seja superior a 200 (duzentos) metros.

c. nas nascentes, mesmo nos chamados "olhos d'água", seja qual for a sua situação topográfica

**REGULAMENTO DA LEI Nº 997, DE 31 DE MAIO DE 1976, QUE
DISPÕEM SOBRE A PREVENÇÃO E O CONTROLE
DA POLUIÇÃO DO MEIO AMBIENTE**

**TÍTULO II
Da Poluição das Águas**

**CAPÍTULO I
Da Classificação das Águas**

Artigo 7 - As águas interiores situadas no território do estado, para os efeitos deste Regulamento, serão classificadas segundo os seguintes usos preponderantes:

I - Classe 1: águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;

II - Classe 2: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho);

III - Classe 3: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e à dessedentação de animais;

VII - proteger os recursos hídricos;

PROJETO DE LEI Nº 150 DE 03/04/97

LEI DE PROTEÇÃO DE MANANCIAIS

Dispõem sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do estado de São Paulo e dá outras providências.

CAPÍTULO I

Objetivos e Abrangência

Artigo 1 - Esta lei estabelece diretrizes e normas para a proteção e a recuperação da qualidade ambiental das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional para abastecimento das populações atuais e futuras do Estado de São Paulo, assegurados, desde que compatíveis, os demais usos múltiplos.

Parágrafo único - Para efeito desta lei, consideram-se mananciais de interesse regional as águas superficiais fluentes, emergentes ou em depósito, efetiva ou potencialmente utilizáveis para o abastecimento público.

CAPÍTULO IV

Disciplinamento da Qualidade Ambiental

SEÇÃO I

Das áreas de Intervenção

Artigo 16 - Para cada APRM serão estabelecidas diretrizes e normas ambientais e urbanísticas de interesse regional, respeitadas as competências municipais e da União, considerando as especificidades e funções ambientais das diferentes Áreas de Intervenção, com o fim de garantir padrões de qualidade e quantidade de água bruta, passível de tratamento convencional para abastecimento público.

Parágrafo único - As diretrizes e normas referidas no "caput" deste artigo serão relativas a:

1. condições de ocupação e de implantação de atividades efetiva ou potencialmente devasdadoras do meio ambiente, capazes de afetar os mananciais;

2. condições para a implantação, operação e manutenção dos sistemas de:

a. tratamento de água;

b. drenagem de águas pluviais;

c. controle de cheias;

d. coleta, transporte, tratamento e disposição de resíduos sólidos;

e. coleta, tratamento e disposição final de efluentes líquidos; e

f. transmissão e distribuição de energia elétrica.

3. condições de transporte de produtos considerados nocivos à saúde e ao meio ambiente;

5. medidas de adaptação de atividades, usos e edificações existentes às normas decorrentes desta lei;

6. condições de implantação de mecanismos que estimulem ocupações compatíveis com os objetivos das áreas de Intervenção; e

7. condições de utilização e manejo de recursos naturais.

Artigo 17 - Na delimitação e normatização das Áreas de Intervenção serão considerados:

I - a capacidade de produção hídrica do manancial;

II - a capacidade de autodepuração e assimilação das cargas poluidoras;

III - os processos de geração de cargas poluidoras;

IV - o enquadramento do corpo d'água nas classes de uso preponderante;

V - a infra-estrutura existente;

VI - as condições ambientais essenciais à conservação da qualidade e da quantidade das águas do manancial; e

VII - o perfil dos agravos à saúde cujas causas possam estar associadas às condições do ambiente físico.

SEÇÃO II

Da Infra-Estrutura Sanitária

Artigo 24 - O lançamento de efluentes líquidos sanitários em APRM será admitido desde que:

I - seja comprovada a inviabilidade de seu afastamento ou tratamento para infiltração no solo;

II - haja o prévio enquadramento dos corpos d'água conforme a legislação vigente, e

III - os efluentes recebam tratamento compatível com a classificação do corpo d'água receptor.

§ 1º - O enquadramento de que trata este artigo fica restrito às Classes Especial, 1, 2 e 3 estabelecidas pelo artigo 1º da Resolução CONAMA nº 20 de 18 de junho de 1986.

§ 2º - Somente será admitido o reenquadramento em Classe superior àquela em que estiver enquadrado, se o corpo d'água apresentar condição inferior à estabelecida para a Classe atual, comprovada a inviabilidade de atingir índices de qualidade estabelecido para essa Classe.

§ 3º - Não serão permitidas captações em trechos classificados como Classe 3.

§ 4º - O órgão ambiental competente deverá definir os limites de carga a serem lançados em corpos d'água classificados como Classe 3.

§ 5º - Somente será admitido o enquadramento dos corpos d'água em Classes que possibilitem índices progressivos de melhoria da qualidade das águas.

§ 6º - O corpo d'água que, na data de enquadramento, apresentar qualidade inferior à estabelecida para a sua Classe, não poderá receber novos lançamentos no trecho considerado em desconformidade, nem tampouco novos lançamentos industriais na rede pública de esgoto, que comprometam os padrões de qualidade da Classe em que o corpo d'água receptor dos efluentes estiver enquadrado.