Campus de São Carlos

ESTUDO LIMNOLÓGICO E ECOTOXICOLÓGICO DA ÁGUA E
SEDIMENTO DO RIO MONJOLINHO – SÃO CARLOS (SP), COM
ÊNFASE NAS SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIA CÁDMIO E COBRE

Autora: Andréa Novelli

Orientadora: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**ESCOLA DE ENGENHARIA
DE SÃO CARLOS**

**ESTUDO LIMNOLÓGICO E ECOTOXICOLÓGICO DA ÁGUA E
SEDIMENTO DO RIO MONJOLINHO – SÃO CARLOS (SP), COM
ÊNFASE NAS SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIA CÁDMIO E COBRE**

Andréa Novelli

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-graduação em Ciências da
Engenharia Ambiental da EESC/USP
como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Mestre em
Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler

DEDALUS - Acervo - EESC

31100052272

**São Carlos
2005**

Class.	TESE-EESC
Cott.	13943
Tomo	T233/05
Sysno	1460868

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

N938e Novelli, Andréa
 Estudo limnológico e ecotoxicológico da água
 sedimento do Rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase
 nas substâncias de referência cádmio e cobre / Andréa
 Novelli. -- São Carlos, 2005.

 Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São
 Carlos-Universidade de São Paulo, 2005.
 Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
 Orientadora: Prof^a. Dr^a. Arnola Cecília Rietzler.

 1. Limnologia. 2. Ecotoxicologia. 3. Cádmio.
 4. Cobre. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **ANDREA NOVELLI**

Dissertação defendida e julgada em 13-07-2005 perante a Comissão Julgadora:

Profa. Dra. **ARNOLA CECILIA RIETZLER (Orientadora)**
(Universidade Federal de Minas Gerais/UFG)

APROVADA

Prof. Associado **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADA

Dra. **JANETE BRIGANTE**
(Pesquisadora FIPAI)

APROVADA

Prof. Associado **EVALDO LUIZ GAETA ESPINDOLA**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da
Engenharia Ambiental

Prof. Associado **MARCIO ROBERTO SILVA CORREA**
Vice-Presidente da Comissão de Pós-Graduação, em Exercício

Dedico:

Aos meus pais, Geraldo (...onde quer que esteja...) e Conceição, que com seus exemplos de vida e apoio, me fizeram seguir sempre em frente na busca de meus ideais.

Por mais que se aprenda, é irrisório o saber.

O descanso nunca chega, e há sempre coisas para os olhos, há mundos e céus, mundos e sóis.

O Universo é sem paredes, e não tens horário de partir nem de chegar.

A corrida é insensata, a Perfeição tem um rosto em cada trecho do caminho.

Até onde a vista vai e a mente pode há toda uma abóbada estrelada.

Onde estiveres estará um pedaço da Eternidade, uma fatia do Mistério.

Sergio Gallo

Quando olho para os rios da minha cidade noto que eles não têm meandros, não têm barrancos, não tem barcos, não têm peixes; enfim, tudo aquilo que o imaginário popular costuma associar com rios. Volto-me para a realidade e percebo que não se trata mais de cursos d'água naturais, com funções de lazer, alimentação, transporte, irrigação etc., mas de canais artificiais de condução de esgotos, que caminham pastosamente por entre caminhões e automóveis. Sinto saudades de um tempo que não vivi, de um rio que não vi...

Valério Igor Victoriano

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler, pela orientação, paciência e apoio durante a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, pela oportunidade, estímulo e por tantos outros auxílios ao trabalho em geral.

Aos professores do CRHEA, e em especial, à Profa. Dra. Odete Rocha, pelos conselhos preciosos durante a fase embrionária do meu mestrado.

À todas as pessoas, e não foram poucas, que auxiliaram em alguma etapa do trabalho, no campo ou no laboratório:

às “Monjoletes” Aline, Beatriz, Carolina, Renata e Sabrina.

aos técnicos do CRHEA Amândio, América e Marcelo.

à Profa. Dra. Maria Olímpia de Oliveira Rezende do instituto de Química, pelas análises dos organoclorados.

ao pessoal do laboratório de Ecotoxicologia e Microscopia: Alessandro, Clarice, Gisele, Juliana, Luci, Mariana, Suzilei e Viviane.

aos alunos estagiários do CRHEA....

À Dra. Janete Brigante, pela amizade e por toda a ajuda prestada desde o início.

À Fernanda, pela ajuda com a parte estatística.

Aos funcionários do CRHEA, pelas facilidades encontradas.

Ao CNPq, pela bolsa concedida.

À Fapesp, pelo auxílio à pesquisa (Processo nº 0210494-6).

À toda a minha família....

Ao Victor Hugo, pela grande ajuda com os mapas.

Aos meus amigos, que me ajudaram em todos os momentos, bons ou ruins, Adriana, Andréa, Ariane, Carmem, Daiane, Domingos, Érica, Helton, Josiane, Julieta, Júlia, Liliane, Márcia, Maurício, Ricardo, Rodrigo, Rinaldo, Vitinho,....

A Deus, pela luz.

SUMÁRIO

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	ix
 Caracterização da área de estudo.....	 2
CAPÍTULO 1	
Caracterização limnológica do rio Monjolinho.....	9
CAPÍTULO 2	
Estudo ecotoxicológico do rio Monjolinho.....	80
CAPÍTULO 3	
Estudo ecotoxicológico das substâncias de referência cádmio e cobre.....	108
Recomendações finais.....	134
Referências Bibliográficas.....	136
Anexo.....	154
Apêndice.....	156

RESUMO

O presente estudo teve por objetivo avaliar a qualidade dos compartimentos água e sedimento do rio Monjolinho, localizado na sub-bacia hidrográfica do Alto Jacaré-Guaçu, na região centro-norte do estado de São Paulo. Para tanto, foram realizadas análises limnológicas e ecotoxicológicas em seis estações de amostragem ao longo do rio, durante cinco campanhas de coleta (julho, outubro de 2003 e janeiro, abril, julho de 2004). Os ensaios de toxicidade com amostras ambientais foram realizados com os cladóceros planctônicos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* como organismos-teste. Adicionalmente, foram realizados testes de sensibilidade aos metais cádmio e cobre utilizando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, com o intuito de verificar se as concentrações permitidas pelo CONAMA 357/05 para estes metais são adequadas para a proteção da vida aquática em rios de classe 2. Os resultados obtidos quanto as análises limnológicas apontaram três trechos distintos do rio Monjolinho considerando-se a qualidade da água: a) trecho não poluído a ligeiramente poluído (estação 1); b) trecho poluído (estações 2, 3, e 4) e c) trecho fortemente poluído (estações 5 e 6). Os ensaios de toxicidade com amostras ambientais indicaram uma maior toxicidade do sedimento do que da água, particularmente nos períodos de outubro de 2003, janeiro e abril de 2004. Neste contexto, os testes com sedimento foram mais adequados para uma avaliação da real condição de toxicidade do sistema. Quanto aos testes de sensibilidade, os resultados para cádmio foram superiores ao limite estabelecido pela resolução 357 do CONAMA/05 ($1\mu\text{g.L}^{-1}$), demonstrando adequabilidade do valor estabelecido para a manutenção da vida aquática em rios de classe 2, no que se refere ao efeito isolado deste metal. Já os valores encontrados nos testes de sensibilidade ao cobre foram inferiores ao limite para cobre dissolvido estabelecido pelo CONAMA 357/05 ($9\mu\text{g.L}^{-1}$), mostrando que o valor definido para a manutenção da biota aquática ainda não está adequado, levando-se em consideração o efeito isolado deste contaminante.

Palavras chave: limnologia, ecotoxicologia, cádmio, cobre.

ABSTRACT

The present study aimed to evaluate water and sediment quality of Monjolinho river, located at High Jacaré-Guaçu water basin, in the center of São Paulo State. Limnological and ecotoxicological analyses were carried out in six sampling stations along the river, during five sampling periods (July, October of 2003 and January, April, July of 2004). Bioassays with environmental samples were carried out with planktonic crustaceans, *Daphnia similis* and *Ceriodaphnia dubia*, as test organisms. Additionally, tests of sensibility to cadmium and copper were carried out with the same species to verify if their allowed concentrations by CONAMA 357/05 are appropriate for the protection of the aquatic life in class 2 rivers. The results of the limnological analyses indicated three distinct regions of water quality: a) not polluted to slightly polluted region (station 1); b) polluted region (stations 2, 3, and 4) and c) highly polluted region (stations 5 and 6). The bioassays with environmental samples indicated greater sediment toxicity than water toxicity, particularly in October of 2003, January and April of 2004. The tests of sensibility to cadmium, showed higher values than the limit established by resolution 357 of CONAMA/05 for this metal ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$), demonstrating adequacy of the established value for the maintenance of the aquatic life in class 2 waters, concerning the isolated effect of cadmium. However, the tests of sensibility to copper, presented lower values than its limit established by CONAMA 357/05 ($9 \mu\text{g.L}^{-1}$), showing that the determined value of copper for the maintenance of the aquatic biota is still not adequate, considering the isolated effect of this pollutant.

Keywords: limnology, ecotoxicology, cadmium, copper.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Ilustração da bacia hidrográfica do Tietê – Jacaré (modificado de CBH-TJ, 2000)	4
FIGURA 2 – Localização das sub-bacias hidrográficas do Tietê – Jacaré; em cinza, a sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu (modificado de CBH-TJ, 2000)	4
FIGURA 3 – Imagem da bacia hidrográfica do Alto Jacaré – Guaçu caracterizando o uso e ocupação do solo (modificado de CBH-TJ, 2000).	8
FIGURA 4 – Ilustração dos pontos de coleta no rio Monjolinho (modificado de CBH - TJ, 2000).	12
FIGURA 5 - Estação de coleta 1: A) pequena mata de galeria na região da nascente; B) foto panorâmica, mostrando a proximidade da região da nascente do rio Monjolinho à cidade de São Carlos.	13
FIGURA 6 – Estação de coleta 2: A) Vista em detalhe do ponto de coleta; B) Vista geral do ponto de coleta.	13
FIGURA 7 – Estação de coleta 3: A) situação do rio antes do início das obras; B) e C) situação do ponto de coleta durante a campanha de coleta em abril de 2004.	14
FIGURA 8 - Estação de coleta 4: A) rio Monjolinho em fluxo normal; B) represamento do rio durante a campanha de amostragem de abril de 2004.	14
FIGURA 9 - Estação de coleta 5: A) ponto de coleta; B) visão geral da estação	15
FIGURA 10 - Estação de coleta 6: rio Monjolinho antes (A) e depois (B) da confluência com o rio Jacaré-Guaçu.	15
FIGURA 11 - Variação da precipitação pluviométrica total (mm) durante o período de 01/01/2003 a 30/11/2004. As colunas pretas indicam os meses em que se realizaram as coletas.	20
FIGURA 12 – Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e precipitação, durante as cinco campanhas de coleta no rio Monjolinho.	22
FIGURA 13 – Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e da altitude, durante as cinco campanhas de coleta no rio Monjolinho.	23

- FIGURA 14 – Valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nas estações de coleta do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 24
- FIGURA 15 – Valores de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nas estações de coleta do rio Monjolinho. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/05. 26
- FIGURA 16 - Valores de pH em diferentes trechos do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 28
- FIGURA 17 – Valores da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nas diferentes estações de coleta no rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada indica o valor máximo esperado para águas naturais. 29
- FIGURA 18 - Valores de material em suspensão total, orgânico e inorgânico, expressos em mg.L^{-1} , nas diferentes estações de coleta no rio Monjolinho, durante o período de estudo. 31
- FIGURA 19 – Valores de nitrogênio orgânico total (mg.L^{-1}) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 32
- FIGURA 20 - Valores de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 34
- FIGURA 21 - Valores de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 35
- FIGURA 22 - Valores do íon amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 36
- FIGURA 23 – Valores de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada indica o limite aceito pelo CONAMA 357/05 para rios de classe 2. 39
- FIGURA 24 – Valores de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 40
- FIGURA 25 - Valores de fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 41
- FIGURA 26 - Valores de cloreto, sulfeto e sulfato (mg.L^{-1}) em amostras de água coletadas no rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada da figura correspondente ao sulfeto indica o limite aceito pela resolução CONAMA 357/05. 44

- FIGURA 27 – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), expressos em mg.L^{-1} , em amostras de água coletadas no rio Monjolinho, durante o período de estudo. 46
- FIGURA 28 – Teores de cromo, cádmio e cobre, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$, em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo. 49
- FIGURA 29 - Teores de zinco, manganês e ferro expressos em mg.L^{-1} , em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo. 51
- FIGURA 30 – Valores de coliformes fecais (NMP.100mL^{-1}) em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo. 55
- FIGURA 31 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2003. 57
- FIGURA 32 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de outubro de 2003. 57
- FIGURA 33 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de janeiro de 2004. 58
- FIGURA 34 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de abril de 2004. 59
- FIGURA 35 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2004. 59
- FIGURA 36 – Dados de granulometria do sedimento do rio Monjolinho, durante o período de estudo; PMF: pedregulho muito fino; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina e S + A: silte mais argila. 61
- FIGURA 37 – Porcentagem de matéria orgânica nas estações de coleta no rio Monjolinho durante o período de estudo. 63
- FIGURA 38 – Valores de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em amostras de sedimento coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo. 64
- FIGURA 39 – Porcentagem de nitrogênio orgânico total nas estações de coleta no rio Monjolinho durante o período de estudo. 65
- FIGURA 40 – Valores de potencial redox (mV) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) nos sedimentos do rio Monjolinho durante o período de estudo. 67

- FIGURA 41 - Valores de cromo, cádmio e cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$) potencialmente biodisponíveis nos sedimentos do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 69
- FIGURA 42 - Valores de zinco, manganês e ferro (mg.Kg^{-1}) potencialmente biodisponíveis nos sedimentos do rio Monjolinho, durante o período de estudo. 71
- FIGURA 43 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2003. 74
- FIGURA 45 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de janeiro de 2004. 75
- FIGURA 46 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de abril de 2004. 76
- FIGURA 47 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2004. 76
- FIGURA 48 - Resultados dos testes de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio como substância de referência (Carta Controle 2003). 90
- FIGURA 49 - Resultados dos testes de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio como substância de referência (Carta Controle 2004). 91
- FIGURA 50- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao dicromato de potássio como substância de referência (Carta Controle 2003). 91
- FIGURA 51- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao dicromato de potássio como substância de referência (Carta Controle 2004). 92
- FIGURA 52 - Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* nos ensaios de toxicidade aguda com amostras de água do rio Monjolinho, coletadas em julho e outubro de 2003, e janeiro, abril e julho de 2004. A linha tracejada representa o limite estabelecido de toxicidade. 93
- FIGURA 53- Total de neonatas de *Ceriodaphnia dubia* produzidas nos bioensaios de toxicidade crônica com amostras de água do rio Monjolinho, coletadas em outubro/03, janeiro/04, abril/04 e julho/04. 96

- FIGURA 54 - Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* nos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento do rio Monjolinho, coletadas em julho e outubro de 2003, e janeiro, abril e julho de 2004. A linha tracejada representa o limite estabelecido de toxicidade. 100
- FIGURA 55- Total de neonatas de *Ceriodaphnia dubia* produzidas nos bioensaios de toxicidade crônica com amostras de sedimento do rio Monjolinho, coletadas em outubro/03, janeiro/04, abril/04 e julho/04. 103
- FIGURA 56- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao cádmio (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 116
- FIGURA 57- Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Ceriodaphnia dubia* ao metal cádmio (Cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 117
- FIGURA 58 – Total de neonatas de *C.dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cádmio, realizado em 22 de setembro de 2004. 118
- FIGURA 59 - Total de neonatas de *C.dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cádmio, realizado em 26 de outubro de 2004. 119
- FIGURA 60- Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Daphnia similis* ao metal cobre (sulfato de cobre, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 123
- FIGURA 61 -Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Ceriodaphnia dubia* ao metal cobre (sulfato de cobre, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 124
- FIGURA 62- Total de neonatas de *C.dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 22 de setembro de 2004. 125
- FIGURA 63- Total de neonatas de *C.dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 26 de outubro de 2004. 126
- FIGURA 64 – Total de neonatas produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 09 de novembro de 2004. 126
- FIGURA 65 - Ovos de *Ceriodaphnia dubia* eliminados durante o teste. (aumento de 10x (a) e 40x (b), respectivamente). 128

FIGURA 66 - Fêmeas expostas ao cobre durante o teste; em detalhe a câmara incubadora vazia. (aumento de 10x) 128

FIGURA 67 - Fêmeas provenientes do controle : a) ovos ; b) neonatas mais desenvolvidas. (aumento de 10x). 129

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Principais características das estações de coleta no rio Monjolinho, São Carlos-SP.	11
TABELA 2 – Metodologia de análise dos principais parâmetros de qualidade de água considerados no presente estudo.	17
TABELA 3 – Metodologia de análise dos principais parâmetros de qualidade de sedimento considerados no presente estudo.	18
TABELA 4 - Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) medidos em diferentes trechos do rio Monjolinho.	21
TABELA 5 – Metais analisados neste estudo e a sua origem no ecossistema aquático.	47
TABELA 6 – Teores de organoclorados ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) no rio Monjolinho, durante as coletas entre julho de 2003 e janeiro de 2004. Os números em negrito indicam os valores que ultrapassaram o limite aceito pela resolução CONAMA 357/05.	54
TABELA 7 – Teores de organoclorados ($\mu\text{g}.\text{kg}^{-1}$) nos sedimentos do rio Monjolinho durante as coletas entre julho de 2003 e janeiro de 2004.	73
TABELA 8- Principais características das estações de coleta do rio Monjolinho, São Carlos (SP).	83
TABELA 9 - Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de água para o organismo-teste <i>Daphnia similis</i> , das cinco campanhas de coleta, entre julho de 2003 e julho de 2004.	93
TABELA 10 - Resultado do teste de Dunnett para os dados de reprodução de <i>Ceriodaphnia dubia</i> em bioensaio de toxicidade crônica com amostras de água, no período de estudo.	95
TABELA 11 - Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento para o organismo-teste <i>Daphnia similis</i> , das cinco campanhas de coleta entre julho de 2003 e julho de 2004.	1000
TABELA 12 - Resultado do teste de Dunnett e de Bonferroni para os dados de reprodução de <i>Ceriodaphnia dubia</i> em bioensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento, no período de estudo.	102

- TABELA 13 - Valores de CE50-48h para *Daphnia similis*, nos testes de sensibilidade utilizando cádmio como substância de referência (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 116
- TABELA 14 - Valores de CE50-48h para *Ceriodaphnia dubia*, nos testes de sensibilidade utilizando cádmio como substância de referência (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$). 117
- TABELA15 - Valores de CEO, CENO e VC (valor crônico), nos testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia*, utilizando cádmio (cloreto de cádmio) como substância de referência, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$. 119
- TABELA 16 - Valores de CE(50) de algumas espécies de cladóceros ao cádmio, determinados por diferentes autores e expressos em $\mu\text{g Cd. L}^{-1}$. 122
- TABELA 17- Valores de CE50-48h de *Daphnia similis* nos testes de sensibilidade ao cobre (sulfato de cobre), expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$. 123
- TABELA 18 - Valores de CE50-48h de *Ceriodaphnia dubia* nos testes de sensibilidade ao cobre (sulfato de cobre), expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$. 124
- TABELA 19 - Resultados da contagem de ovos não desenvolvidos e eliminados pelas fêmeas durante os dois últimos testes de *Ceriodaphnia dubia* expostas ao cobre. 128
- TABELA 20 – Valores de CE(50) em testes de sensibilidade ao cobre (expressos em $\mu\text{g Cu. L}^{-1}$) para algumas espécies de cladóceros determinados por diversos autores. 132

APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Essa dissertação é parte de um projeto de pesquisa mais amplo, financiado pela FAPESP (Processo nº 0210494-6) intitulado "Estudos limnológicos e ecotoxicológicos (laboratoriais e *in situ*) no rio Monjolinho (São Carlos, SP), com ênfase na avaliação da toxicidade de metais e pesticidas organoclorados no zooplâncton (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*), bentos (*Chironomus xanthus*) e peixes (*Danio rerio* e *Poecilia reticulata*)", o qual foi subdividido em outros projetos de pesquisa, dando origem a uma monografia de graduação (RODRIGUES, 2005), três dissertações de Mestrado (NOVELLI, 2005; VIANA, 2005; CAMPAGNA em preparação) e duas teses de Doutorado (DORNFELD e FRACÁCIO, ambas em preparação).

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar as condições físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas dos compartimentos água e sedimento do rio Monjolinho, e, também averiguar a toxicidade das substâncias de referência cádmio e cobre em testes de laboratório, uma vez que no rio Monjolinho, suas concentrações estiveram acima do limite estabelecido pela legislação vigente durante o início do projeto (CONAMA 20/86) para rios de classe 2.

Essa dissertação está organizada em três capítulos.

O Capítulo 1 apresenta uma caracterização limnológica do rio Monjolinho, discutindo a relação entre as variáveis físicas, químicas e biológicas da água e sedimento com a problemática ambiental da bacia hidrográfica.

O Capítulo 2 traça um perfil ecotoxicológico do rio Monjolinho, discutindo a relação entre variáveis limnológicas (Capítulo 1) e ecotoxicológicas.

O Capítulo 3 discute a importância da realização de testes de toxicidade em laboratório com as substâncias de referência cádmio e cobre (metais encontrados no rio Monjolinho), procurando averiguar se as concentrações permitidas pela legislação vigente CONAMA 357/05 estão adequadas para rios de classe 2.

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

1- Bacia hidrográfica como unidade de estudo

A bacia hidrográfica corresponde a uma unidade natural, ou seja, uma determinada área da superfície terrestre, cujos limites são criados pelo próprio escoamento das águas sobre esta superfície, ao longo do tempo. Isso significa que a bacia hidrográfica é o resultado da interação da água e de outros recursos naturais como: material de origem, topografia, vegetação e clima. Assim, um curso d' água, independente do seu tamanho, é sempre o resultado da contribuição de determinada área topográfica, que é a sua bacia hidrográfica (LEOPOLD, 1971; BRANCO, 1999).

O curso d' água assim constituído responde às influências dos processos ocorridos em sua área de entorno. Assim, o estudo das características fisiográficas da bacia hidrográfica, bem como seu uso e ocupação, em geral, tornam-se importantes fatores para a avaliação da degradação ambiental que essa bacia possa estar sofrendo ou mesmo contribuindo para que outras sofram (BRIGANTE & ESPÍNDOLA, 2003).

1.1- Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré

A bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré foi definida como a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos 13 (UGRHI-13) pela Lei nº 9.034/94, a qual teve o Comitê de Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré - CBH-TJ instalado em 10/11/1995. Possui uma área total de 11.537km², segundo a Secretaria de Meio Ambiente - SMA (1997), ocupando assim, a 14ª posição em área de drenagem entre as demais UGRHI do Estado, em ordem decrescente (CBH-TJ, 2000).

A UGRHI Tietê-Jacaré é composta por 34 municípios, e localiza-se na porção central do Estado, fazendo parte da diretoria regional do DAEE da Bacia do Baixo Tietê, na divisa com a do Médio Tietê. Ela faz limite a norte e oeste com a UGRHI-16 (Tietê/Batalha), a leste e sudeste limita-se com a UGRHI-5 (Piracicaba/Capivari/Jundiaí), a sul com as UGRHI-10 e 17 (Tietê/Sorocaba e Médio Paranapanema, respectivamente) e a nordeste com a UGRHI-9 (Mogi-Guaçu) (Figura 1).

Os principais usos do solo da bacia são divididos em áreas destinadas às atividades agroindustrial e agropecuária. No uso rural, predominam as culturas de cana-de-açúcar, cítricos e grandes áreas de pastagens (CETESB, 2004).

Ainda de acordo com a CETESB (op. cit.), os principais usos da água estão vinculados ao abastecimento público e industrial, à geração de energia elétrica, como meio dispersor de efluentes domésticos e industriais e também para irrigação de plantações.

A bacia do Tietê - Jacaré através de critérios hidrológicos, físicos e sócio-econômicos foi dividida em 9 sub-bacias, e na sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu está inserido o rio Monjolinho, objeto do presente estudo (Figura 2).

LOCALIZAÇÃO DA UGRHI NO ESTADO

FIGURA 1 – Ilustração da bacia hidrográfica do Tietê – Jacaré. (modificado de CBH-TJ, 2000).

FIGURA 2 – Localização das sub-bacias hidrográficas do Tietê – Jacaré; em cinza, a sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu. (modificado de CBH-TJ, 2000).

1.1.2- Sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu

De acordo com o CBH-TJ (2000), a sub-bacia do Alto Jacaré-Guaçu abrange uma área de 1.112,91 Km², representando dessa forma, 9,5 % da área total da bacia do Tietê-Jacaré. Ela compreende seis municípios, com maiores porcentagens em áreas associadas aos municípios de São Carlos (37,34%) e Brotas (23,18%).

O rio Monjolinho tem uma extensão de, aproximadamente, 43,25 Km e está localizado entre os paralelos 21°57' e 22°06' de latitude sul e os meridianos 47°50' e 48°05' de longitude oeste (SÉ, 1992; MENDES, 1998). Nasce no planalto de São Carlos, a leste do município, na cota de 900m, percorrendo o sentido leste – oeste e deságua no Jacaré-Guaçu, sendo este um dos importantes afluentes da margem direita do rio Tietê, o qual recebe este afluente no reservatório de Ibitinga, um dos sistemas pertencentes ao complexo de reservatórios construídos em cascata no rio Tietê (ESPÍNDOLA, 2000). Apresenta como característica marcante o desenvolvimento urbano da cidade de São Carlos e os impactos provenientes de suas atividades.

O rio Monjolinho antes de percorrer a área urbana de São Carlos, recebe contribuições de alguns tributários como: córrego da Matinha, córrego Ponte de Tábua, córrego São Rafael e outros de menor porte. Na área urbana, este rio foi canalizado recebendo contribuições de diversos tributários como os córregos Maria Madalena, Tijuco Preto, Mineirinho e Gregório. Recebe também águas residuárias da região norte de São Carlos e despejos provenientes de indústrias. De acordo com os dados divulgados pela SEADE (2004) - Fundação Sistema Estadual de Análises de Dados, são cerca de 534 indústrias representadas por metalurgia, papel, tintas, alimentos, curtumes, têxtil, entre outras. Após drenar o trecho urbano, o rio percorre áreas agropastoris (predomínio de cultura de cana-de-açúcar), recebendo contribuições dos córregos Água Quente e Água Fria, córrego da Serra, Cancã, Palmital e finalmente desemboca no rio Jacaré-Guaçu (ESPÍNDOLA, 2000; PELÁEZ-RODRIGUES, 2001).

Em relação aos efluentes domésticos de São Carlos, há um sistema coletor de 100% do volume gerado, o qual é lançado *in natura* no rio Monjolinho, pois a cidade não possui sistema de tratamento de esgoto.

De acordo com o relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo realizado pela CETESB, em 2004, no rio Jacaré-Guaçu, os índices IVA – Índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática e, também, o IET – Índice de estado trófico, apresentaram qualidade ruim (média de 5,0) e condição eutrófica (média de 67, 0), respectivamente. Diante desse fato, a CETESB recomendou que se priorize o tratamento dos esgotos gerados nas sub-bacias do Jacaré-Guaçu e Jacaré Pepira.

Nos últimos treze anos, vários trabalhos foram realizados na bacia do rio Monjolinho, dentre eles o de SÉ (1992), que estudou o rio Monjolinho e a sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos, visando iniciar um processo de recuperação das funções ecológicas básicas deste ecossistema através de um plano de educação ambiental para as populações locais e regionais.

CHINALIA (1996), avaliou a qualidade de água dos rios Monjolinho e Jacaré-Guaçu por meio da caracterização das populações de protozoários, enquanto GUERESCHI (1995) e MENDES (1998), avaliaram a qualidade do rio Monjolinho através de biomonitoramento dos invertebrados bentônicos, realizando coletas em dois períodos sazonais distintos (seca e chuva).

SALAMI (1996), estudou as influências climáticas e antropogênicas nas características físicas e químicas do rio Monjolinho com base em coletas mensais realizadas em dois períodos trimestrais, de julho a setembro de 1991, representado o período de seca, e de janeiro a março de 1992, representado o período de chuva.

BARRETO (1999), estudou a distribuição de metais pesados no rio Monjolinho, com ênfase na assimilação pelas comunidades biológicas (nectônica, macrófita, bentônica e perifítica). Além disso, MARINELLI et al. (2000) e FRACÁCIO et al. (2000) avaliaram a qualidade do rio Monjolinho através de um estudo integrado, o primeiro com uma abordagem limnológica, e o segundo, ecotoxicológica, realizado em uma única coleta (maio de 1999).

PELÁEZ RODRIGUES (2001) avaliou a qualidade da água dos rios Monjolinho e Ribeirão do Feijão através da análise das características limnológicas, das substâncias tóxicas e da comunidade de macroinvertebrados,

realizado em dois períodos sazonais distintos, chuvoso (em março) e de estiagem (em agosto).

Também PERES (2002), estudou a utilização de macroalgas como indicadoras da qualidade da água do rio Monjolinho, correlacionando as espécies encontradas com as variáveis ambientais, realizado no período menos chuvoso (maio a outubro de 1998).

Todos estes trabalhos têm comprovado um gradiente decrescente da qualidade da água desde a nascente a foz deste rio, sendo que as principais funções de força que determinam a redução na sua qualidade de água são os lançamentos de esgoto doméstico e industrial, além da expansão das atividades agrícolas.

De acordo com as classes de qualidade do Decreto Estadual N.º 10.755 de 1977, o rio Monjolinho encontra-se enquadrado até a confluência com o córrego do Gregório na classe 2, e após este trecho, encontra-se enquadrado na classe 4. Entretanto, no presente estudo, para critério de comparação com o CONAMA 357/05, foram utilizados os padrões da classe 2, a qual estabelece, dentre suas prioridades, a preservação da biota aquática.

1.1.3- Uso do solo

A vegetação original da bacia era caracterizada, principalmente, pelo cerrado. Entretanto, este panorama foi se modificando em decorrência das atividades antrópicas, pelo uso e ocupação do solo para diversas finalidades (FERRANTE, 1989). Em consequência disso, atualmente, verifica-se uma grande alteração da paisagem na bacia, onde são encontrados poucos testemunhos da vegetação original, principalmente de matas que persistem nas partes mais elevadas topograficamente e de difícil ocupação.

Segundo SILVA et al. (2000), a bacia do rio Monjolinho apresenta-se com 26,3% do remanescente vegetal, sendo que deste total apenas 17,5% são fragmentos de vegetação natural e 8,8% são fragmentos de capoeira. A maioria da área vegetal (73,7%) consiste basicamente de áreas de cultivo de cana-de-açúcar (35,7%) e pasto cultivado (20,0%) (Figura 3).

CRISCUOLO et al. (2000), analisando o processo de urbanização de São Carlos verificou que a cidade ocupava 6,4% do território da bacia em 1965, atingindo 15,0% em 1998. Em relação à agricultura, verificou que de 1965 até 1998 ocorreu um aumento de 10,8% na área cultivada com cana-de-açúcar, chegando a totalizar 35,7% de toda a área, sendo esta a única cultura a ter um aumento significativo.

FIGURA 3 – Imagem da bacia hidrográfica do Alto Jacaré – Guaçu caracterizando o uso e ocupação do solo (modificado de CBH-TJ, 2000).

CAPÍTULO 1

CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO RIO MONJOLINHO

1.1 - Introdução

Os sistemas lóticos são sistemas abertos sujeitos à entrada de material alóctone proveniente dos ecossistemas terrestres. Dessa forma, a área de entorno tem relação direta com o sistema aquático em razão da grande conectividade entre os componentes, água e meio terrestre.

Naturalmente, as características físicas e químicas de todo corpo de água são determinadas, em grande parte, pelos processos climáticos, geológicos e morfológicos, que ocorrem em escala de tempo e espaço bastante diferenciadas e que podem variar muito de bacia para bacia e de região para região (HYNES, 1970).

Os estudos em sistemas lóticos tornam-se complexos devido ao grau de variabilidade espacial e temporal de muitas de suas características. Segundo MARGALEF (1983), os rios retratam os atuais processos ecológicos que ocorrem em sua bacia, inclusive aqueles devido às atividades humanas de ocupação do solo e utilização da água.

Como os rios são sistemas de drenagem e de transporte com intensa relação com os ecossistemas terrestres, estes sofrem com os impactos decorrentes das atividades humanas em sua área de entorno, o que fatalmente leva a degradação da qualidade de suas águas ao longo da bacia, a qual é atribuída à :

- urbanização não planejada, que aliada ao crescimento populacional e o adensamento geram construções em áreas de proteção permanente, junto aos córregos; a impermeabilização do solo com alteração do

escoamento superficial e ocorrência de enchentes; e a destruição das matas de galeria;

- degradação dos mananciais urbanos com o lançamento de efluentes domésticos e industriais;
- atividades agro-industriais com utilização indiscriminada de agrotóxicos;

Assim, o uso e ocupação do solo na bacia em questão, promovem alterações nesta dinâmica natural, impondo um novo padrão de organização no sistema.

Nesse sentido, o conhecimento atual das características físicas, químicas e biológicas do sistema do rio Monjolinho e sua comparação com estudos anteriores, possibilitam a elaboração de um diagnóstico ambiental da bacia em estudo que poderão ser utilizados na adoção de medidas mais adequadas de gerenciamento dos recursos naturais, de acordo com o princípio da sustentabilidade.

1.2- Objetivos

- O presente estudo procurou avaliar as condições físicas, químicas e biológicas dos compartimentos água e sedimento do rio Monjolinho, relacionando-as a aspectos climatológicos da bacia de drenagem.

1.3- Materiais e métodos

1.3.1- Períodos e pontos de coleta

As coletas foram realizadas em cinco períodos (julho, outubro de 2003 e janeiro, abril e julho de 2004) de forma a obter um ciclo sazonal completo, com períodos de seca e chuva, bem como, períodos intermediários entre ambos, em seis estações de coleta escolhidas com base em trabalhos anteriormente realizados na bacia do rio Monjolinho, quanto aos aspectos de qualidade de água e sedimento, descritos na caracterização da área de estudo (Tabela 1).

TABELA 1 – Principais características das estações de coleta no rio Monjolinho, São Carlos-SP.

Estações de coleta	Características principais
Estação 1	Situa-se no trecho de cabeceira do rio Monjolinho, em uma área de mananciais a aproximadamente 3 Km de sua nascente principal, situada em uma propriedade rural denominada Fazenda Santa Terezinha. Uso do solo: pastagem. Latitude: 22° 00' 33" S; Longitude: 47° 50' 07" O. Altitude: 830m.
Estação 2	Localiza-se na entrada da área urbana do município de São Carlos, próximo à rodovia Washington Luiz. Uso do solo: área urbana Latitude: 21° 59' 25.2 " S ; Longitude: 47° 53' 29.4" O. Altitude: 766m.
Estação 3	Localiza-se a alguns metros à jusante da confluência com o córrego do Tijuco Preto, inserida em área urbanizada. Uso do solo: área urbana Latitude: 22° 00' 10.5" S; Longitude: 47° 54' 00.5" O. Altitude: 820m.
Estação 4	Situa-se no trecho médio do Monjolinho, logo após drenar a área urbana. Nesse local, havia uma barragem construída pela Companhia de Força e Luz (CPFL), a qual, no início de 1999, foi parcialmente derrubada a fim de aumentar o escoamento. Uso do solo: área urbana Latitude: 22° 01' 19.5" S; Longitude: 47° 54' 50.3" O. Altitude: 782m.
Estação 5	Situa-se em área rural. Uso do solo: pastagem e cultivo de cana-de-açúcar Latitude: 22° 02' 04.3" S; Longitude: 47° 57' 25.7" O. Altitude: 676m.
Estação 6	Área rural, antes da confluência com o rio Jacaré-Guaçu. Uso do solo: pastagem e cultivo de cana-de-açúcar Latitude: 22° 03' 32.2" S; Longitude: 48° 05' 22.8" O. Altitude: 516m.

Utilizando as coordenadas geográficas, foi possível plotar as estações de amostragem baseando-se em uma carta hidrográfica (modificada de CBH-TJ, 2000) (Figura 4).

As Figuras 5 a 10 mostram as estações de coleta no rio Monjolinho. No período de abril de 2004, houve o início das obras de duplicação da marginal (Avenida Trabalhador Sancarlense), nas proximidades da estação de coleta 3. Também, no mesmo período, pôde-se observar a estação de coleta 4 represada.

FIGURA 4 – Ilustração dos pontos de coleta no rio Monjolinho. (Modificado de CBH – TJ, 2000).

FIGURA 5 - Estação de coleta 1: A) pequena mata de galeria na região da nascente; B) foto panorâmica, mostrando a proximidade da região da nascente do rio Monjolinho à cidade de São Carlos.

FIGURA 6 – Estação de coleta 2: A) Vista em detalhe do ponto de coleta; B) Vista geral do ponto de coleta.

FIGURA 7 – Estação de coleta 3: A) situação do rio antes do início das obras; B) e C) situação do ponto de coleta durante a campanha de coleta em abril de 2004.

FIGURA 8 - Estação de coleta 4: A) rio Monjolinho em fluxo normal; B) represamento do rio durante a campanha de amostragem de abril de 2004.

FIGURA 9 - Estação de coleta 5. A) ponto de coleta; B) visão geral da estação

FIGURA 10 - Estação de coleta 6: rio Monjolinho antes (A) e depois (B) da confluência com o rio Jacaré-Guaçu.

1.3.2- Variáveis climatológicas

Os dados de precipitação mensal na bacia hidrográfica do rio Monjolinho no período de janeiro de 2003 a novembro de 2004 foram cedidos pela Estação Meteorológica do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos.

1.3.3- Variáveis hidráulicas

Para o cálculo da vazão parcial qi ($m^3.s^{-1}$), utilizou-se o método da seção transversal onde a velocidade média da corrente em cada segmento vertical foi medida com o auxílio de um molinete a 30% e 70% da profundidade, a qual foi multiplicada pela área de influência de cada vertical. A vazão total Q ($m^3.s^{-1}$) foi obtida através da soma das vazões parciais (WISLER & BRATER, 1964; LIMA, 1986) através da fórmula.

$$qi = Ai \times Vi$$

$$Q = \sum qi$$

onde:

Ai – área de cada subseção em m^2 ;

Vi – velocidade de escoamento em cada vertical em $m.s^{-1}$;

Qi – vazão da área de influência de cada vertical em $m^3.s^{-1}$;

Q – vazão total da seção em $m^3.s^{-1}$.

1.3.4- Análise física, química e biológica da água

Foram mensurados *in situ* as variáveis: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura da água, utilizando-se um medidor portátil da marca Horiba U-10.

As amostras de água foram coletadas no próprio recipiente de armazenamento, e, também com o auxílio da garrafa de Van Dorn em trechos

do rio onde o acesso era inviável. Foram acondicionadas e preservadas até o momento da análise, seguindo as metodologias específicas para cada análise, sumarizadas na Tabela 2.

TABELA 2 – Metodologia de análise dos principais parâmetros de qualidade de água considerados no presente estudo.

Variável	Metodologia	Referência
Temperatura (°C)		
pH	Medidor portátil - HORIBA U-	-
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$)	10	
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)		
Material em suspensão total, orgânico e inorgânico ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Gravimetria em filtros GF/C Millipore (0,45 μm)	TEIXEIRA et al. (1965)
Nitrito e nitrato ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria	MACHERETH et al. (1978)
Íon amônio ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria	KOROLEFF (1976)
Nitrogênio orgânico total ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria	APHA (1995)
Fósforo total e dissolvido, fosfato inorgânico ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria	APHA (1995)
Coliformes (NMP)	Colorimétrico (Collilert)	APHA (1995)
Demanda química de oxigênio (DQO) ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Kit-Hach	-
Sulfeto, sulfato e cloreto ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Kit-Hach	-
Metais (Cd, Cr, Cu- $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) (Fe, Mn e Zn- $\text{mg}.\text{L}^{-1}$)	Espectrofotometria (Absorção Atômica por chama e forno de grafite)	APHA (1995)
Agrotóxicos (aldrin, heptacloro e endosulfan) ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)	Cromatografia gasosa (extração em fase sólida)	LANÇAS (1997)

1.3.5- Análise física e química do sedimento

As amostras de sedimento para as análises físicas e químicas foram coletadas no próprio recipiente de armazenamento, e, para trechos do rio onde o acesso era limitado, utilizou-se uma draga do tipo Eckman-Birge. Coletou-se três réplicas por ponto, as quais foram imediatamente homogeneizadas. No laboratório, com o sedimento recém coletado, fresco e em temperatura ambiente foi realizada a análise do potencial redox. A outra parte permaneceu em temperatura ambiente (para secagem) para posterior análise (Tabela 3):

TABELA 3 – Metodologia de análise dos principais parâmetros de qualidade de sedimento considerados no presente estudo.

Variável (unidade)	Metodologia	Referência
Matéria orgânica (%)	Incineração em mufla	TRINDADE (1980)
Granulometria (%)	Peneiramento e densímetro	ABNT (1968)
Fósforo total (µg/g)	Espectrofotometria	ANDERSEN (1976)
Nitrogênio orgânico total (%)	KJELDHAL	APHA (1995)
Potencial redox (mV)	Potenciômetro	APHA (1995)
Metais (Cd, Cr, Cu-µg.g ⁻¹) (Fe, Mn e Zn- mg.Kg ⁻¹)	Espectrofotometria (Absorção Atômica por Chama e forno de grafite)	SILVÉRIO (1999)
Agrotóxicos (aldrin, heptacloro e endosulfan) (µg. Kg ⁻¹)	Cromatografia gasosa (extração em fase sólida)	LANÇAS (1997)

1.3.6- Análise estatística dos dados

Segundo (BINI, 2004) as análises multivariadas apresentam por objetivos principais a redução da dimensionalidade e a detecção de padrões (gradientes e tendências) em grandes conjuntos de dados. Para tanto, os parâmetros limnológicos foram inicialmente submetidos a uma análise multivariada (MANOVA) seguida de teste de hipótese para constatar o efeito do período sobre o conjunto de dados. Na sequência foi realizada uma PCA (análise de componentes principais) para cada período de coleta. Graficamente, a PCA pode ser descrita como uma rotação de vários pontos de

dados em um espaço multidimensional de forma que o eixo que explica a maior variação é sempre o primeiro eixo da PCA, o segundo eixo, explica a segunda maior parte, e assim sucessivamente.

Posteriormente a PCA, as variáveis com maior potencial de explicação para a variância dos dados foram utilizadas para a análise de agrupamento hierárquico (*Cluster Analysis*), que consiste em um agrupamento de amostras pela similaridade, ou seja, divisão de um conjunto em um número finito de classes (VALENTIN, 1995).

Para a construção das matrizes de similaridade usou-se a Distância Euclidiana Média como coeficiente de similaridade e a UPGMA agrupamento pela associação média (*Unweighted Pair - Group Method Average*), como método de ligação ou formação de grupos, gerando um dendrograma, que é a representação gráfica da análise.

Para testar o grau de deformação, utilizou-se o coeficiente de correlação cofenético (CCC), esse coeficiente nada mais é do que a associação entre os objetos reconstituídos a partir do dendrograma. Os valores de C.C.C. maiores do que 0,8 indicam que o dendrograma fornece representação razoável da matriz de parecença original (BINI, 2004).

1.4- Resultados e discussão

1.4.1- Variáveis climatológicas

As características climatológicas são sem dúvida uma das forças motrizes para as variações espaciais e temporais nos ambientes lóticos. A precipitação pluviométrica interfere em vários processos físicos e químicos dos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, na vazão, no transporte de sedimentos, na turbidez, na condutividade, no pH, entre outros, enquanto que a energia solar afeta a temperatura da água.

Segundo SÉ (1992), SALAMI (1996) e MENDES (1998), a bacia do rio Monjolinho apresenta em geral, dois períodos hidrológicos distintos: seca nos períodos de abril a setembro (menos de 100mm ao mês), com picos de estiagem entre junho e agosto; e chuvosa entre os meses de outubro a março,

com chuvas mais intensas no trimestre, dezembro, janeiro e fevereiro, sendo que as médias anuais variam de 1350 a 1550 mm.

Durante todo o período amostral, o mês de janeiro de 2004, registrou o maior valor de precipitação pluviométrica total, com 302,30 mm e, a menor foi registrada em julho de 2003, com 4,34 mm. A menor temperatura média do ar registrada durante as campanhas de coleta ocorreu em julho de 2004, com 17,2°C, e a maior, em outubro de 2003, correspondendo a 22,7°C. (Figura 11 e Tabela 1 do Anexo I).

FIGURA 11 - Variação da precipitação pluviométrica total (mm) durante o período de 01/01/2003 a 30/11/2004. As colunas pretas indicam os meses em que se realizaram as coletas.

1.4.2- Variáveis hidráulicas

As características hidrológicas que determinam os regimes de vazão em um rio são aquelas que dizem respeito aos fatores climáticos, fisiográficos e de uso e ocupação do solo interagentes em uma bacia hidrográfica (LIMA, 1986). Assim, a vazão possui importante papel nos ecossistemas aquáticos, sendo a responsável pela diluição de poluentes em época de chuvas, carreamento do sedimento do fundo, concentração de sólidos e redissolução de poluentes.

Os valores de vazão encontrados durante as amostragens são apresentados na Tabela 4 e na Figura 12. Os maiores valores de vazão foram encontrados durante o mês de julho de 2003 e 2004, no ponto de coleta 6 ($3,36 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $3,35 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente), embora esta época do ano seja considerada de estiagem e, conseqüentemente, com baixas vazões.

Na Figura 13, estão apresentados os dados de vazão correlacionados com a altitude. Verificou-se uma tendência de aumento da vazão inversamente proporcional à altitude, tendo sido este fato observado em toda a campanha de amostragem. Esse aumento da vazão ocorreu, sobretudo, em função da contribuição dos tributários deste rio. Na área urbana, além dos tributários, somaram-se a entrada de efluentes domésticos e industriais lançados diretamente na calha do rio, bem como as águas do deflúvio superficial urbano.

Durante a campanha de coleta de abril de 2004, iniciaram-se as obras de duplicação da marginal (Avenida Trabalhador Sancarlense) afetando a estação de coleta 3, onde alguns microhabitats das margens foram suprimidos e o sedimento foi totalmente revolvido. Nesse mesmo período, a Usina (estação de coleta 4) estava represada, o que conseqüentemente, acabou afetando a vazão em pontos à jusante.

SALAMI (1996), encontrou valores relativamente próximos de vazão para alguns dos mesmos pontos de coleta ou circunvizinhos. A autora registrou valor mínimo para a estação 1 ($0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) durante a época da chuva (janeiro de 1991) e máximo, para a estação 5, durante o regime da seca (julho de 1991), correspondente a $2,16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

TABELA 4 - Valores de vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) medidos em diferentes trechos do rio Monjolinho.

Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
Estação 1	0,017	0,026	0,012	0,0129	0,023
Estação 2	0,093	0,039	0,049	nd	0,055
Estação 3	0,339	0,23	0,342	0,724	0,352
Estação 4	2,28	0,409	1,78	nc	0,58
Estação 5	1,441	0,877	2,85	2,46	2,15
Estação 6	3,36	3,02	3,19	1,277	3,35

NC – não coletado; ND – não detectado.

FIGURA 12 – Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e precipitação, durante as cinco campanhas de coleta no rio Monjolinho.

FIGURA 13 – Valores de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e da altitude, durante as cinco campanhas de coleta no rio Monjolinho.

1.4.3- Análise da água

1.4.3.1- Temperatura

A temperatura é um dos principais fatores controladores do metabolismo dos ecossistemas aquáticos, sendo responsável, entre outros fatores, pela tensão superficial, viscosidade e densidade da água. Outro aspecto que deve ser considerado é a sua influência na solubilidade dos gases, sólidos e líquidos. Com o aumento da temperatura decresce a solubilidade dos gases na água e aumenta, de maneira geral, a solubilidade dos sólidos e líquidos (MARGALEF, 1983).

De maneira geral, a maior fonte de calor para a água é aquela absorvida diretamente da radiação solar. Algumas transferências de calor do ar e dos sedimentos ocorrem, porém, são fontes não significativas, quando comparadas à absorção direta pela água e por compostos dissolvidos e particulados em suspensão (WETZEL & LIKENS, 1991).

Os dados de temperatura da água, mostrados na Figura 14, apresentaram pequenas variações sazonais. Entretanto, verificou-se variações

mais acentuadas em menores intervalos de tempo (em 24 h), que de uma forma geral, sofreram influência de vários fatores, tais como, período do dia, profundidade e sombreamento por árvores.

FIGURA 14 – Valores de temperatura (°C) nas estações de coleta do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

As maiores temperaturas foram registradas durante o verão, no mês de janeiro de 2004, variando entre 20,4 e 25,2°C, com águas mais frias a montante e maiores valores de temperatura em direção à jusante. Segundo HYNES (1970), a temperatura em rios tropicais aumenta em direção a foz, até encontrar um equilíbrio térmico com a temperatura do ar.

As menores temperaturas registradas durante o inverno, na campanha de coleta de julho de 2004, variaram entre 13,6 e 19,3 °C, representando dessa forma, a maior variação de temperatura de todo o período amostral, equivalente a 5,7 °C.

Dentre os efeitos da temperatura na água, a alteração de sua viscosidade ocasiona o afundamento do silte duas vezes mais rápido a 23°C do que a 0°C. Portanto, águas quentes carregam menos silte do que águas frias, logo, trechos com temperatura mais alta apresentam uma maior pré-disposição a processos de sedimentação (HYNES, op. cit.).

1.4.3.2- Oxigênio dissolvido

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as principais perdas são, o consumo pela decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1988).

A solubilidade do oxigênio na água está intimamente ligada à temperatura e a pressão. Assim, com o aumento da temperatura e diminuição da pressão, ocorre redução da solubilidade desse gás na água (ESTEVES, op. cit.).

Analisando-se os valores obtidos para oxigênio dissolvido, verificou-se em algumas estações de coleta, valores abaixo do limite aceito pela resolução CONAMA 357 de 2005 para rios de classe 2 (até 5 mg.L^{-1}), como foi o caso da estação de coleta 5, que apresentou valores abaixo em todas as campanhas de coleta (entre $1,56$ e $4,32 \text{ mg.L}^{-1}$). Provavelmente, estes valores estiveram relacionados ao intenso aporte de matéria orgânica sofrido neste local, uma vez que essa região do rio recebe os efluentes domésticos oriundos do rio Água Quente que drena o bairro Cidade Aracy em São Carlos (Figura 15).

FIGURA 15 – Valores de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nas estações de coleta do rio Monjolinho. A linha tracejada indica o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/05.

Considerando as demais estações de coleta, estas apresentaram valores abaixo do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 em alguns períodos de coleta como, por exemplo, nas estações, 2 (em outubro/03 e janeiro/04), 3 (em julho e outubro/03) e 4 (em outubro/03).

As estações de coleta 1 e 6 sempre mantiveram-se com valores acima dos limites da CONAMA em toda a campanha amostral. A estação 1, localizada na cabeceira do rio, está em uma região de nascentes. Já a estação 6 representa a foz do rio, antes da confluência com o rio Jacaré-Guaçu. Nesta região o rio, provavelmente, já sofreu algum tipo de depuração.

Comparando-se os dados deste trabalho com os de SÉ (1992), verificou-se um padrão de oxigênio dissolvido semelhante, com valores em média mais altos nas estações 1 e 6, correspondendo a $6,64$ e $6,50 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, respectivamente, e valor médio mais baixo, na estação 2 (área urbana), com $4,37 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$.

PERES (2002), também registrou um padrão de oxigênio dissolvido semelhante a este trabalho, onde em média, o maior valor de oxigênio dissolvido ocorreu na estação 6 ($6,3 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$), e o menor foi registrado em

área de intensa influência urbana ($1,9 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) próximo a estação 4 do presente estudo.

O decréscimo acentuado nas concentrações de oxigênio dissolvido na área urbana, e, principalmente, no trecho localizado na estação 5 é decorrente do lançamento pontual de esgoto sanitário "in natura" da cidade. Já o trecho em que está localizada a estação 6 apresentou um aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido, caracterizando-se com uma zona de recuperação do sistema.

1.4.3.3- Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH está relacionado com o caráter ácido ou básico do meio aquático. Os principais fatores que influenciam a sua variabilidade na água são, ácido carbônico, bicarbonatos, carbonatos, ácidos fortes dissociáveis, constituição do solo, decomposição da matéria orgânica, efluentes domésticos e industriais e solubilização dos gases da atmosfera. Além disso, os organismos são responsáveis por processos (fotossíntese, respiração e decomposição) que aumentam ou diminuem o pH da água (MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1988).

Na Figura 16, são apresentados os valores de pH obtidos *in situ* em todas as estações de coleta durante o período amostral.

Em geral, não houve grandes variações nos valores de pH entre as estações de amostragem durante a campanha amostral, sendo verificados valores entre 4,77 na estação 1 e 7,42 na estação 4, havendo, no geral, uma maior tendência ao pH mais ácido (abaixo de 7,0).

Analisando-se os valores de pH de todo o período amostral, verificou-se que somente as estações 4, 5 e 6 na coleta de julho de 2003 e a estação 6, na coleta de janeiro de 2004, apresentaram características de águas alcalinas (> 7).

é dada

FIGURA 16 - Valores de pH em diferentes trechos do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

SÉ (1992), registrou valores similares de pH ao longo do rio Monjolinho, tendo verificado no ponto 1 (região de nascente) uma média de 6,33, corroborando o fato, segundo o autor, de que as águas de nascente têm naturalmente menor alcalinidade. Já para as demais estações, situadas ao longo do eixo longitudinal do rio da nascente até a foz, houve uma variação média entre 6,65 e 7,01, nas estações 2 e 6, respectivamente. Ainda segundo o autor, a turbulência sofrida pela água rio abaixo, somado à ação sofrida pela erosão e as atividades antrópicas, podem ser as responsáveis pelo decréscimo de gás carbônico dissolvido, o que acaba gerando a tendência de aumento de pH nesses trechos.

1.4.3.4- Condutividade

A condutividade elétrica refere-se à capacidade que uma solução aquosa possui de conduzir corrente elétrica. As fontes de elementos que geram a condutividade são principalmente as fontes das substâncias dissolvidas que compõem o conteúdo químico da água, ou seja, a atmosfera, a lavagem do solo pela chuva, a decomposição de resíduos orgânicos terrestres e aquáticos, o intemperismo químico das rochas e as fontes antrópicas de poluentes (SÉ, 1992).

Em águas continentais, os íons diretamente responsáveis pelos valores da condutividade são, entre outros, o cálcio, magnésio, potássio, sódio, os carbonatos, os sulfatos e os cloretos (BAIRD, 2002).

Na Figura 17 são apresentados os valores de condutividade obtidos *in situ* nas estações de coleta durante o período amostral.

FIGURA 17 – Valores da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) nas diferentes estações de coleta no rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada indica o valor máximo esperado para águas naturais.

As medidas de condutividade efetuadas em todas as estações de coleta mostraram um aumento progressivo em direção à foz, a partir da estação 4. Os maiores valores de condutividade foram registrados nas estações de coleta 4, 5 e 6, atingindo entre 111 e 192 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, e ultrapassando o limite esperado para águas naturais, que é de 100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Por outro lado, os menores valores foram registrados no ponto 1, que sempre se manteve abaixo de 11 $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

Em geral, principalmente nos pontos 4; 5 e 6, os elevados valores de condutividade elétrica da água provavelmente estiveram relacionados ao lançamento de efluentes domésticos e industriais nestes trechos. Este fato também foi observado por outros autores, dentre eles SÉ (1992), GUERESCHIMENDES (1998), PELÁEZ RODRIGUEZ (2001) e PERES (2002).

1.4.3.5- Material em suspensão

O material em suspensão possui importante papel em estudos de ecossistemas aquáticos, pois é um dos maiores portadores de nutrientes e de poluentes adsorvidos (MEYBECK, et al., 1989). Esse material pode ter origem em vários processos, dentre eles, intemperização de rochas, do solo, escoamento superficial de áreas marginais e fontes antrópicas (despejos domésticos e industriais) (ESTEVES, 1988).

Na Figura 18 está representada a variação espacial e temporal dos valores de material em suspensão total, orgânico e inorgânico.

Os valores de material em suspensão total (MST) ao longo do período amostral mostraram uma tendência a maiores concentrações durante o regime das chuvas, em outubro de 2003 e janeiro de 2004, sendo que em janeiro/04 verificou-se a maior concentração de material em suspensão total na estação 5 ($60,46 \text{ mg.L}^{-1}$).

Os valores encontrados de material em suspensão orgânico (MSO) também mostraram concentrações mais altas no período das chuvas, nas estações 5 e 6, correspondendo a $26,44$ e $13,53 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. A estação de coleta 1, registrou os valores mais baixos de MSO de toda a campanha amostral, com um valor mínimo de $1,01$ e máximo de $1,83 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os dados de material em suspensão inorgânico (MSI) nas águas do rio Monjolinho também foram maiores na estação chuvosa, tendo sido verificados valores máximos para as estações 5 ($34,02 \text{ mg.L}^{-1}$) e 6 ($26,26 \text{ mg.L}^{-1}$), e valores mínimos, para a estação 1, a qual apresentou os valores mais baixos de MSI em toda a campanha amostral, com um valor mínimo de $0,53 \text{ mg.L}^{-1}$ e máximo de $1,34 \text{ mg.L}^{-1}$.

De maneira geral, nos períodos de seca (julho/03, julho/04 e abril/04) houve um predomínio de MSO em relação ao MSI, e o contrário no período das chuvas. SÉ (1992), GUERESCHI (1995), SALAMI (1996), BARRETO (1999) e PERES (2002), também verificaram comportamento similar a este no rio Monjolinho, com um aumento de MSI no período das chuvas decorrente do processo de escoamento superficial do material continental (mineral e vegetal). Ainda segundo os autores, o aumento de MSO na época da seca, está

associado a matéria orgânica proveniente do esgotamento sanitário, que neste período não sofre diluição por precipitação pluviométrica.

FIGURA 18 - Valores de material em suspensão total, orgânico e inorgânico, expressos em mg.L⁻¹, nas diferentes estações de coleta no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

1.4.3.6- Compostos nitrogenados

As principais vias naturais de nitrogênio para as águas são, atmosfera, precipitação pluviométrica, material orgânico e inorgânico de origem alóctone, resultante do processo de desnitrificação da amônia, ao passo que as principais fontes antrópicas podem ser do escoamento superficial provenientes de atividades agrícolas, assim como a decomposição da matéria orgânica das lavouras, esgoto sanitário e industrial (ESTEVES, 1988 e BAIRD, 2002).

Em ambientes aquáticos oxigenados a forma mais comum de encontrar o nitrogênio é na forma de nitrato e o íon amônio, estes assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para a produção primária. Entretanto, deve ser ressaltada a principal característica do íon nitrito, pois este íon ocorre em abundância em ambientes tipicamente anaeróbios, como solos alagados e água eutrofizadas, que não são redutores o suficiente para converter todo o nitrogênio em amônia (BAIRD, op. cit.).

Nitrogênio orgânico total (NOT)

Na Figura 19 são apresentados os valores encontrados para o nitrogênio orgânico total (NOT).

FIGURA 19 – Valores de nitrogênio orgânico total (mg.L^{-1}) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

De posse dos resultados da análise do NOT, pôde-se dividir o eixo longitudinal do rio em duas regiões distintas quanto às concentrações de NOT, de forma que as estações 1, 2 e 3 ficaram na primeira região, correspondendo a que apresentou menores concentrações de NOT, e portanto, a que vem sofrendo uma menor influência das atividades antropogênicas. Já as estações 4, 5 e 6, ficaram enquadradas na segunda região, com maiores concentrações de NOT, sendo essa região do rio, principalmente a partir da estação 4, a mais afetada pelas atividades urbanas.

Os resultados não mostraram uma nítida variação sazonal, tendo se mantido relativamente constantes, exceto em janeiro de 2003, quando observou-se uma redução brusca dos valores de NOT nas estações 5 e 6 (0,47 e 0,33 mg.L⁻¹, respectivamente) e inversamente, um aumento brusco na estação 4, chegando a 10,57 mg.L⁻¹, correspondendo ao maior valor de NOT registrado em toda a campanha de amostragem.

De maneira geral, as menores concentrações de NOT foram encontradas na estação 1, com valores entre 0,01 mg.L⁻¹ (janeiro/04) e 0,70 (outubro/03), enquanto as maiores concentrações foram encontradas na estação 6, com valores entre 0,33 e 5,51 mg.L⁻¹, em janeiro e julho de 2004, respectivamente.

Nitrato

Na Figura 20 são apresentados os valores encontrados para nitrato no presente estudo.

FIGURA 20 - Valores de nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Os resultados encontrados de nitrato evidenciaram uma nítida variação espacial e sazonal, com maiores concentrações no período de chuvas (outubro de 2003 e janeiro de 2004).

A análise dos teores de nitrato para o período de chuva, registrou as maiores concentrações para as estações 3 e 4, com valores entre 1.146,6 (janeiro/04) e 2.291,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (outubro/03), respectivamente. Esta região do rio está mais exposta às atividades antropogênicas por se tratar de uma área estritamente urbana, especialmente a estação 4, que fica próxima à entrada do esgotamento sanitário do município. Estes resultados também foram similares aos encontrados por SÉ (1992) e BARRETO (1999) para a mesma bacia.

O limite de nitrato definido pela resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2, é de 10 mg.L^{-1} . Embora alguns trechos do rio tenham concentrações elevadas de nitrato, ainda assim estão abaixo do limite.

Nitrito

Na Figura 21 são apresentados os valores encontrados para nitrito no presente estudo.

Os resultados encontrados para nitrito também evidenciaram uma clara variação espacial e sazonal, verificando-se maiores concentrações de nitrito no período de chuvas (outubro de 2003 e janeiro de 2004).

FIGURA 21 - Valores de nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Neste período, os valores foram maiores também para as estações 3 e 4, com valores entre 100,94 (janeiro/04) e 246,94 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (janeiro/04), respectivamente, sendo que a estação 4, sempre apresentou as maiores concentrações de nitrito durante toda a campanha amostral, com exceção de abril de 2004, em que a estação 6, mostrou a maior concentração (78,78 $\mu\text{g.L}^{-1}$). Essas elevadas concentrações de nitrito, assim como de nitrato e nitrogênio orgânico total, registradas nesses trechos do rio, evidenciam mais uma vez, que o aporte intenso de efluentes domésticos e industriais está afetando o seu metabolismo natural. Os valores obtidos foram similares aos de outros trabalhos realizados na bacia, como o de SÉ (1992), BARRETO (1999) e PERES (2002) e superiores aos do rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE et al., 2003a).

Embora alguns trechos do rio apresentassem concentrações elevadas de nitrito, ainda assim estavam abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2, equivalente a 1,0 mg.L^{-1} .

Íon Amônio

Na Figura 22 são apresentados os valores do íon amônio no presente estudo.

Assim como o nitrato e nitrito, o íon amônio também apresentou maiores concentrações durante o período de chuvas (outubro de 2003 e janeiro de 2004). As maiores concentrações foram registradas a partir da estação 3, as quais foram, em geral, aumentando em direção à foz, com exceção do ocorrido na estação 1 em janeiro de 2004, em que se verificou um pico de $1.815,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, provavelmente devido a influência do cultivo de aves e gado nas proximidades.

Os valores mínimo e máximo para o íon amônio nos pontos de coleta do rio Monjolinho, foram $24,17 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 1 em abril/04, e $2.668,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 6, em outubro/03, a qual, na maioria das coletas, apresentou os maiores valores. Estes elevados valores estiveram próximos aos encontrados por SÉ (1992) e BARRETO (1999), nesta mesma bacia, e assim como observado por estes autores, o íon amônio e o nitrito ocorreram em condições de poluição orgânica, uma vez que estes trechos do rio vêm sendo afetados grandemente pelas atividades antropogênicas com o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento prévio.

FIGURA 22 - Valores do íon amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Em síntese, os resultados para os compostos nitrogenados, mostraram que os menores valores de nitrogênio orgânico total, nitrato, nitrito e íon amônio foram obtidos nas estações 1 e 2, tendendo a aumentar a partir destas estações, principalmente pelas atividades antrópicas com a emissão de efluentes domésticos e industriais mais a jusante destas estações.

Os maiores valores para nitrato, nitrito e íon amônio foram obtidos no período de chuvas, nas estações 3 e 4, com exceção do íon amônio, em que as maiores concentrações foram verificadas nas estações 5 e 6, provavelmente, devido a entrada do córrego do Água Quente, que é um dos afluentes do rio Monjolinho mais próximo à esses pontos de coleta, e recebe os efluentes domésticos do bairro Cidade Aracy.

O nitrato, nitrito e o íon amônio apresentaram um padrão de sazonalidade, tendendo a aumentar no período das chuvas. Este fato, entretanto, não foi observado para as concentrações de nitrogênio orgânico total. Por outro lado, as concentrações de nitrato sempre foram maiores do que as de nitrito, o qual é bastante instável e dificilmente encontrado em maiores concentrações, a não ser em águas muito poluídas (CHAPMAN, 1992).

Outro aspecto que também deve ser destacado é o fato de que as variações dos compostos nitrogenados estão intimamente ligadas às flutuações das variáveis, físicas, químicas e biológicas, principalmente pH, oxigênio dissolvido, temperatura, bactérias, fito e zooplâncton dos ecossistemas aquáticos (MARGALEF, 1983). As condições de oxigênio dissolvido no rio Monjolinho sempre estiveram acima de $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e o pH variando entre 4,77 e 7,42, as quais segundo METCALF & EDDY (1991), são consideradas ideais para o processo de nitrificação, ou seja, transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e depois em nitrato.

1.4.3.7- Compostos fosfatados

O fósforo é um elemento vital para a produtividade primária em ecossistemas aquáticos. Segundo HUTCHINSON (1957), o fósforo é o principal fator limitante primário, e tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial.

Toda a forma de fósforo presente em águas naturais, quer na forma iônica, quer na forma complexada, encontra-se na forma de fosfato (ESTEVES, 1988). Assim, de acordo com HYNES (1970), o fosfato em ecossistemas aquáticos pode ser encontrado nas formas orgânica ou inorgânica, solúvel ou insolúvel: fosfato particulado, fosfato orgânico dissolvido, fosfato inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total. No entanto, o íon fosfato (P-ortofosfato), torna-se importante por ser a principal forma de fosfato assimilado pelos vegetais aquáticos.

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem de fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, podem ser citadas, o processo de intemperismo de rochas, material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone.

As fontes artificiais de fosfato mais importantes são os esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e material particulado de origem industrial contido na atmosfera (ESTEVES, op. cit.).

De acordo com ODUM (1983), as concentrações de fosfato contidas na água drenada de uma área 100% urbano-agrícola são sete vezes maiores do que nos riachos que drenam uma bacia hidrográfica totalmente florestada. Ainda segundo o autor, o fosfato inorgânico predomina em paisagens agrícolas e urbanas, representando cerca de 80%, enquanto que em bacias florestadas o fosfato orgânico é o que predomina.

Além disso, alguns fatores podem influenciar na forma, disponibilidade e precipitação do fosfato no ambiente aquático, dentre eles, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, sulfetos, carbonatos, íon ferro e alumínio.

Fósforo total (PT)

Na Figura 23, são apresentados os valores de fósforo total obtidos no presente estudo.

FIGURA 23 – Valores de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada indica o limite aceito pelo CONAMA 357/05 para rios de classe 2.

Os resultados quanto ao fósforo total (PT) não caracterizaram uma variação sazonal. As menores concentrações de PT registradas durante o período amostral sempre ocorreram nas estações 1 e 2, cujos valores estiveram, em geral, abaixo do limite permitido pela resolução CONAMA 357/05 (de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$).

De maneira geral, maiores concentrações de PT foram verificadas a partir da estação 3, aumentando progressivamente em direção a foz. Os maiores valores registrados em toda a campanha amostral sempre ocorreram na estação 5, com valores variando entre $632,88$ (janeiro/04) e $868,37 \mu\text{g.L}^{-1}$ (julho/04).

Os resultados do presente trabalho, em geral, corroboram com alguns outros estudos realizados na bacia, incluindo-se os de SÉ (1992), GUERESCHI (1995), BARRETO (1996), PELÁEZ RODRIGUEZ (2001) e PERES (2002), diferindo, entretanto, de valores encontrados no rio Uberaba (MG), os quais foram cerca de três vezes superiores às concentrações avaliadas no rio Monjolinho (BARBOSA, 2003).

Fosfato total dissolvido

Na Figura 24 são apresentados os dados de fosfato total dissolvido (PTD) nas estações de amostragem do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Os valores de PTD mostraram que houve um aumento progressivo a partir da estação 3 em direção à foz. Nesses locais, os valores mínimo e máximo foram $21,61 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 3 e $498,53 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 5, durante os períodos de abril e julho de 2004, respectivamente.

A estação de coleta 1 sempre apresentou os menores valores nas campanhas de amostragem, com valores entre $6,11$ e $19,80 \mu\text{g.L}^{-1}$, em julho de 2003 e abril de 2004, respectivamente.

De maneira geral, as maiores concentrações de fosfato total dissolvido ocorreram sempre na estação 5.

FIGURA 24 – Valores de fosfato total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Os trabalhos realizados por SÉ (1992), GUERESCHI (1995), BARRETO (1996) e PERES (2002), também constataram um enriquecimento progressivo a partir da estação de coleta 3 em direção à foz. Por outro lado, BRIGANTE et al. (2003a), estudando o rio Mogi-Guaçu, encontrou valores inferiores aos do rio Monjolinho.

Fosfato inorgânico

Na Figura 25 são apresentados os valores de fosfato inorgânico (PI) na água nas diferentes estações de amostragem durante o período de estudo.

Os resultados do fosfato inorgânico evidenciaram uma variação espacial e sazonal, com maiores concentrações de PI no período de estiagem (julho de 2003 e julho de 2004).

Os teores de fosfato inorgânico, assim como de fosfato total e fosfato total dissolvido, mostraram um aumento progressivo a partir da estação de amostragem 3 em direção à foz (estação 6). Nessas estações, para o período da seca, o valor mínimo foi verificado na estação 3 ($15,67 \mu\text{g.L}^{-1}$) e o máximo, na estação 5 ($440,94 \mu\text{g.L}^{-1}$), durante os períodos de abril e julho de 2004, respectivamente.

De maneira geral, as estações de coleta 5 e 6 sempre apresentaram as maiores concentrações de fosfato inorgânico em todos os períodos de coleta.

FIGURA 25 - Valores de fosfato inorgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas amostras de água do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Este aumento da concentração de fosfato inorgânico a partir da estação 3 foi observado também em outros trabalhos como os de SÉ (1992), GUERESCHI (1995), BARRETO (1996) e PERES (2002). Assim como observado por estes autores, o enriquecimento por tal nutriente se deu em função das atividades antropogênicas, tratando-se de uma região cuja

ocupação é estritamente urbana, especialmente a estação 4, que fica próxima à entrada de esgotamento sanitário do município.

Em síntese, os resultados para os compostos fosfatados, mostraram que os menores valores de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico foram obtidos nas estações 1 e 2, tendendo a aumentar a partir destas estações, principalmente pelas atividades antrópicas, com a emissão de efluentes domésticos e industriais mais a jusante destas estações.

As maiores concentrações de compostos fosfatados foram encontradas nas estações 5 e 6, mas principalmente na estação 5. Os picos observados para os compostos fosfatados na estação 5 foram devidos principalmente as emissões de esgoto sanitário, rico em compostos fosfatados e matéria orgânica, corroborando os dados obtidos por GUERESCHI (1995), BARRETO (1999) e PERES (2002).

As menores concentrações de compostos fosfatados encontrada na estação 6 comparada a estação 5, no período de chuvas, devem estar relacionadas ao processo de depuração, bem como, a diluição proveniente tanto da precipitação pluviométrica quanto de afluentes como os córregos, do Cancã, da Serra e Palmital. Segundo o trabalho ainda em andamento por ESPÍNDOLA e colaboradores (com. pessoal), a água do córrego do Cancã apresenta características de águas não poluídas.

1.4.3.8- Íons cloreto, sulfeto e sulfato

As águas continentais apresentam grande variação na concentração de seus principais cátions e ânions. Este fenômeno está relacionado, principalmente, com as características geológicas da bacia de drenagem, condições climáticas, ou podem ainda ser consequência da poluição por efluentes domésticos ou industriais. Além dos principais ânions bicarbonato e carbonato, também os sais dissolvidos, como cloretos, sulfatos e sulfetos, e outros sais em menores quantidades, caracterizam os sólidos totais dissolvidos (ESTEVES, 1988).

De acordo com a resolução CONAMA 357/05, os limites permitidos para rios de classe 2 para cloreto e sulfato, são respectivamente, 250mg. L⁻¹ e para sulfeto 0,002 mg.L⁻¹.

As descargas de esgotos sanitários são as principais fontes de cloreto nas águas superficiais. Estima-se que cada pessoa expele através da urina cerca de 6g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mg.L⁻¹. Diversos são os efluentes industriais que apresentam elevadas concentrações de cloreto como os da indústria do petróleo, farmacêutica, curtumes, entre outras, podendo alterar a pressão osmótica das células de microorganismos nos ecossistemas aquáticos (CETESB, 2004).

No presente estudo, foram encontrados valores de cloreto muito abaixo do limite admitido (Figura 26). De maneira geral, os maiores valores foram encontrados na estação chuvosa. Os teores de cloreto foram aumentando progressivamente a partir da estação de coleta 2 em direção à foz (estação 6). Os valores registrados na estação 6, variaram entre 10,3 e 16,9 mg.L⁻¹, em abril de 2004 e outubro de 2003, respectivamente, corroborando os dados obtidos por PELÁEZ RODRIGUES (2001). Já no rio Mogi-Guaçu, os valores foram inferiores aos resultados do presente estudo, com valor máximo de 14 mg.L⁻¹ (BRIGANTE et al., 2003a).

Os sulfetos podem entrar nos ecossistemas aquáticos naturalmente através da decomposição de minerais sulfurosos e precipitação pluviométrica, e também por fontes antrópicas como, agricultura, efluentes industriais e domésticos.

Em altas concentrações, os sulfetos são tóxicos causando sabor e odor desagradável à água. Além disso, nos ecossistemas aquáticos os sulfetos têm a propriedade de reduzir a demanda de oxigênio dissolvido (CHAPMAN, 1992).

Os valores encontrados para sulfetos, na maioria das estações, em todo o período amostral, ultrapassaram os limites permitidos pelo CONAMA para rios de classe 2. Em média, as maiores concentrações foram encontradas no período de estiagem, sendo registrado o menor valor para este período na estação 1 (0,003 mg. L⁻¹) em outubro de 2003, e o maior na estação 4 (0,046 mg. L⁻¹), em abril de 2004 (Figura 26). Pôde-se observar que os teores de

sulfeto aumentaram significativamente na estação 4 e depois diminuíram nas estações 5 e 6. Este fato também foi observado por BARRETO (1999), embora em concentrações um pouco mais elevadas (com média de $1,83 \text{ mg. L}^{-1}$ na estação 4) do que neste estudo.

Os sulfatos ocorrem naturalmente em águas superficiais na forma de SO_4^{-2} , oriundos da deposição atmosférica e do lixiviamento de compostos ricos em enxofre, bem como de efluentes industriais. Em concentrações elevadas, causam sabor desagradável a água (CHAPMAN, 1992).

Os resultados quanto aos sulfatos também ficaram muito abaixo do limite permitido para rios de classe 2, variando entre $2,0 \text{ mg. L}^{-1}$ (estação 1), em julho de 2003 e $32,0 \text{ mg. L}^{-1}$ (estação 5), em janeiro de 2004 (Figura 26). Em média, as maiores concentrações foram registradas na estação chuvosa, sendo que os valores registrados aumentaram progressivamente a partir da estação 4 em direção a estação 6 (foz).

FIGURA 26 - Valores de cloreto, sulfeto e sulfato (mg.L^{-1}) em amostras de água coletadas no rio Monjolinho, durante o período de estudo. A linha tracejada da figura correspondente ao sulfeto indica o limite aceito pela resolução CONAMA 357/05.

Com relação aos valores obtidos para a série dos íons, cloreto, sulfeto e sulfato, assim como também para os demais parâmetros anteriormente analisados, observou-se, em média, menores valores para a estações 1, 2 e 3,

tendendo a aumentar a partir destas estações, principalmente pelas atividades antrópicas, com a emissão dos efluentes domésticos e industriais mais a jusante destas estações.

1.4.3.9- Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é um parâmetro indispensável para a avaliação dos esgotos sanitários e de efluentes industriais. É definida pela quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica através de um agente químico (CETESB, 2004).

Na Figura 27 são apresentados os resultados de DQO obtidos nos pontos de amostragem do rio Monjolinho. Em média, as maiores concentrações de DQO foram registradas no período da estiagem. Nesse período, os valores mínimo e máximo registrados foram 0 para a estação 1 (em julho de 2003 e 2004) e 45 mg. L⁻¹, para as estações 5 e 6 (em julho de 2003).

Como já observado para outros parâmetros limnológicos, a DQO também apresentou um padrão crescente de concentração ao longo do eixo longitudinal do rio Monjolinho, com maiores valores a partir da estação 3, aumentando progressivamente até a foz (estação 6), com exceção de um pico ocorrido em janeiro na estação 3 (42 mg. L⁻¹) igualando-se com pontos à jusante.

Alguns outros trabalhos realizados na bacia encontraram valores superiores aos do presente estudo, como, por exemplo, SALAMI (1996) e PERES (2002). Já os trabalhos desenvolvidos por BARRETO (1999) e PELÁEZ-RODRIGUES (2001) mostraram valores próximos aos do presente trabalho.

FIGURA 27 – Valores da demanda química de oxigênio (DQO), expressos em mg.L^{-1} , em amostras de água coletadas no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

1.4.3.10- Metais totais

As substâncias químicas, principalmente aquelas que não ocorrem normalmente na natureza, tornaram-se parte indispensável da vida humana, sustentando suas atividades e seu desenvolvimento, prevendo e controlando muitas doenças e aumentando a produtividade agrícola. Os benefícios são grandes, embora as substâncias químicas também possam produzir efeitos adversos à saúde humana e ao ambiente.

Na natureza, o número e a quantidade de substâncias usadas por diferentes países variam amplamente, de acordo com fatores como a economia nacional e o desenvolvimento industrial e da agricultura (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

Os metais podem chegar aos corpos d'água por meio de processos naturais como o intemperismo ou a infiltração em solos e rochas, garantindo uma concentração adequada nas águas doces (JACKSON, 2002), ou então por meios artificiais, gerados por processos industriais, com o lançamento de efluentes sólidos e líquidos na atmosfera, e também, por atividades agrícolas e de mineração. O aumento dos níveis naturais desses elementos nos corpos

d'água pode gerar um quadro de toxicidade potencial à biota aquática e à saúde humana (ESTEVES, 1988; LAWS, 1993 e BAIRD, 2002).

No presente estudo, optou-se por avaliar a presença dos metais cromo, cádmio, cobre, ferro, manganês e zinco, ao longo do rio Monjolinho, devido a sua intensa utilização em processos industriais no município de São Carlos. A Tabela 5 mostra, de forma resumida, os metais analisados neste estudo e as principais atividades humanas pelas quais esses compostos são liberados no meio ambiente, segundo AZEVEDO & CHASIN (2003).

TABELA 5 – Metais analisados neste estudo e a sua origem no ecossistema aquático.

Metais	Fontes antropogênicas de contaminação
Cromo	Indústrias: galvanoplastia, curtume, têxtil (pigmentação), cimento, soldagem de ligas metálicas, fundições; como preservativos para madeira (cromato de sódio); fertilizantes; cinzas de carvão; e lâmpadas.
Cádmio	Mineração; ligas de cádmio; componentes eletrônicos; baterias; fertilizantes; pigmentos (sulfetos de cádmio); estabilizadores de produtos de policloreto de vinila (PVC) e combustão do carvão.
Cobre	Fundição; mineração; queima de carvão; ligas metálicas; agricultura (fertilizante, algicida e suplemento alimentar) e excretas de animais.
Zinco	Mineração; purificação do zinco, chumbo e cádmio; produção de aço e ligas metálicas; queima de carvão; produção de tintas brancas e cerâmicas e outros produtos; produção de borracha; preservação de madeira e pigmentação de tecidos; indústrias de medicamentos; papel para fotografia.
Manganês	Produção do aço; baterias, palitos de fósforo; porcelanas e materiais à base de vidro; agricultura (fertilizante, fungicida e suplemento alimentar).
Ferro	Indústria metalúrgica e siderúrgica; fabricação de imãs; tintas, abrasivos e compostos para polimento e soldagem de metais.

Na Figura 28 são apresentados os resultados dos metais cromo, cádmio, e cobre avaliados nas estações de amostragem do rio Monjolinho.

Pela análise dos metais descritos acima, em geral, constatou-se uma tendência a maiores concentrações dos metais analisados durante o período da seca em julho de 2003 e de 2004.

Com relação ao cromo, nenhuma estação de amostragem excedeu os limites definidos pela resolução CONAMA 357/05, estabelecido em $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo que as maiores concentrações foram registradas em julho de 2003, com valores entre $3,60 \mu\text{g.L}^{-1}$ (estação 3) e $8,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (nas estações 5 e 6), exceto em abril de 2004, onde foi verificado na estação de amostragem 4, um pico de $9,09 \mu\text{g.L}^{-1}$. BARRETO (1999), encontrou valores superiores a este trabalho, principalmente em março de 1998, quando a autora registrou valores mínimo e máximo de 40 e $80 \mu\text{g.L}^{-1}$, para as estações 1 e 6, respectivamente. Já BRIGANTE et al. (2003c) no rio Mogi-Guaçu, encontrou concentrações de cromo cerca de 22 vezes superiores aos do rio Monjolinho.

Quanto ao cádmio, algumas estações de amostragem ultrapassaram o limite aceito pelo CONAMA 357/05, estabelecido em $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, durante os períodos de coleta de julho de 2003 (estações 2, 3 e 4) e janeiro de 2004 (estações 5 e 6). BARRETO (1999), também registrou valores acima do CONAMA para o cádmio nas estações 4 e 6 (com $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ em ambas estações). Os valores encontrados de cádmio no rio Mogi-Guaçu foram cerca de 48 vezes superiores aos do presente estudo (BRIGANTE et al., op. cit.).

Com relação ao cobre, algumas estações de amostragem também ultrapassaram o limite aceito pela resolução CONAMA 20/86¹, estabelecido em $20 \mu\text{g.L}^{-1}$, em julho de 2003 (nas estações 4, 5 e 6) e julho de 2004 (nas estações 3, 5 e 6), sendo que a estação 1 apresentou valores próximos ao limite, tanto em julho de 2003 quanto em julho de 2004, com valores de $19,20 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $19,56 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Os resultados deste trabalho comparados a outros realizados na bacia, como os de BARRETO (1999) e PELÁEZ-RODRIGUES (2001), mostraram valores de cobre também elevados

¹ Neste estudo, adotou-se para o cobre, o limite estabelecido pela antiga resolução CONAMA 20/86, pelo fato da atual legislação (357/05) não prever o limite para cobre total, mas sim para o cobre dissolvido.

para o período de seca, registrando-se em média $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ (estação 1) e $40 \mu\text{g.L}^{-1}$ de cobre (estação 6).

FIGURA 28 – Teores de cromo, cádmio e cobre, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$, em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo.

Na Figura 29 são apresentados os resultados dos metais zinco, ferro, e manganês avaliados nas estações de amostragem do rio Monjolinho.

Com relação ao zinco, não foram registrados valores acima do limite permitido pela resolução CONAMA 357/05, estabelecido em $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$. As maiores concentrações foram registradas durante o período de estiagem em julho de 2003. Para esse período, os valores mínimo e máximo registrados foram $0,017 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 1) e $0,064 \text{ mg.L}^{-1}$ (estações 5 e 6). Por outro lado,

os valores de zinco avaliados no rio Mogi-Guaçu foram superiores aos do rio Monjolinho, com valor máximo de $0,20 \text{ mg.L}^{-1}$ (BRIGANTE et al., 2003c).

Quanto ao metal ferro, pôde-se concluir que as maiores concentrações avaliadas durante toda a campanha amostral ocorreram em outubro de 2003 (regime intermediário-chuva). Para esse período, os valores mínimo e máximo registrados foram $2,05 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 2) e $13,81 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 6). Estes resultados também corroboram os de BARRETO (1999), onde a autora registrou os maiores valores para o período intermediário-chuva (em março), variando entre $5,15 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 1) e $51,26 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 4). Como já observado para os outros metais avaliados, de maneira geral, menores valores de ferro foram encontrados no rio Monjolinho durante o atual estudo, verificando-se, portanto, uma sensível melhora com relação a este metal.

Com relação ao manganês, algumas estações de amostragem ultrapassaram o limite do CONAMA 357/05, estabelecido em $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, durante os períodos de coletas de julho de 2003 (estações 4, 5 e 6), outubro de 2003 (estações 5 e 6) e janeiro de 2004 (estações 5 e 6). Para estas estações, os valores mínimo e máximo foram verificados em julho/03, correspondendo a $0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 4) e $0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ (estação 6), respectivamente.

Comparando-se os resultados do presente trabalho com os de BARRETO (1999) e PELÁEZ-RODRIGUES (2001), constatou-se que a qualidade da água se manteve em relação às concentrações avaliadas ao longo do canal. Já os resultados encontrados no rio Mogi-Guaçu foram cerca de 2 vezes superiores aos avaliados no presente estudo (BRIGANTE et al., op. cit.).

FIGURA 29 - Teores de zinco, manganês e ferro expressos em mg.L⁻¹, em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.3.11- Agrotóxicos

A utilização de produtos químicos nos mais diversos ramos de atividades constitui hoje uma realidade presente não somente nos países desenvolvidos, mas pode ser identificada em praticamente todos os países do globo.

Muitos agricultores consideram o uso de agrotóxicos como sendo absolutamente essencial. Muitos são os argumentos usados em favor do uso dos agrotóxicos, como, por exemplo, aumento na produção agrícola, aumento na produção de carne e leite na pecuária, diminuição nas perdas de alimentos armazenados e erradicação de vetores de doenças, entre outros (DORES & FREIRE, 1999). Infelizmente, tais substâncias, ainda que empregadas de modo correto, podem causar problemas de ordem ecológica ou de saúde pública.

Os benefícios dos agrotóxicos no sentido de garantir a produção de colheitas crescentes a um custo razoável são inquestionáveis. Entretanto, com o aumento do uso desses produtos, aumentam também as preocupações com a contaminação de solo e água, bem como seus efeitos sobre seres humanos e animais (SPADOTTO et al., 1998).

Existem vários grupos de agrotóxicos, e dentre eles, os organoclorados e bifenilos policlorados (PCBs), fazem parte de um grupo de compostos classificados como poluentes orgânicos persistentes (POPs). Tal atribuição deve-se a três características básicas: persistência ambiental, bioacumulação (com conseqüente biomagnificação na cadeia trófica) e alta toxicidade (LEBLANC, 1997). A persistência desses compostos ocorre em função de sua baixa degradação por processos bióticos e abióticos, acarretando em elevada meia-vida no ambiente, que pode chegar a anos ou décadas (ZAMBRONE, 1986).

No presente estudo foram avaliados três organoclorados, aldrin, heptacloro e endosulfan sulfato, que segundo BRONDI (2000) são os organoclorados mais utilizados nas culturas de cana-de-açúcar, e também por já terem sido detectados no rio Monjolinho por PELÁEZ-RODRIGUES (2001). As análises foram realizadas em dois períodos de coleta, um correspondente ao período de estiagem (julho de 2003) e outro durante as chuvas (janeiro de 2004).

Os resultados das análises de aldrin realizadas para o rio Monjolinho, durante os períodos de julho de 2003 a janeiro de 2004 encontram-se na Tabela 6. Em julho de 2003, as estações 2 e 4, apresentaram valores acima do limite aceito pela resolução CONAMA 357/05, estabelecidos em $0,005 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para essas estações, os valores mínimo e máximo registrados foram $0,087$ e $0,113 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Quanto às demais estações, não foi detectada a presença de aldrin pelo método utilizado.

Em janeiro de 2004, as estações de coleta que estiveram acima do limite foram, 1; 3 e 4, com valores registrados em $0,147$; $0,621$ e $1,154 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. A estação 5 ($0,003 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi a única que se manteve abaixo do limite aceito pelo CONAMA. Quanto às demais estações, não houve detecção de aldrin pelo método utilizado. Os resultados encontrados por

PELÁEZ-RODRIGUES (2001), foram superiores aos do presente trabalho. Os valores registrados pelo autor foram $0,019 \mu\text{g.L}^{-1}$ (estação 1) e $0,028 \mu\text{g.L}^{-1}$ (estação 6).

O heptacloro foi detectado no período da estiagem, nas estações 2, 4 e 6, com valores de 0,098; 0,381 e $0,062 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Nessas estações, os valores ficaram acima do limite determinado pela resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2, estabelecida em $0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$. Quanto as demais estações durante esse período, não houve detecção de heptacloro pelo método utilizado (Tabela 6).

Para o período das chuvas, o heptacloro só foi detectado nas estações 1 e 6, cujos valores corresponderam a 0,148 e $0,27 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Na estação 1, foi observada uma alteração da qualidade de suas águas durante esse período, ocorrendo, entretanto, o inverso para as demais estações, onde se verificou uma sensível melhora. Provavelmente, essa região de nascente (estação 1), esteja sendo influenciada pelo lixiviamento superficial das áreas de cultivo em seu entorno, como por exemplo milho e hortaliças.

Os resultados do presente trabalho corroboram os de PELÁEZ-RODRIGUES (2001), em que o autor registrou para o período de chuvas valores entre 0,049 e $0,054 \mu\text{g.L}^{-1}$, nas estações 1 e 6, respectivamente. E para o período de seca, o autor registrou $1,036 \mu\text{g.L}^{-1}$ na estação 1.

Com relação ao endosulfan-sulfato, não foi detectada a sua presença durante o período de seca. Para o período de coleta de janeiro, foi detectada a presença de endosulfan em níveis abaixo do permitido pela resolução CONAMA 357/05, para rios de classe 2, estabelecido em $0,056 \mu\text{g.L}^{-1}$, com exceção apenas da estação 3 ($0,113 \mu\text{g.L}^{-1}$). Já nas estações 1, 5 e 6 não foi detectada a presença de endosulfan-sulfato pelo método utilizado. Em termos comparativos, PELÁEZ-RODRIGUES (2001), detectou a presença de endosulfan somente durante o período da estiagem na estação 1 ($0,014 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Tabela 6).

TABELA 6 – Valores para organoclorados, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$, durante as campanhas de coleta entre julho de 2003 e janeiro de 2004 no rio Monjolinho. Os números em negrito indicam os valores que ultrapassaram o limite aceito pela resolução CONAMA 357/05.

Estações de coleta	Julho de 2003			Janeiro de 2004		
	Aldrin ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Heptacloro ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Endosulfan sulfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Aldrin ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Heptacloro ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Endosulfan sulfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
1	ND	<LD	<LD	0,147	0,148	ND
2	0,087	0,098	ND	ND	ND	0,012
3	NA	NA	-	0,621	ND	0,113
4	0,113	0,381	ND	0,154	ND	0,014
5	ND	ND	ND	0,003	ND	ND
6	ND	0,062	ND	ND	0,027	ND

ND: Não detectado pelo método; <LD: abaixo do limite de detecção do método.

1.4.3.12- Coliformes

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gran-negativas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (CETESB, 2004).

Os usos múltiplos da água sejam eles como, água potável, higiene pessoal, recreação ou irrigação de alimentos estão direta ou indiretamente associados à ingestão humana. Dessa forma, o monitoramento da presença de bactérias patogênicas é um componente essencial para a avaliação da qualidade dos usos múltiplos da água (CHAPMAN, 1992).

Pela análise dos coliformes fecais avaliados nas águas do rio Monjolinho durante o período de estudo, verificou-se que somente a estação 1 ficou abaixo dos limites aceitos pela resolução do CONAMA 357/05 para rios de classe 2, estabelecido em até 1.000 NMP.100 mL⁻¹. Nesse local, os valores mínimo e máximo registrados foram 10,9 e 648 NMP.100 mL⁻¹, em julho de 2004 e de

2003, respectivamente. Para as demais estações, verificou-se maiores concentrações de coliformes fecais durante o início do período-de seca (em abril de 2004). Nesse período, os valores mínimo e máximo registrados foram 71.200 e 318.000 NMP.100 mL⁻¹, para as estações 2 e 5, respectivamente.

De maneira geral, as maiores concentrações de coliformes fecais foram registradas na estação 5. Como também já observado para outros parâmetros limnológicos, os coliformes fecais apresentaram uma tendência crescente de concentração ao longo do canal, mostrando, mais uma vez, que a degradação da qualidade da água deste rio se dá em função dos efluentes domésticos e industriais (Figura 30).

FIGURA 30 – Valores de coliformes fecais (NMP.100mL⁻¹) em amostras de água coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.3.13- Análise estatística

Os resultados obtidos a partir da análise de componentes principais (PCA), bem como os seus respectivos parâmetros limnológicos utilizados para avaliar cada período de coleta estão apresentados no Apêndice - A, nas Tabelas de 8 a 12.

A MANOVA realizada para testar o efeito de sazonalidade sobre o conjunto de dados limnológicos, mostrou que o mesmo não foi significativo ($p > 0,05$). Mesmo não sendo significativo o efeito do período sobre o conjunto

de dados, optou-se por trabalhar separadamente as cinco épocas de coleta, uma vez que os dados de precipitação são importantes para a compreensão da variabilidade espacial e temporal do sistema. Por conta disso, foi realizada uma PCA para cada época de coleta, a fim de se verificar quais as variáveis importantes para este sistema.

Para a PCA da coleta de julho de 2003, os dois primeiros componentes explicaram juntos 90,25 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro componente explicou quase todos os parâmetros, com exceção do cromo, e temperatura, que estiveram no segundo componente (16,98%).

Através da análise de agrupamento, em função dos parâmetros apresentados no Apêndice - A (Tabela 8), foi possível identificar quatro grupos (coeficiente de correlação cofenético "CCC" = 0,8352), a um nível de corte de 0,70, na distância euclidiana média.

O grupo I foi constituído pela estação 1, a uma distância euclidiana média de 1,009, representando um maior grau de dissimilaridades em relação às outras estações. Esta estação, conforme já mencionado anteriormente, pertence à área de nascente, apresentando, portanto, uma maior qualidade biológica.

O grupo II foi formado pelas estações 2 e 3. Essa região está inserida em área urbana, sendo possível observar o início do processo de degradação da qualidade de suas águas ao longo do canal.

O grupo III foi constituído pela estação 4. Essa região é caracterizada pelo recebimento dos efluentes domésticos e industriais de parte do município de São Carlos, onde de certa forma acaba se concentrando.

O grupo IV foi composto pelas estações 5 e 6. Essa região se localiza mais em direção à foz do rio, sendo influenciada pelos impactos sofridos à montante com os lançamentos de efluentes domésticos e industriais (Figura 31).

FIGURA 31 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2003 (CCC = 0,8352).

Para a PCA da coleta de outubro de 2003, o percentual de variância total obtido foi de 94,90%, considerando-se 3 eixos. O primeiro eixo, explicou a maior parte dos parâmetros (69,22%), o segundo eixo 17,46% e o último 8,21%. Através do dendrograma foi possível identificar também quatro grupos (CCC = 0,9175), a um nível de corte 0,70, na distância euclidiana média, sendo que o grupo I foi constituído pela estação 1; o grupo II pela estação 2; o grupo 3 pelas estações 3 e 4 e o grupo 4 pelas estações 5 e 6 (Figura 32).

FIGURA 32 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de outubro de 2003 (CCC = 0,9175).

Para a PCA da coleta de janeiro de 2004, os três primeiros componentes explicaram juntos 93,94 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro, explicou 64,44%, o segundo 21,58 % e o terceiro 7,91%. Através do agrupamento dos dados, foi possível identificar também três grupos (CCC = 0,9183), a um nível de corte de 0,68, na distância euclidiana média. O grupo 1 foi constituído pela estação 1, o grupo II, pela estação 2 e o grupo III, pelas estações 3, 4, 5 e 6 (Figura 33).

FIGURA 33 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de janeiro de 2004 (CCC = 0,9183).

Para a PCA da coleta de abril de 2004, o percentual de variância total obtido foi de 100%, sendo que o primeiro eixo, explicou a maior parte dos parâmetros (82,97%), o segundo eixo 11,36% e o último 5,66%. Através do agrupamento obtido foi possível identificar 4 grupos (CCC = 0,9394), a um nível de corte de 0,40, na distância euclidiana média. O grupo I foi formado pela estação 1, o grupo II, pelas estações 2 e 3, grupo III, pela estação 4 e o grupo IV pelas estações 5 e 6 (Figura 34).

FIGURA 34 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de abril de 2004 (CCC = 0,9394).

E por fim, para a PCA da coleta de julho de 2004, os três primeiros componentes explicaram juntos 95,25 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro explicou 74,19%, o segundo 11,93% e o terceiro 9,12%. Através do cluster gerado, pôde-se identificar 3 grupos (CCC = 0,9320), a um nível de corte de 0,820, na distância euclidiana média. O grupo I foi formado pela estação 1, o grupo II, pelas estações 2, 3 e 4 e grupo III, pelas estações 5 e 6 (Figura 35).

FIGURA 35 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2004 (CCC = 0,9320).

Desta forma, considerando-se os cinco períodos de coleta, pode-se inferir que o rio Monjolinho está atualmente dividido em 4 grupos distintos quanto ao aspecto de degradação. O grupo I, área de nascente, apresentou tendência à boa qualidade de suas águas. O grupo II, região intermediária, apresentou um nível regular, enquanto o grupo III, estação 4, mostrou-se um trecho ímpar, no qual a maior parte do esgotamento sanitário do município acaba se concentrando. Já o grupo IV, representado pelas estações 5 e 6, equivalente ao trecho próximo à foz, apresentou o maior grau de degradação do sistema como um todo.

1.4.4- Análise do sedimento

1.4.4.1- Granulometria

A análise granulométrica determina a distribuição percentual das partículas primárias, servindo assim, como um importante ensaio na identificação e classificação dos solos e sedimentos (FERNANDES JR, 1989).

Os sedimentos são de grande importância ambiental porque são o local onde se depositam muitos produtos químicos, especialmente metais pesados, compostos orgânicos e agrotóxicos e, a partir deles os produtos tóxicos podem ser transferidos para a coluna d'água e assimilados pela biota aquática (BAIRD, 2002).

As frações granulométricas mais importantes para avaliação da qualidade dos sedimentos em relação a substâncias químicas são a argila e o silte. Essas partículas de menor tamanho apresentam uma maior predisposição à adsorção de metais (MARGALEF, 1983).

A série dos resultados de granulometria obtida no presente estudo é apresentada na Figura 36. De maneira geral, o rio Monjolinho revelou uma predominância de sedimentos arenosos, constituídos por 38,85 % de areia fina e 34,87% de areia média. Quanto às demais frações granulométricas, estas representaram cerca de 14,84% de areia grossa, 9,20% de silte e argila e 2,21% de pedregulho muito fino.

Dentre as estações de coleta, as que apresentaram maior teor de silte e argila foram a 2 e 6, chegando a 45 % (julho de 2004) e 29,7 % (julho de 2003),

respectivamente. Os resultados do presente trabalho corroboram os de GUERRESCHI (1995) e BARRETO (1999).

Comparando-se os resultados do rio Monjolinho com os de outra bacia, a exemplo de BRIGANTE et al. (2003b) no rio Mogi-Guaçu, observou-se padrões granulométricos semelhantes, sendo constituído predominantemente por frações de areia fina e média.

FIGURA 36 – Dados de granulometria do sedimento do rio Monjolinho, durante o período de estudo; PMF: pedregulho muito fino; AG: areia grossa; AM: areia média; AF: areia fina e S + A: silte mais argila.

1.4.4.2- Matéria orgânica

O sedimento pode ser considerado orgânico ou inorgânico, dependendo do teor de matéria orgânica que ele contém. Para ser considerado orgânico deve apresentar concentração de matéria orgânica superior a 10% do peso seco, caso contrário, será considerado como inorgânico (ESTEVES, 1988).

Segundo MARGALEF (1983), a fração de matéria orgânica no sedimento depende da rapidez de sua decomposição, que por sua vez, está associada a vários fatores, mas principalmente à disponibilidade de oxigênio.

Na Figura 37 são apresentados os resultados de matéria orgânica presente nos pontos de amostragem do rio Monjolinho. Os resultados encontrados ao longo do rio indicaram uma tendência a sazonalidade. As maiores concentrações de matéria orgânica foram registradas durante o período da estiagem, em julho de 2003 e de 2004. Durante esse período, os valores mínimo e máximo foram encontrados nas estações 1 (0,20%) e 2 (13,27%), em julho de 2004.

De maneira geral, as estações 2, 4 e 6 apresentaram as maiores concentrações de matéria orgânica avaliadas durante o período de estudo, tendo sido encontrado mais de 10% de matéria orgânica na estação 2 em julho de 2004, caracterizando, assim, um sedimento orgânico. Esse fato, provavelmente, esteve associado a vários fatores, dentre eles, o aporte de material orgânico alóctone; baixa turbulência nesse local e conseqüente menor oxigenação da coluna d'água.

Os resultados do presente estudo corroboram o de GUERESCHI (1995) e BARRETO (1999), indicando que os teores de matéria orgânica no rio Monjolinho foram mantidos.

FIGURA 37 – Porcentagem de matéria orgânica nas estações de coleta no rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.4.3- Fósforo total

Na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais o sedimento é o compartimento que apresenta maior concentração de nutrientes, funcionando nestes casos como reservatório de nutrientes para os demais compartimentos (ESTEVES, 1988), sendo que a ciclagem de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo, são fundamentais para o conhecimento da dinâmica do ecossistema aquático.

Na Figura 38 são apresentados os resultados para fósforo total nos pontos de amostragem do rio Monjolinho. As maiores concentrações de fósforo total foram registradas no período de estiagem, em julho de 2003 e de 2004. Nesse período, os valores mínimo e máximo foram verificados nas estações 1 ($58,78 \mu\text{g.g}^{-1}$) e 6 ($998,7 \mu\text{g.g}^{-1}$), respectivamente. De maneira geral, as maiores concentrações para o período amostral foram registradas na estação 6.

Os resultados do presente trabalho foram, em média, similares aos obtidos por MENDES (1998), tendo o autor encontrado $640 \mu\text{g.g}^{-1}$ de fósforo total na estação 6 durante a estiagem. Por outro lado, GUERESCHI (1995), verificou, durante o período de seca, valores bem superiores nas estações 1 ($732 \mu\text{g.g}^{-1}$), 5 ($11.253,86 \mu\text{g.g}^{-1}$) e 6 ($10.433,61 \mu\text{g.g}^{-1}$).

FIGURA 38 – Valores de fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$) em amostras de sedimento coletadas no rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.4.4- Nitrogênio orgânico total

Na Figura 39 são apresentados os resultados obtidos de nitrogênio orgânico total (NOT) nos pontos de amostragem do rio Monjolinho.

Os dados obtidos não mostraram um padrão de sazonalidade. Assim como observado para fósforo total, as maiores concentrações de NOT sempre foram registradas nas estações 2 e 6, com valores mínimo e máximo entre (0,019 e 0,16 %) e (0,037 e 0,25%), respectivamente, enquanto as menores concentrações, foram registradas na estação 1, com valores mínimo e máximo entre 0,002 e 0,035 %, em julho de 2004 e de 2003, respectivamente.

Os resultados do presente trabalho, de maneira geral, foram semelhantes aos de BARRETO (1999), com valores mínimo e máximo entre (0,01 e 0,15%) e (0,02 e 0,25%), nas estações 1 e 6, respectivamente, indicando que o rio manteve os teores de nitrogênio orgânico total.

As maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes (fósforo total e nitrogênio orgânico total) nas estações 2 e 6, as quais apresentaram as maiores porcentagens em argila, podem estar relacionadas aos processos abióticos de adsorção às argilas e complexação química com óxidos de alumínio e ferro (DAHLM, 1981).

FIGURA 39 – Porcentagem de nitrogênio orgânico total nas estações de coleta no rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.4.5- Potencial redox

O potencial redox (Eh) do sedimento do rio Monjolinho, de maneira geral, mostrou valores negativos. Na Figura 40 encontram-se os resultados de potencial redox e temperatura nos pontos de amostragem.

Em julho de 2003, somente a estação de coleta 1 (269 mV) apresentou valores positivos, e portanto, apresentou um alto potencial oxidativo. As demais estações, apresentaram valores negativos, oscilando de -45 a -189 mV, logo, evidenciaram um alto potencial redutor. Em outubro de 2003, as estações 1 e 5 apresentaram valores positivos, correspondendo a 130 e 26 mV, respectivamente. Já as demais estações apresentaram valores negativos (-77 a -192 mV).

Em janeiro de 2004, somente as estações 2 e 3 apresentaram valores negativos (-1mV). As demais estações apresentaram valores positivos entre 5 e 22mV. Em abril de 2004, somente as estações 1 e 3, registraram valores positivos, já as demais, foram predominantemente negativas (-150 a -194 mV).

E por fim, em julho de 2004 foram encontrados valores semelhantes a abril, sendo que nas estações 1 e 3 foram predominantemente positivos e nas demais negativos.

Durante o período de estudo, não houve grandes oscilações nos valores da temperatura do sedimento. Somente em janeiro de 2004, verificou-se uma variação de 14°C (estação 3) a 20°C (estação 4).

Segundo ESTEVES (1988) a interface sedimento-água é a região do ecossistema aquático onde se observam as maiores intensidades dos processos de oxidação e redução dos compostos. Nela, as alterações nos valores de potencial redox estão diretamente relacionadas com a concentração de oxigênio, temperatura e de determinados íons, de forma que na camada mais reduzida do sedimento, os íons apresentam-se geralmente solúveis, o contrário ocorrendo na camada oxidada, em que os íons precipitam-se.

Os valores negativos de Eh para a maioria dos períodos amostrais, provavelmente, seja reflexo da influência sazonal (seca), somado à entrada de esgotos domésticos que promovem a redução da saturação do oxigênio da água. BARBOSA (2003) também encontrou valores similares no rio Uberada (MG), registrando valores negativos para período da seca e positivos para o período das chuvas.

FIGURA 40 – Valores de potencial redox (mV) e temperatura (°C) nos sedimentos do rio Monjolinho durante o período de estudo.

1.4.4.6- Metais potencialmente biodisponíveis

Quando os metais pesados e as substâncias orgânicas tóxicas atingem os sedimentos aquáticos, esses compostos podem ficar retidos no sedimento em várias formas: adsorvida sobre as superfícies das partículas minerais; complexada pelas substâncias húmicas das partículas orgânicas; precipitar ou então bioacumular-se na biota (BAIRD 2002).

No presente trabalho, foram realizadas análises dos metais biodisponíveis, uma vez que a fração biodisponível de um metal leva à contaminação da coluna d'água e bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica.

Na Figura 41 são apresentados os resultados dos metais biodisponíveis cromo, cádmio, e cobre avaliados nas estações de amostragem no rio Monjolinho.

Com relação ao cromo, não foi constatada uma tendência à distribuição sazonal. As maiores concentrações deste metal sempre ocorreram na estação 2, onde os valores mínimo e máximo registrados foram 2,31 (janeiro de 2004) e 33,37 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (julho de 2004), respectivamente.

Comparando-se o resultado do presente trabalho com o de BARRETO (1999), observou-se uma significativa melhora da qualidade do sedimento do rio Monjolinho em relação ao metal em questão, uma vez que os valores anteriormente determinados corresponderam, em média a 0,20; 4,88 e 1,95 mg.Kg^{-1} , nas estações 1, 4 e 6, respectivamente.

Os teores de cromo avaliados no rio Mogi-Guaçu foram superiores aos do rio Monjolinho, com valores mínimo e máximo entre 0,02 e 5,65 mg.kg^{-1} , respectivamente (BRIGANTE et al. 2003c).

Quanto ao cádmio potencialmente biodisponível, verificou-se, durante o período de estudo, um padrão de distribuição sazonal, em que as maiores concentrações foram encontradas no período de estiagem (julho de 2004). Nesse período, os valores mínimo e máximo corresponderam a 0,03 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (estação 1) e 0,13 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (estação 2). Já em janeiro/04, a presença de cádmio foi detectada somente na estação 1.

De maneira geral, os maiores teores de cádmio foram verificados nas estações 2 e 6. Comparando-se os resultados obtidos com os de BARRETO (1999), verificou-se um maior nível de degradação do rio Monjolinho, visto que anteriormente, a presença de cádmio foi detectada em uma única coleta (de sete coletas realizadas), nas estações 4 (0,2 mg.kg^{-1}) e 6 (1,0 mg.kg^{-1}).

As frações biodisponíveis de cádmio encontradas no rio Mogi-Guaçu foram superiores as avaliadas no rio Monjolinho, com valores mínimo e máximo entre 0,02 e 0,8 mg.kg^{-1} (BRIGANTE et al., op. cit.).

Assim como o cádmio, o cobre também revelou um padrão sazonal, com maiores concentrações em julho de 2004. Nesse período, os valores mínimo e máximo registrados foram, 4,49 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (estação 1) e 21,89 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (estação 2). De maneira geral, como já avaliado para os outros metais, as maiores

concentrações de cobre potencialmente biodisponível foram encontradas nas estações 2, 4 e 6.

Por outro lado, BARRETO (1999), encontrou valores médios superiores aos do presente estudo para as estações 1 ($1,3 \text{ mg.Kg}^{-1}$), 4 ($10,97 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e 6 ($4,3 \text{ mg.Kg}^{-1}$). PELÁEZ-RODRIGUES (2001), no período da estiagem, verificou valores com magnitude ainda maior do que os valores já mencionados, para as estações 1 ($9,32 \text{ mg. Kg}^{-1}$), 5 ($10,48 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e 6 ($9,87 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Portanto, ainda que o rio Monjolinho se encontre em um elevado grau de degradação, quando comparados os teores atuais de cobre às situações anteriores, observa-se uma nítida melhora.

FIGURA 41 - Valores de cromo, cádmio e cobre ($\mu\text{g.g}^{-1}$) potencialmente biodisponíveis nos sedimentos do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Na Figura 42 são apresentados os resultados dos metais biodisponíveis zinco, manganês e ferro determinados para os diferentes pontos de amostragem no rio Monjolinho.

Para o zinco, as maiores concentrações foram registradas no final do período de estiagem (outubro de 2003). Nesse período, os valores mínimo e máximo foram verificados nas estações 1 (0) e 6 (1.328 mg.Kg^{-1}). Como já observado para os metais citados acima, o zinco também apresentou uma distribuição similar ao longo do rio, de forma que as estações 2 e 6 foram as que mostraram as maiores concentrações. Os valores encontrados no presente estudo foram superiores aos resultados verificados anteriormente para essa mesma bacia (BARRETO, 1999 e PELÁEZ-RODRIGUES, 2001) e também no rio Mogi-Guaçu (BRIGANTE et al., 2003c).

Para o manganês, as maiores concentrações ocorreram no período chuvoso (outubro/03 e janeiro/04). Nesse período, os valores mínimo e máximo registrados foram 0 (estação 1) e 2470 mg.Kg^{-1} (estação 6), respectivamente. Também semelhante ao observado para os demais metais, os maiores teores de manganês se concentraram nas estações 2, 4 e 6 e, de maneira geral, os resultados do presente trabalho corroboraram os de BARRETO (1999) e PELÁEZ-RODRIGUES (2001).

Como observado para o zinco e manganês, o ferro também apresentou um padrão sazonal semelhante. As maiores concentrações foram verificadas em outubro de 2003 e janeiro de 2004. Durante esse período, os valores mínimo e máximo encontrados foram, 0 (estação 1) e $191.960 \text{ mg.Kg}^{-1}$ (estação 6). Assim como para os demais metais, as estações que apresentaram as maiores concentrações de ferro potencialmente biodisponível foram a 2, 4 e 6. Os resultados do presente trabalho, em geral, também corroboraram os de BARRETO (op. cit.) e PELÁEZ-RODRIGUES (op. cit.). Por outro lado, os resultados encontrados no rio Mogi-Guaçu foram inferiores aos avaliados no rio Monjolinho, sendo o valor mínimo e máximo de 230 e $31.325 \text{ mg.Kg}^{-1}$, respectivamente (BRIGANTE et al., op. cit.).

O fato das maiores concentrações dos metais potencialmente biodisponíveis analisados no presente estudo, terem sido verificadas principalmente nas estações 2 e 6, deve-se provavelmente, à granulometria do

sedimento, o que possibilita agregar esses metais através de processos como adsorção e complexação, pois como já visto anteriormente, esses trechos do rio foram os que apresentaram os maiores teores de matéria orgânica, bem como, as maiores porcentagens de silte e argila.

FIGURA 42 – Valores de zinco, manganês e ferro (mg.Kg⁻¹) potencialmente biodisponíveis nos sedimentos do rio Monjolinho, durante o período de estudo.

1.4.4.7- Agrotóxicos

Assim como para a água, também foram realizadas análises dos organoclorados aldrin, heptacloro e endosulfan-sulfato nos sedimentos coletados durante o período de estiagem (julho de 2003) e durante o período das chuvas (janeiro de 2004).

Na Tabela 7 são apresentados os valores dos organoclorados, aldrin, heptacloro e endosulfan-sulfato. Durante o período da estiagem, o aldrin só foi encontrado nas estações 5 ($0,034 \mu\text{g.Kg}^{-1}$) e 6 ($0,07 \mu\text{g.Kg}^{-1}$). Já no período de chuvas, este organoclorado foi encontrado nas estações 2,3,4 e 6, com valores mínimo e máximo de $0,03 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (estação 3) e $0,059 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (estação 2). Já PELÁEZ-RODRIGUES (2001) detectou a presença de aldrin somente na estação 1 ($0,69 \mu\text{g.Kg}^{-1}$), também durante o período de chuvas. Os resultados encontrados no rio Mogi-Guaçu foram superiores aos avaliados no rio Monjolinho, sendo o valor mínimo e máximo de 4,09 e $29,3 \mu\text{g.Kg}^{-1}$, respectivamente (BRIGANTE et al., 2003d).

O heptacloro foi detectado somente na estação 6 em ambos os períodos, com concentrações variando entre $10,64 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (julho de 2003) e $0,219 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (janeiro de 2004), diferindo dos dados obtidos por PELÁEZ-RODRIGUES (2001), em que o heptacloro foi verificado apenas no período de chuvas, nas estações 1 e 6, com valores de 14 e $1,5 \mu\text{g.Kg}^{-1}$, respectivamente.

Dentre os organoclorados analisados, o endosulfan-sulfato foi o único detectado em maiores concentrações durante o período de estiagem. As estações que apresentaram este composto foram a 3 ($5,88 \mu\text{g.Kg}^{-1}$), 4 ($9,117 \mu\text{g.Kg}^{-1}$) e 5 ($0,029 \mu\text{g.Kg}^{-1}$), sendo que nas demais estações não houve sua detecção pelo método. Dados anteriormente obtidos mostraram a presença deste organoclorado somente em um trecho próximo à captação de água pelo SAEE (Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos), cujo valor correspondeu a $0,41 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (PELÁEZ-RODRIGUES, op. cit.).

De maneira geral, analisando-se os resultados de organoclorados no sedimento do rio Monjolinho do presente trabalho com os de PELÁEZ-RODRIGUES (2001), verificou-se que o ponto 1 (região de nascente) apresentou uma significativa melhora em seu quadro de degradação, enquanto que os demais trechos do rio mostraram uma tendência à degradação da qualidade dos sedimentos.

TABELA 7 – Teores de organoclorados ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) nos sedimentos do rio Monjolinho durante as coletas de julho de 2003 e janeiro de 2004.

Estações de coleta	Julho de 2003			Janeiro de 2004		
	Aldrin ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Heptacloro ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Endosulfan sulfato ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Aldrin ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Heptacloro ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Endosulfan sulfato ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)
1	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2	ND	ND	ND	0,059	ND	ND
3	<LD	ND	5,88	0,003	ND	ND
4	ND	ND	9,117	0,041	ND	ND
5	0,034	ND	0,029	ND	ND	ND
6	0,07	10,64	ND	0,044	0,219	<LD

ND: Não detectado pelo método; <LD: abaixo do limite de detecção do método.

1.4.4.8- Análise estatística

Os resultados obtidos a partir da análise de componentes principais (PCA), bem como os respectivos parâmetros físicos e químicos utilizados para avaliar cada período de coleta do sedimento, estão apresentados nas Tabelas 17 a 21 do Apêndice - A.

Foi realizada uma MANOVA para testar o efeito do período (sazonalidade) sobre o conjunto total de dados, do qual pôde-se constatar, que o mesmo foi significativo ($p=0,05$). Por conta disso, optou-se por trabalhar separadamente as cinco épocas de coleta.

Para a PCA de julho de 2003, os dois primeiros componentes explicaram juntos 95,44 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro componente explicou 57,15 % e o segundo 38,12 %.

Através da análise de agrupamento das variáveis físicas e químicas do sedimento, foi possível identificar três grupos (coeficiente de correlação cofenético "CCC" = 0,9209), a um nível de corte de 1,5 na distância euclidiana média. O grupo I foi formado pelas estações de amostragem 2, 3, 4 e 5; o grupo II pela estação 1 e o grupo III pela estação 6 (Figura 43).

FIGURA 43 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2003 (CCC = 0,9209).

Em outubro de 2003, o percentual da variância total obtido foi de 95,63%, considerando-se 2 eixos, sendo que o primeiro explicou a maior parte dos parâmetros (74,49 %) enquanto o segundo eixo explicou 21,18 %. Através do agrupamento foi possível identificar dois grupos (CCC = 0,8926), a um nível de corte de 5,0, na distância euclidiana média. O grupo I foi formado pelas estações 1, 3, 4 e 5 e o grupo II pelas estações 2 e 6 (Figura 44).

FIGURA 44 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de outubro de 2003 (CCC = 0,8926).

Para a PCA de janeiro de 2004, o percentual da variância total obtido foi de 93,61 %, considerando 3 eixos, sendo que o primeiro explica 60,68 %, o segundo 19,95 % e o terceiro 12,97 %. Através do agrupamento foi possível identificar dois grupos (CCC = 0,80), a um nível de corte de 4,5 na distância euclidiana média. O grupo I foi composto pelas estações 1, 3, 4 e 5, o grupo II pelas estações 2 e 6 (Figura 45).

FIGURA 45 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de janeiro de 2004 (CCC = 0,80).

Em abril de 2004, os três primeiros componentes explicaram juntos 95,05 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro componente explicou 65,24 %, o segundo 20,49 % e o terceiro 9,27 %. Através da análise de agrupamento foi possível identificar dois grupos. O grupo I foi formado pelas estações 1, 5 e 6 e o grupo II pelas estações 2 e 3 (Figura 46).

FIGURA 46 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de abril de 2004 (CCC = 0,9467).

Já em julho de 2004, os três primeiros componentes explicaram juntos 93,22 % da variância total dos dados, sendo que o primeiro explicou 53,59 %, o segundo 31,64 % e o terceiro 7,97 %. Através do agrupamento gerado identificou-se três grupos (CCC = 0,9375), a um nível de corte de 3,78 na distância euclidiana média. O grupo I foi composto pela estação 2; o grupo II pela estação 6 e o grupo III pelas estações 5, 4 e 3 (Figura 47).

FIGURA 47 - Dendrograma obtido a partir da Análise de Componentes Principais (PCA), para o período de coleta de julho de 2004 (CCC = 0,9375).

De maneira geral, os sedimentos amostrados no rio dividiram-se em dois grupos. O grupo I foi representado pelas estações 2 e 6, localizadas em trechos do rio caracterizados pelos maiores teores dos parâmetros avaliados, possivelmente em função da granulometria do sedimento, no caso da estação 2, ao tempo de retenção da água. Já para a estação 6, além da constituição do sedimento, outro fator preponderante é a sua localização, uma vez que na estação 6 o rio já drenou todo o perímetro urbano e portanto, já recebeu todos os efluentes domésticos e industriais, além dos de seus tributários. O grupo II foi representado pelas demais estações de amostragem (1,3,4 e 5). A estação 1, de maneira geral, foi a que apresentou os melhores valores indicativos de qualidade de sedimento, embora tenha se enquadrado junto com as estações 3, 4 e 5. Estas últimas mostraram uma condição intermediária pois não apresentaram teores das variáveis avaliadas tão altos quanto os das estações 2 e 6, nem tão baixos quanto a estação 1.

1.5- Conclusões

- As variáveis limnológicas analisadas para os compartimentos água e sedimento do rio Monjolinho, de maneira geral, não mostraram um padrão sazonal.
- Do ponto de vista espacial, algumas variáveis limnológicas da água (material em suspensão, compostos fosfatados, cloreto, sulfeto, sulfato, íon amônio) mostraram valores crescentes ao longo do rio Monjolinho, acentuando-se nas estações 5 e 6. Quanto às variáveis limnológicas do sedimento, também verificou-se um aumento progressivo em suas concentrações, particularmente de matéria orgânica, nitrogênio orgânico total e fósforo total, a partir dos trechos localizados em área urbana, intensificando-se nas estações 2 e 6.
- Os resultados das análises de metais nas amostras de água revelaram valores acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, principalmente em julho de 2003 e julho de 2004, para cádmio nas estações 2, 3, 4 e 6; cobre nas estações 3, 4, 5 e 6; e manganês nas estações 4, 5 e 6. Quanto as amostras de sedimento, os maiores valores de metais biodisponíveis avaliados (Cr, Cd, Cu, Zn, Mn e Fe) foram encontrados em outubro de 2003 e julho de 2004 nas estações 2, 4 e 6.
- Os resultados das análises dos organoclorados avaliados na água mostraram valores acima dos estabelecidos pelo CONAMA 357/05 para aldrin e heptacloro a partir da estação de amostragem 1, principalmente em janeiro de 2004. Com relação aos mesmos organoclorados avaliados no sedimento, os maiores valores encontrados foram a partir da estação de coleta 2, intensificando-se na estação 6.
- Os resultados limnológicos obtidos no presente estudo corroboraram os de outros estudos realizados ao longo dos anos no rio Monjolinho, a exemplo de SÉ (1992), BARRETO (1999) e PELAEZ-RODRIGUES (2001).

- Com base nos resultados obtidos quanto aos parâmetros limnológicos da água e sua análise estatística, pôde-se dividir o eixo longitudinal do rio Monjolinho em quatro regiões, do ponto de vista qualitativo:

-Trecho de nascente (estação 1), em que as águas apresentaram uma tendência de não poluída a ligeiramente poluída;

-Trecho com início de influência urbana, caracterizado como moderadamente poluído (estação de amostragem 2 e 3);

-Trecho fortemente influenciado pelas atividades urbanas do município de São Carlos (estação 4), uma vez que o mesmo recebe a maior parte do esgotamento sanitário do município. Portanto, fortemente poluído; e

-Trecho a jusante (estações 5 e 6), caracterizado pela maior poluição do sistema como um todo.

- Também com base nos resultados limnológicos obtidos para o sedimento e na análise estatística a eles aplicada, pôde-se dividir o eixo longitudinal do rio Monjolinho em três regiões, do ponto de vista qualitativo:

-Trecho de nascente (estação 1), apresentando sedimento não poluído a ligeiramente poluído;

-Trecho apresentando sedimento moderadamente poluído, correspondente às estações 3, 4 e 5; e

-Trecho com sedimento fortemente poluído, abrangendo as estações 2 e 6.

CAPÍTULO 2

ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO DO RIO MONJOLINHO

1.1- Introdução

1.1.1- Considerações gerais

As substâncias sintetizadas pelo homem têm aumentado de maneira quase exponencial. Sabe-se que existem, aproximadamente, 11 milhões de substâncias químicas, sendo que a cada ano são fabricados de 500 a 1000 novos compostos (UNEP, 1992).

A fragilidade dos ecossistemas aquáticos torna-se mais nítida quando se constata que apenas uma pequena parcela destas substâncias sintetizadas tem seus efeitos conhecidos. Segundo RAND et al. (1995), uma vez que esses poluentes alcançam um corpo d'água, compreender a dinâmica destes no ambiente aquático é extremamente difícil, pois, envolvem interações complexas de fatores físicos, químicos e biológicos inerentes a cada corpo receptor, a não ser que a relação entre os componentes do sistema sejam bem conhecidas.

Antigamente, a avaliação da qualidade da água era feita através de métodos tradicionais como parâmetros químicos e físicos ou em alguns casos, do levantamento de índices da comunidade biológica, como a diversidade e abundância (BURTON, 1999). Contudo, os efeitos causados à biota devem ser contemplados nos programas de monitoramento, podendo-se assim avaliar os diferentes compartimentos do sistema aquático (água sedimento e comunidades), as inter-relações e os efeitos dos contaminantes. Nesse contexto, os bioensaios de toxicidade, representam ferramentas essenciais para uma melhor avaliação da degradação dos recursos hídricos (BATALHA, 1998).

1.1.2- Ferramentas ecotoxicológicas para avaliação da qualidade ambiental

Diante da contaminação dos recursos hídricos por metais e outros compostos, a ecotoxicologia surge como uma ferramenta necessária para avaliar a toxicidade destes à comunidade aquática. Segundo ADAMS (1995), a ecotoxicologia aquática é definida como o estado dos efeitos tóxicos nos organismos aquáticos. Esta ampla definição inclui o estudo dos efeitos tóxicos nos níveis, celular, individual, populacional e de comunidade.

O laboratório da Divisão de Ensaio Biológicos da CETESB vem mantendo, desde de 1978, culturas de *Daphnia similis* e tem utilizado rotineiramente esses organismos em testes de toxicidade (ZAGATTO, 1988). Posteriormente, em 1985, visando ao desenvolvimento de testes crônico de curta duração, iniciou-se o cultivo de *Ceriodaphnia dubia* (BURATINI, 2002).

Atualmente, a ecotoxicologia cresce a cada ano e, os testes de toxicidade aquática são desenvolvidos por várias instituições de pesquisa e órgãos de monitoramento ambiental. São realizados experimentos com metais, agrotóxicos, efluentes industriais, amostras ambientais de água e sedimentos e várias outras substâncias. Como organismos-teste são utilizados algas e bactérias, invertebrados aquáticos planctônicos e bentônicos e os peixes, entre outros. Nesses estudos são considerados desde os parâmetros dos testes de toxicidade padronizados, como sobrevivência ou mortalidade, crescimento e taxa de fecundidade, até parâmetros bioquímicos, fisiológicos, histológicos, comportamentais, entre outros (FONSECA, 1997; FRACÁCIO, et al., 2000; MELETTI, 2003 e TONISSI, et al., 2004).

O CONAMA 357 de 2005 institui a realização de ensaios ecotoxicológicos para a avaliação da qualidade da água, a qual prevê ausência de efeito tóxico crônico aos organismos-teste em rios de classe 2.

Existem métodos padronizados por uma série de organizações e agências de normalização, incluindo-se a APHA, ASTM, U.S.EPA, EC, AFNOR, DIN, ABNT, ISO e OECD (BURATINI, 2002), em que vários procedimentos e espécies são utilizados em testes de toxicidade.

Segundo RAND & PETROCELLI (1985) os cladóceros, e especificamente os dafinídeos, têm emergido como um grupo chave para

testes de toxicidade padronizados. A escolha de dafnídeos como organismos-teste torna-se patente por preencher a maioria dos requisitos necessários para esta finalidade, tais como: representatividade dentro de um grupo ecológico em termos de taxonomia ou nível trófico; facilidade de cultivo e manutenção em laboratório; estabilidade genética (a reprodução partenogenética é uma característica importante, pois reduz a variabilidade genética, aumentando a reprodutibilidade dos resultados); conhecimento da biologia da espécie e sensibilidade a uma grande variedade de contaminantes ambientais.

O gênero *Daphnia* tem sido amplamente utilizado para a avaliação da toxicidade de produtos químicos, efluentes líquidos, amostras ambientais, lixiviados de resíduos sólidos e no estabelecimento de critérios de qualidade de água. Embora não seja um organismo bentônico, tem sido utilizado em testes de toxicidade com sedimentos, seja como sedimento total ou água intersticial (GERSICH, et al., 1986; ZAGATTO, 1988; GIESY & HOKE, 1989; BURTON & SCOTT, 1992; PEREIRA et al., 1999).

Espécies do gênero *Ceriodaphnia* são morfologicamente semelhantes às do gênero *Daphnia*, só que menores e com ciclo de vida mais curto, o que permite maior rapidez de respostas nos testes de toxicidade crônica (7 dias). Pouco utilizada até 1984, seu uso cresceu bastante, principalmente em testes de toxicidade aguda e crônica com efluentes industriais, produtos químicos e águas superficiais. *Ceriodaphnia dubia* têm sido cultivada e testada com sucesso em águas naturais e sintéticas de durezas variadas, desde 20 a 25 mg.L⁻¹ (águas moles) até 160 a 180 mg.L⁻¹ (águas duras) (RAND & PETROCELLI, op. cit.).

1.2- Objetivos

Tendo em vista a avaliação da qualidade da água e sedimento do rio Monjolinho do ponto de vista ecotoxicológico, foram considerados os seguintes objetivos:

- Avaliar a toxicidade aguda à *Daphnia similis* com amostras de água e sedimento do rio Monjolinho;

- Avaliar a toxicidade crônica à *Ceriodaphnia dubia* com amostras de água e sedimento do rio Monjolinho.

1.3- Períodos e pontos de coleta

As coletas foram realizadas em cinco períodos (julho, outubro de 2003 e janeiro, abril e julho de 2004), em seis estações de coleta, de forma a obter um ciclo sazonal completo, com períodos de seca e chuva, bem como, períodos intermediários entre ambos (Tabela 8).

TABELA 8- Principais características das estações de coleta do rio Monjolinho, São Carlos (SP).

Estações de coleta	Características principais
Estação 1	Situa-se no trecho de cabeceira do rio Monjolinho, em uma área de mananciais a aproximadamente 3 Km de sua nascente principal, situada em uma propriedade rural denominada Fazenda Santa Terezinha. Uso do solo: pastagem.
Estação 2	Localiza-se na entrada da área urbana do município de São Carlos, próximo à rodovia Washington Luiz. Uso do solo: área urbana.
Estação 3	Localiza-se a alguns metros à jusante da confluência com o córrego do Tijuco Preto, inserida em área urbanizada. Uso do solo: área urbana.
Estação 4	Situa-se no trecho médio do Monjolinho, logo após drenar a área urbana. Nesse local, havia uma barragem construída pela Companhia de Força e Luz (CPFL), a qual, no início de 1999, foi parcialmente derrubada a fim de aumentar o escoamento. Uso do solo: área urbana.
Estação 5	Situa-se em área rural. Uso do solo: pastagem e cultivo de cana-de-açúcar.
Estação 6	Área rural, antes da confluência com o rio Jacaré-Guaçu. Uso do solo: pastagem e cultivo de cana-de-açúcar.

1.4- Materiais e Métodos

1.4.1- Amostragem de água e sedimento

1.4.1.1- Água

As amostras de água foram coletadas no próprio recipiente de armazenamento e também com o auxílio da garrafa de Van Dorn, em trechos do rio de difícil acesso. Durante o período de coletas, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas, e no laboratório foram armazenadas em câmara fria a, aproximadamente 4°C, até o momento do ensaio ecotoxicológico.

1.4.1.2 - Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas no próprio recipiente de armazenamento, e para trechos do rio onde o acesso era limitado, utilizou-se uma draga do tipo Eckman-Birge. Coletou-se três réplicas por ponto, as quais foram imediatamente homogeneizadas. Durante o período de coletas, as amostras de sedimento também foram acondicionadas em caixas térmicas, e no laboratório foram armazenadas em câmara fria a aproximadamente 4°C, até o momento do ensaio ecotoxicológico.

1.4.2- Cultivo, alimentação e testes de sensibilidade dos organismos-teste

Os exemplares iniciais para o cultivo de *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* foram obtidos na Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Básico de São Paulo-CETESB, onde são mantidos rotineiramente.

A manutenção destes organismos no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do Núcleo de Estudos em Ecossistemas Aquáticos (NEEA - USP), seguiu basicamente a metodologia descrita na ABNT (2003 a,b), com algumas alterações relacionadas à fonte de água para a manutenção e adição de alimento. A água utilizada nas culturas era natural, obtida de um poço artesiano isento de contaminantes localizado na

Fazenda Sobloco S/A, e, também a partir de água destilada, as quais foram reconstituídas de acordo com a norma da ABNT.

Assim, os organismos foram mantidos em cristalizadores com capacidade para 2,0 L de água de manutenção, sendo monitorados a dureza (para 40 a 48 mg.L⁻¹ de CaCO₃), o pH (para 7,2 a 7,6) e a condutividade elétrica próxima a 160µS.cm⁻¹ de acordo com as Normas ABNT, NBR 13373/2003 – *C. dubia* e 12713/2003 para *D. similis*.

As trocas da água de manutenção foram realizadas três vezes por semana, em dias alternados. A repicagem foi feita semanalmente, a partir de indivíduos com idade em torno de 24 horas, com a finalidade de se manter lotes de organismos com idades controladas. Os cristalizadores com os organismos foram mantidos em incubadora a 23 ± 2°C, com fotoperíodo de 12 horas e intensidade luminosa de 1000 lux.

1.4.2.1- Alimentação dos organismos-teste

Como alimento para *Ceriodaphnia dubia* e *Daphnia similis* foi utilizada a alga *Selenastrum capricornutum*, em fase exponencial de crescimento, na concentração de 10⁵ células.mL⁻¹ por organismo. O cultivo dessa alga foi realizado em meio W.C Oligo (GUILLARD & LOREZEN, 1972). Após a inoculação, que partiu de uma concentração de aproximadamente 10⁴ células.mL⁻¹, as culturas foram mantidas sob aeração constante à temperatura controlada de 23 ± 2°C, com fotoperíodo de 12 horas.

O número de células das suspensões algais foi determinado através da contagem em microscópio óptico, utilizando-se câmaras de Neubauer. Foram utilizadas como alimento, as culturas que apresentaram densidades em torno de 5x10⁵ células.mL⁻¹.

Outro alimento administrado foi o alimento composto, preparado com fermento biológico seco tipo Fleischmann® e ração para peixe Tetramin®.

O alimento constituído de ração para peixe foi preparado adicionando-se 5g de ração em 1000mL de água destilada e mantido sob aeração contínua por uma semana, sendo que durante esse período, a água foi sendo recomposta, a fim de se compensar a perda por evaporação. Após a aeração, deixou-se a solução sedimentar por algumas horas, filtrando-se o sobrenadante em rede

de plâncton de aproximadamente 45µm e descartando-se o material sedimentado. Posteriormente, distribui-se 50mL da solução em frascos que foram armazenados em freezer a -20°C até o momento de sua utilização.

A levedura foi preparada adicionando-se 0,25g de fermento biológico seco em 50mL de água destilada, sendo esta solução acrescentada nos 50mL de alimento constituído de ração para peixe armazenada. O alimento composto foi fornecido no momento das trocas das culturas na proporção de 1mL.L^{-1} de água de cultivo.

1.4.2.2-Teste de sensibilidade

Como uma prática recomendada para avaliar as condições fisiológicas dos organismos-teste, foram realizados, mensalmente, testes de sensibilidade com uma substância de referência.

Para *D. similis*, a substância de referência utilizada foi o dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Os organismos foram expostos a diferentes concentrações dessa substância por um período de 24h, sem fornecimento de alimento, no escuro e com temperatura variando entre $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Após o término do experimento, foi observada a imobilidade total em cada concentração e calculada a $\text{CE}_{50;24\text{h}}$, assim como seu intervalo de confiança, pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977).

Para a avaliação da sensibilidade de culturas de *Ceriodaphnia dubia* foi utilizado o cloreto de sódio (NaCl), como substância de referência. Os organismos foram expostos a diferentes concentrações dessa substância por um período de 48h sem fornecimento de alimento, no escuro e com temperatura variando entre $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$. Após o término do experimento, foi observada a imobilidade total em cada concentração e calculada a $\text{CE}_{50;48\text{h}}$, assim como seu intervalo de confiança, pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON, et al., op. cit.).

Com base nos 20 resultados de sensibilidade obtidos ao longo do período amostral, pôde-se elaborar uma carta-controle, ou seja, a faixa de sensibilidade de cada organismo-teste, constituída pelo valor médio ($\bar{x}$), o desvio padrão (δ) e coeficiente de variação (CV). Segue abaixo a equação

para o cálculo do limite superior e inferior da faixa de sensibilidade, como também, para o cálculo do coeficiente de variação:

$$\text{Limite superior} = \bar{x} + 2 \times \delta$$

$$\text{Limite inferior} = \bar{x} - 2 \times \delta \quad , \text{ onde:}$$

$$\bar{x} = \text{média de CE50,}$$

$$\delta = \text{desvio padrão.}$$

$$\text{Coeficiente de variação (CV\%)} = (\delta \times 100) / \bar{x}$$

1.4.3- Bioensaios de toxicidade

1.4.3.1- Água

Os bioensaios de toxicidade com amostras de água seguiram a metodologia descrita nas Normas ABNT, NBR 12713/2003 para *D. similis* (toxicidade aguda) e NBR 13373/2003 para *C. dubia* (toxicidade crônica).

Nos bioensaios com *D. similis*, foram utilizados 5 organismos, em 3 réplicas, em copos plásticos atóxicos contendo 10 mL de água de cada local de amostragem. A duração do bioensaio foi de 48 horas, efetuando-se, após esse período, a contagem dos organismos móveis. Além disso, foram efetuadas medidas do pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e dureza da água testada no início e final dos bioensaios.

Quanto aos bioensaios com *C. dubia*, 1 neonata (entre 6 e 24 horas de idade) foi introduzida em copo plástico atóxico, contendo 15 mL de água de cada local de amostragem, em 10 réplicas. A cada dois dias, foram efetuadas trocas de água. A alimentação dos organismos durante o bioensaio foi a mesma adotada para a manutenção, obedecendo as devidas proporções.

Os bioensaios foram realizados em temperaturas variando entre $23^{\circ}\text{C} \pm 2$, com fotoperíodo de 12 horas. A duração dos experimentos variou de sete a dez dias, período necessário para a produção da 3ª ninhada, sendo registrado o número de neonatas produzidas ao longo do experimento. Os dados de sobrevivência foram obtidos acompanhando-se a mortalidade dos organismos até o final do experimento. Além disso, foram feitas medidas do pH, oxigênio

dissolvido, condutividade elétrica e dureza da água testada, no início e final dos bioensaios.

1.4.3.2- Sedimento

Os bioensaios de toxicidade aguda com sedimento foram realizados com *D. similis* seguindo a metodologia descrita em BURTON & MacPHERSON (1995), que consistiu na manutenção da proporção 1:4 (sedimento: água reconstituída).

A metodologia consistiu em pesar, no dia anterior à montagem dos testes, 20g de sedimento, adicionando-se posteriormente 80 mL de água de cultivo. A preparação inicial foi fundamental para que ocorresse a sedimentação do material ressuspenso. Após 24 horas, foram introduzidos 10 organismos em cada recipiente, sendo utilizadas 3 réplicas. Os testes foram realizados em temperaturas variando entre $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$ com duração de 48 horas, efetuado-se, após esse período, a contagem de organismos móveis. Além disso, as variáveis pH, oxigênio, condutividade e dureza da água testada foram monitoradas no início e final dos bioensaios.

Os bioensaios de toxicidade crônica com sedimento foram realizados com *C. dubia* seguindo a metodologia descrita em BURTON & MacPHERSON (op. cit.).

Os bioensaios foram preparados pesando-se 20g de sedimento, adicionando-se posteriormente 80 mL de água de cultivo. Após 24 horas, 1 organismo foi introduzido por réplica em um total de 10 réplicas. Os bioensaios foram realizados em temperaturas variando entre $23 \pm 2^{\circ}\text{C}$, com fotoperíodo de 12 horas. A renovação da água foi realizada a cada 2 dias (cerca de 1/3 do volume total), tomando-se o cuidado de não revolver o sedimento. Os organismos foram alimentados conforme já descrito anteriormente.

A duração do teste variou de sete a dez dias, período necessário para a produção da 3ª ninhada, sendo registrado o número de neonatas produzidas ao longo do experimento. Os dados de sobrevivência foram obtidos acompanhando-se a mortalidade dos organismos até o final do experimento.

No início e final dos bioensaios, também foram efetuadas medidas de pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e dureza da água testada.

1.4.4- Tratamento estatístico dos dados

Para a avaliação da sensibilidade dos organismos submetidos aos testes de toxicidade com uma substância de referência, foi utilizado o programa computacional Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON et al., 1977).

Para a avaliação dos resultados de toxicidade aguda (imobilidade) e crônica (mortalidade), nas amostras ambientais, foi utilizado o teste de Fisher, a fim de se verificar a ocorrência de diferenças significativas ou não das amostras em relação ao controle. Para a aplicação deste teste, e dos demais descritos a seguir, foi utilizado o programa computacional Toxstat 3.4 (GULLEY et al., 1994).

Os resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. dubia* foram submetidos à análise de normalidade dos dados (teste de Chi-quadrado) e homogeneidade das variâncias (teste de Bartlett). Quando constatado que apresentavam distribuição normal, ou seja, eram paramétricos, estes foram analisados através do teste de Dunnett, o qual compara cada tratamento com o controle experimental.

Porém, quando não verificada normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, ou seja, dados não paramétricos, foi aplicado o teste Many-One de Steel (semelhante ao de Dunnett). Em caso de experimentos que apresentaram número desigual de réplicas foi utilizado o método de Bonferroni que é semelhante ao de Dunnett.

1.5- Resultados e discussão

1.5.1- Testes de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* e *Daphnia similis*

A faixa de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio, calculada a partir dos últimos 20 resultados dos testes mensais de sensibilidade são apresentados nas Figuras 48 e 49, respectivamente.

Para *Ceriodaphnia dubia*, a faixa de sensibilidade da carta controle de 2003 foi de 1,24 a 2,05g.L⁻¹ de NaCl, com o valor de coeficiente de variação

(CV) de 12,21%, enquanto que a de 2004, foi de 1,23 a 2,02g.L⁻¹ de NaCl, com CV de 12,07%, ambas muito próximas e com todos os valores dentro dos limites de desvio-padrão, a partir do valor médio.

No caso de *Daphnia similis*, para a carta controle de 2003, a faixa de sensibilidade ao K₂Cr₂O₇ ficou entre 0,03 e 0,06mg.L⁻¹, com CV de 16,99%, enquanto que a de 2004, ficou entre 0,01 e 0,07mg.L⁻¹ de K₂Cr₂O₇, com CV de 24,62% (Figuras 50 e 51). Os valores de CE50 encontrados estiveram abaixo dos apresentados por ZAGATO (1986), mostrando uma maior sensibilidade dos organismos-teste. Este fato, entretanto, também vem sendo observado em outros laboratórios, a exemplo, dos Laboratórios de Ecotoxicologia da UFMG e da UNIFEI, nos quais os cultivos dos organismos são mantidos a partir de água natural, não reconstituída, com valores de pH próximo ao neutro, condutividade entre 120 e 150 µS.cm⁻¹ e dureza variando entre 32 e 50 mg.L⁻¹ CaCO₃.

FIGURA 48 - Resultados dos testes de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio como substância de referência (Carta Controle 2003).

FIGURA 49 - Resultados dos testes de sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* ao cloreto de sódio como substância de referência (Carta Controle 2004).

FIGURA 50- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao dicromato de potássio como substância referência (Carta Controle 2003).

FIGURA 51- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao dicromato de potássio como substância referência (Carta Controle 2004).

1.5.2- Bioensaios de toxicidade com amostras ambientais

1.5.2.1- Bioensaios de toxicidade aguda e crônica com amostras de água

Os resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de água são apresentados na Tabela 9 e Figura 52.

Em julho de 2003, de acordo com a análise estatística de Fisher o bioensaio ecotoxicológico revelou diferença significativa em relação ao controle para *Daphnia similis*, expostas às amostras de água de todas as estações de coleta, com maiores valores de imobilidade para as estações de amostragem 3, 4, e 5, e todos eles correspondendo a 100%. Já em outubro de 2003, não foi verificado efeito de toxicidade aguda, ou seja, não apresentou diferença significativa em relação a amostra controle em nenhuma estação, sendo registrado o maior valor de imobilidade para a estação 6, com apenas 6,6%.

Em janeiro de 2004, os resultados do bioensaio de toxicidade demonstraram diferença significativa em relação ao controle somente para a estação 1, com 26,6% de imobilidade dos organismos.

Em abril de 2004, os valores demonstraram ausência de toxicidade aguda para todas as estações de coleta, sendo registrado o maior valor de imobilidade para a estação 2, com 20 %. O mesmo foi verificado em julho de

2004, em que o valor máximo de imobilidade dos organismos correspondeu a 13,3 % para as estações de amostragem 2 e 3.

TABELA 9 - Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de água para o organismo-teste *Daphnia similis*, nas cinco campanhas de coleta de dados, entre julho de 2003 e julho de 2004.

Estações de amostragem	<i>Daphnia similis</i>				
	Jul/03	Out/03	Jan/04	Abr/04	Jul/04
1	T	NT	T	NT	NT
2	T	NT	NT	NT	NT
3	T	NT	NT	NT	NT
4	T	NT	NT	NT	NT
5	T	NT	NT	NT	NT
6	T	NT	NT	NT	NT

T: Toxicidade aguda (diferença significativa $p < 0,05$); NT: Não tóxico (diferença não significativa $p > 0,05$) a um nível de significância de 5% no teste de Fisher.

FIGURA 52 - Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* nos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de água do rio Monjolinho, coletadas em julho e outubro de 2003, e janeiro, abril e julho de 2004. A linha tracejada corresponde ao limite estabelecido de toxicidade.

Os resultados dos testes de toxicidade crônica com amostras de água são apresentados na Tabela 10 e Figura 53.

No presente estudo, foram realizados bioensaios de toxicidade crônica com as amostras de todas as estações de coleta, mesmo para aquelas que apresentaram toxicidade aguda à *Daphnia similis*, com o intuito de comparar os resultados obtidos em ambos os bioensaios. Entretanto, o bioensaio de toxicidade crônica de julho de 2003 foi invalidado, em virtude da alta mortalidade dos organismos-teste na amostra controle, cerca de 80%.

Em outubro de 2003, observou-se diferença significativa somente entre o controle e a estação de coleta 1, não tendo sido registrada nenhuma mortalidade entre as fêmeas adultas no controle. A maior fecundidade ocorreu na estação de coleta 5, com uma produção total de 241 neonatas, tendo este valor excedido o do controle, que apresentou 189 neonatas. As demais estações apresentaram um total de neonatas igual ou inferior ao controle.

Por outro lado, verificou-se que, apesar da amostra de água proveniente da estação 1 ter causado efeito crônico em *C. dubia*, a mesma não causou qualquer efeito agudo em *Daphnia similis*.

Em janeiro de 2004 as amostras de água da maioria das estações não apresentaram efeito tóxico crônico para o organismo testado, com exceção da estação 1 que apresentou diferença significativa em relação ao controle. Na maioria das estações, observou-se uma maior fecundidade do que a do controle (total de 176 neonatas), variando entre 207 neonatas na estação 4 e 243 na estação 5. Neste período, também constatou-se que a amostra de água proveniente da estação 1, causou tanto efeito agudo quanto crônico aos organismos testados.

Em abril de 2004, na maioria das estações, verificou-se um maior número de neonatas que o do controle (total de 197 neonatas), exceto para a estação 2, em que a produção total foi de 138 neonatas, sendo que a estação 1 apresentou diferença significativa em relação ao controle, representando a menor fecundidade do bioensaio (total de 64 neonatas).

Com relação aos resultados obtidos em ambos os bioensaios, verificou-se um comportamento similar dos organismos-teste para o período estudado.

Foi constatado efeito tóxico agudo para *D. similis*, bem como, efeito crônico para *C. dubia* para a água coletada da estação 1.

Em julho de 2004 não foi constatado efeito de toxicidade crônica para nenhuma estação de amostragem. Conforme já observado em outras campanhas de amostragem, a estação 1 apresentou a menor produção de neonatas do bioensaio, com total de 64, enquanto que as demais estações apresentaram maior fecundidade, tendo sido inclusive maior do que a do controle (total de 103). Neste período, não foi constatado efeito tóxico agudo para *D. similis*, nem efeito crônico para *C. dubia*.

TABELA 10 - Resultado do teste de Dunnett para os dados de reprodução de *Ceriodaphnia dubia* em bioensaio de toxicidade crônica com amostras de água, no período de estudo.

Estações de amostragem	<i>Ceriodaphnia dubia</i>			
	Out/03	Jan/04	Abr/04	Jul/04
1	TC	TC	TC	NT
2	NT	NT	NT	NT
3	NT	NT	NT	NT
4	NT	NT	NT	NT
5	NT	NT	NT	NT
6	NT	NT	NT	NT

TC: Toxicidade crônica (diferença significativa $p < 0,05$); NT: Não tóxico (diferença não significativa $p > 0,05$) a um nível de significância de 5%.

FIGURA 53 - Total de neonatas de *Ceriodaphnia dubia* produzidas nos bioensaios de toxicidade crônica com amostras de água do rio Monjolinho, coletadas em outubro/03, janeiro/04, abril/04 e julho/04.

Dos resultados obtidos nos bioensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* pôde-se concluir que o período de coleta de julho de 2003 foi o mais tóxico para o organismo em estudo. Tais resultados corroboram com os encontrados por FRACÁCIO e CAMPAGNA (com. pessoal) em bioensaios de toxicidade *in situ*, utilizando juvenis de *Danio rerio* e *Poecilia reticulata*, realizados durante o mesmo período de coleta no rio Monjolinho. Esse fato esteve provavelmente associado a vários fatores, tais como à presença de metais pesados, pois esse período amostral foi o que apresentou as maiores concentrações dos metais avaliados (cádmio, cobre, cromo, zinco e manganês) sendo que o cádmio e cobre estiveram presentes em concentrações acima do Conama 357 de 2005 para rios de classe 2 na maioria das estações.

Neste período, também detectou-se a presença dos organoclorados aldrin e heptacloro, em algumas estações de amostragem (2, 4 e 6) com valores acima do CONAMA 357/05, além da possível presença dos demais poluentes não avaliados neste estudo. De acordo com BRANCO (1999), a toxicidade de uma amostra de água nem sempre depende de uma única espécie química, mas sim da interação de diferentes espécies e condições físicas e químicas da qual podem resultar em atenuação ou, ao contrário, sinergismo, reduzindo ou acentuando os efeitos tóxicos individuais.

Outro parâmetro avaliado no presente estudo, que provavelmente tenha influenciado o efeito tóxico agudo em julho de 2003, foi a presença do íon sulfeto. Esse período de coleta foi o que apresentou os teores de sulfeto mais elevados do que as demais campanhas de amostragem, com níveis acima do limite do CONAMA 357/05, estabelecido em $0,002 \text{ mg.L}^{-1}$ de H_2S não dissociado, em todas as estações (entre de $0,01$ e $0,037 \text{ mg.L}^{-1}$), com exceção da 1. Em testes laboratoriais, os sulfetos causam efeito letal agudo em organismos aquáticos quando em concentrações entre $0,01$ e $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ (CETESB 1986² apud ESPÍNDOLA et al. 2003).

De maneira geral, para os demais períodos de amostragem não foi verificada toxicidade aguda e nem crônica em todas as estações, com exceção da estação 1, que apresentou toxicidade aguda em janeiro e crônica em todos os períodos de coleta, exceto em julho de 2004.

CAMPAGNA e FRACÁCIO (com. pessoal) em bioensaios de toxicidade realizados *in situ* e em laboratório, também encontraram alta toxicidade nesta estação de coleta durante o período de estudo. A toxicidade observada nessa estação pode ser atribuída a vários fatores, dentre eles, a contaminação do lençol freático por elementos tóxicos não avaliados no presente estudo, ou então, ao efeito da dureza da água na reprodução de *Ceriodaphnia dubia*, pois, esses organismos-teste podem ter sofrido algum tipo de estresse ao terem sido expostos às amostras de água com teores de dureza menores do que aqueles que foram mantidos em água de cultivo que sempre fica entre 42 e 48 mg.L^{-1} de CaCO_3 . No caso desta estação a dureza variou entre 4 e 6 mg.L^{-1} de CaCO_3 para a maioria do período amostral, com exceção em julho de 2004, onde o valor registrado foi de 10 mg.L^{-1} de CaCO_3 e não foi registrada toxicidade para os organismos-teste. Tal fato tem sido verificado em diversos estudos como os de ARAGÃO & BURATINI (2000), RODGHER (2001) e ESPÍNDOLA et al. (2003).

Segundo RATTNER & HEATH (1995) a toxicidade dos metais está intimamente relacionada com a dureza, pois alguns metais são mais tóxicos em águas menos duras, sendo essa constatação mais efetiva para o cádmio.

² COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL-CETESB. (1986). *Avaliação da qualidade da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão*. São Paulo. 136p.

O fato de que, em algumas campanhas de amostragem em determinadas estações de coletas, os metais cádmio e cobre estiveram presentes em concentrações elevadas e não causaram toxicidade aos organismos-teste, deve-se a vários fatores, como por exemplo, segundo COONEY (1995) a presença do material suspenso e dissolvido na superfície da água. Tais materiais podem mascarar a toxicidade, uma vez que os metais se adsorvem ao material em suspensão, tornando-se indisponível à biota.

Outro fator que contribui positivamente para a redução da biodisponibilidade dos metais são microrganismos como bactéria. Esses organismos aderem às partículas abióticas (como metais e outros poluentes) formando agregados. Dessa forma, densidades de bactérias, concentração e a distribuição espacial de partículas orgânicas e inorgânicas são fatores chaves que influenciam a adsorção de substâncias químicas sobre partículas suspensas (RAND et al., 1995).

De maneira geral, notou-se um aumento na fecundidade de *Ceriodaphnia dubia* ao longo do canal, justamente nas estações de amostragem onde foram encontrados os maiores teores de nutrientes e também dos demais parâmetros avaliados. Esse fato também foi verificado por COSTA (2001), no reservatório de Barra bonita no rio Tiête (SP). A autora o relaciona a uma possível carência de nutrientes na constituição do alimento recomendado para o cultivo dos organismos-teste em laboratório.

MENDES (1998), realizou bioensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* também no rio Monjolinho em trechos similares a este trabalho. Os resultados encontrados no presente estudo corroboraram o do referido autor, indicando que a estação 1 apresentou efeito crônico, ao passo que na estação 6, não foi observado nenhum efeito crônico. Ainda segundo o autor, esse fato pode ser atribuído à baixa concentração de nutrientes e matéria orgânica, no caso da estação 1 e, no caso da estação 6, às elevadas concentrações de metais encontradas mais a jusante, indicando que, provavelmente, esse metal não estava na forma biodisponível.

FRACÁCIO et al. (2000) realizou bioensaios de toxicidade aguda com os organismos-teste *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* no rio Monjolinho em alguns trechos similares ao atual trabalho. Os resultados indicaram uma maior

sensibilidade para *D. similis*, a qual apresentou toxicidade aguda para as estações 2 e 5 (com 50 e 60% de imobilidade, respectivamente).

Segundo TONISSI et al. (2004), é necessário avaliar os resultados dos bioensaios de toxicidade com amostras de água com cautela, pois a concentração de agentes tóxicos na água não é constante, uma vez que o lançamento de efluentes (industriais, agrícolas e domésticos) são intermitentes. Dessa forma, as amostragens pontuais de água não necessariamente representam a real qualidade deste ambiente, ainda mais se o ambiente em estudo for um rio, onde a variabilidade espacial e temporal é muito intensa.

1.5.2.2- Bioensaios de toxicidade aguda e crônica com sedimento

Os resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento são apresentados na Tabela 11 e Figura 54.

Em julho de 2003, o resultado do bioensaio de toxicidade aguda para *Daphnia similis* demonstrou que não houve diferença significativa em relação ao controle para nenhuma estação de coleta, sendo registrado o maior valor de imobilidade para a estação 4 com 20%, respectivamente.

Em outubro de 2003, as amostras provenientes da estação 2 (33,3% de imobilidade), 4 (23,3%) e 6 (30%) demonstraram diferença significativa em relação ao controle. As demais estações de coleta não apresentaram diferença significativa.

Com relação à coleta de janeiro de 2004, somente a estação 2 apresentou diferença significativa, com 30% de imobilidade para *D. similis*. Quanto as demais estações, estas não demonstraram toxicidade, sendo registrado o maior valor de imobilidade para a estação 4 com 13,3%.

Em abril de 2004 os valores do bioensaio de toxicidade aguda demonstraram que não ocorreu diferença significativa em relação ao controle para todas as estações de coleta, sendo registrado o maior valor de imobilidade para a estação 5 com 13,3%. Foi inviável a realização da coleta de sedimento na estação 4 para esse período de amostragem, já que as comportas estavam fechadas e o nível d'água estava muito elevado.

Em julho de 2004 somente a estação de amostragem 2 apresentou diferença significativa em relação ao controle, com 26,6 % de imobilidade.

TABELA 11 - Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento para o organismo-teste *Daphnia similis*, das cinco campanhas de coleta entre julho/03 e julho/04.

Estações de amostragem	<i>Daphnia similis</i>				
	Jul/03	Out/03	Jan/04	Abr/04	Jul/04
1	NT	NT	NT	NT	NT
2	NT	T	T	NT	T
3	NT	NT	NT	NT	NT
4	NT	T	NT	NC	NT
5	NT	NT	NT	NT	NT
6	NT	T	NT	NT	NT

T: Toxicidade aguda (diferença significativa $p < 0,05$); NT: Não tóxico (diferença não significativa $p > 0,05$) a um nível de significância de 5 %; NC.: Não Coletado

FIGURA 54 - Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* nos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento do rio Monjolinho, coletadas em julho/03, outubro/04, janeiro/04, abril/04 e julho/04. A linha tracejada corresponde ao limite estabelecido de toxicidade.

Os resultados dos bioensaios de toxicidade crônica com o organismo-teste *Ceriodaphnia dubia* são apresentados na Tabela 12 e Figura 55.

Foram realizados bioensaios de toxicidade crônica com as amostras de sedimento provenientes de todas as estações de coleta, mesmo para aquelas que já haviam apresentado toxicidade aguda para *Daphnia similis*, visando comparar os resultados obtidos em ambos os bioensaios.

Em julho de 2003, infelizmente, o bioensaio de toxicidade crônica foi invalidado, em virtude dos organismos-teste serem machos, foi encontrado cerca de 80% de machos em todas as amostras, inclusive a do controle.

Em outubro de 2003, os resultados do bioensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento revelaram diferença significativa para as estações 1, com uma fecundidade total de 67 neonatas e para a 2, com uma produção total de 110. Vale aqui ressaltar que este bioensaio não apresentou número de réplicas iguais, justamente pelo fato dos organismos-teste serem machos. Sendo assim, a análise estatística utilizada foi a de Bonferroni, este método é o mais apropriado em casos com diferentes números de réplicas.

Quando comparados os resultados desse bioensaio com o agudo, somente a estação 4 não foi similar, verificando-se toxicidade aguda dessa estação para *D. similis*. Porém, não foi constatada toxicidade crônica para *C. dubia*.

Em janeiro de 2004 as amostras de sedimento de todas as estações de coleta apresentaram diferença significativa em relação ao controle, caracterizando, portanto, efeito crônico para *C. dubia*. Foi registrado o menor valor de fecundidade para a estação 6, com um total de 172 neonatas.

Comparando-se os resultados com os bioensaios de toxicidade aguda, nota-se que somente a estação 2 apresentou efeito tóxico, em ambos os ensaios.

Em abril de 2004 foi observada diferença significativa em relação ao controle em todas as estações de coleta, constatando-se dessa maneira, toxicidade crônica. O menor valor de fecundidade foi registrado para a estação 6, com uma produção total de 193 neonatas. Lembrando que nesta mesma campanha de amostragem não foi realizada coleta na estação 4, pois, as comportas estavam fechadas e o nível da água estava muito elevado. Quanto às amostras de sedimento dessa campanha de amostragem, estas não

apresentaram efeito agudo para *D. similis*, mas sim efeito crônico para *C. dubia*.

Em julho de 2004, as amostras de sedimento das estações 3 e 6 apresentaram diferença significativa em relação ao controle, sendo registrado o menor valor de fecundidade para a estação 3, com um total de 60 neonatas. Já as amostras de sedimento, não apresentaram efeito agudo para *D. similis*, mas sim efeito crônico para *C. dubia*.

TABELA 12 - Resultado do teste de Dunnett e de Bonferroni para os dados de reprodução de *Ceriodaphnia dubia* em bioensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento, no período de estudo.

Estações de amostragem	<i>Ceriodaphnia dubia</i>			
	Out/03	Jan/04	Abr/04	Jul/04
1	TC	TC	TC	NT
2	TC	TC	TC	NT
3	NT	TC	TC	TC
4	NT	TC	NC	NT
5	NT	TC	TC	NT
6	NT	TC	TC	TC

TC: Toxicidade crônica (diferença significativa $p < 0,05$); NT: Não tóxico (diferença não significativa $p > 0,05$) a um nível de significância de 5 %; NC.: - não coletado.

FIGURA 55 - Total de neonatas produzidas em relação ao controle, obtida de bioensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento do rio Monjolinho, para os períodos de outubro/03, janeiro/04, abril/04 e julho/04.

Os sedimentos tem sido cada vez mais utilizados em estudos de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos, por retratarem condições históricas da influência de atividades antropogênicas sobre esses ambientes, nem sempre detectáveis pelo uso de variáveis da água (CETESB, 2004).

Contaminantes provenientes de descargas industriais e domésticas quando liberadas na água, podem ser adsorvidos ou ligar-se ao material particulado e, dependendo das características do corpo d'água, depositam-se e podem se tornar parte do sedimento de fundo desses ambientes (VIGANÓ et al., 2003).

Os sedimentos contaminados podem ser diretamente tóxicos aos organismos aquáticos ou podem ser uma fonte de contaminação para o processo de bioacumulação na cadeia trófica, lembrando que as mudanças nas características físicas e químicas que ocorrem no ambiente podem disponibilizá-los na coluna d'água, transformando-os em uma fonte de contaminantes (INGERSSOL et al., 1995).

Comparando-se os resultados dos bioensaios de toxicidade com água e com o sedimento, observou-se que os experimentos realizados com o compartimento sedimento foram mais tóxicos para os organismos-teste.

Dos resultados obtidos dos bioensaios agudos com sedimento pôde-se concluir que o período mais crítico da campanha amostral foi outubro de 2003. Neste mesmo período, constatou-se valores elevados dos metais potencialmente biodisponíveis avaliados no presente estudo, principalmente para cobre, zinco, manganês e ferro, justamente nas estações que apresentaram toxicidade.

Pôde-se observar que os trechos do rio onde houve uma maior toxicidade (principalmente na estação 2) apresentaram os maiores teores de nutrientes, matéria orgânica e granulometria mais fina. Sabe-se que sedimentos mais argilosos e com maior concentração de matéria orgânica tem a propriedade de agregar mais intensamente os metais através de processos como adsorção e complexação e que dependendo das condições físicas e químicas estes podem ser liberados e tornarem-se biodisponível para a biota.

Segundo BURTON (1991), a concentração de metais no sedimento pode ser encontrada em uma maior ordem de magnitude do que na coluna d'água. No entanto, a magnitude desta concentração não está correlacionada com a biodisponibilidade dos mesmos. Segundo Di TORO et al. (1991), a partição ou absorção entre os compartimentos água e sedimento dependem de vários fatores, incluindo solubilidade aquosa, pH, potencial redox, tamanho e tipo de sedimento, sedimento mineral constituído por óxidos de ferro, manganês e alumínio, e a quantidade de sulfetos volatilizáveis por acidificação.

Além disso, de acordo com o trabalho desenvolvido por SILVÉRIO (1999) no reservatório Billings, as concentrações de metais pesados potencialmente biodisponíveis do sedimento sugerem que o sulfeto é a principal fase controladora da partição de metais pesados entre os compartimentos sedimento-água.

Com relação aos resultados obtidos nos bioensaios de toxicidade crônica realizados com *Ceriodaphnia dubia* pôde-se concluir que este organismo-teste foi muito mais sensível do que *Daphnia similis* nos bioensaios de toxicidade aguda. Esse fato tem sido observado por diversos autores como FONSECA (1997), COSTA (2001), RODGHER (2001), RIETZLER & VIEGAS, (2002), ESPÍNDOLA et al. (2003) e TONISSI et al. (2004). Segundo os autores, a utilização de mais de uma espécie em bioensaios de toxicidade é de

fundamental importância em razão da diferença de sensibilidade entre as espécies testadas aos contaminantes presentes no ambiente.

Não foi constatada uma relação entre a concentração dos metais potencialmente biodisponíveis com os resultados de toxicidade, uma vez que os períodos mais tóxicos para *C. dubia* foram janeiro e abril, enquanto que as maiores concentrações dos metais potencialmente biodisponíveis de maneira geral, foram encontradas nos períodos de outubro/03 e julho/04. No entanto, os resultados obtidos no presente estudo foram corroborados pelos dados obtidos por CAMPAGNA e FRACÁCIO (com. pessoal), uma vez que os autores também verificaram toxicidade crônica para *P. reticulata* em todos os pontos de coleta, durante a campanha de janeiro de 2004.

ESPÍNDOLA et al. (2003), avaliando a qualidade ambiental no rio Mogi-Guaçu, verificaram que a correlação entre a concentração de metais potencialmente biodisponíveis e a resposta dos organismos testados (*D. similis*, *C. dubia* e *Chironomus xanthus*) revelaram-se contraditórias, ou seja, a análise de correlação entre os níveis de metais biodisponíveis e as respostas de toxicidade não foram significativas. Segundo os autores, esses resultados levantam a questão de que em amostras ambientais, em que ocorrem misturas de elementos, a relação entre a concentração e o efeito tóxico não é direta.

Outro fator que pode ter contribuído para o efeito tóxico observado foi a presença dos agrotóxicos considerados no presente estudo, bem como os contaminantes que não foram avaliados, como organofosforados, dioxinas, compostos fenólicos, ésteres de ácido ftálico, entre outros. Neste estudo, somente foram avaliados os organoclorados aldrin, heptacloro e endosulfan durante os períodos de coleta de julho/03 e janeiro/04. No caso da toxicidade encontrada em janeiro/04 (período chuvoso), provavelmente a presença do aldrin tenha contribuído, pois este foi detectado em quase todas as estações, com exceção das estações 1 e 5.

Também se destacou o fato da estação 1 (região de nascente) apresentar toxicidade em três campanhas de coleta. Provavelmente essa região esteja sofrendo influência de contaminação proveniente de atividades agrícolas, pois a área de entorno apresenta pequenas culturas como milho e hortaliças.

MENDES (1998), encontrou toxicidade crônica para *C. dubia* em todas as estações de amostragem durante o período da seca. Também FRACÁCIO et al. (2000), em bioensaios de toxicidade aguda, encontraram as maiores porcentagens de imobilidade para *D. similis* nas estações 3 e 4 (20 e 13 %, respectivamente) e para *C. dubia* nas estações 1 e 2 (20 %, respectivamente).

1.5- Conclusões

- Os resultados dos bioensaios de toxicidade aguda realizados com amostras de água, mostraram um maior efeito de toxicidade à *Daphnia similis* em julho de 2003. Nesse período, todas as estações de coleta apresentaram efeito de toxicidade;
- Comparando-se os bioensaios de toxicidade aguda realizados com *D. similis* em água e sedimento, verificou-se que as amostras de sedimento foram muito mais tóxicas a este organismo-teste, sendo que em outubro de 2003 verificou-se um maior efeito de toxicidade das amostras de sedimento, principalmente das estações 2, 4 e 6;
- Nos bioensaios de toxicidade crônica realizados com *C. dubia*, verificou-se um efeito tóxico ainda mais pronunciado quando expostas às amostras de sedimento de todas as estações de coleta, principalmente em janeiro e abril de 2004;
- As maiores concentrações de metais, heptacloro, aldrin e sulfetos encontradas no rio Monjolinho, na maioria das estações em julho de 2003, indicaram uma relação com o efeito de toxicidade aguda nas amostras de água. O mesmo não foi observado em relação aos testes de toxicidade crônica. No caso da estação 1 (nascente do rio Monjolinho), provavelmente, o efeito tóxico observado esteve relacionado à contaminação do lençol freático por elementos tóxicos não avaliados no presente estudo.
- As maiores concentrações dos metais potencialmente biodisponíveis (Cu, Cr, Zn, Mn e Fe) encontradas principalmente nas estações 2, 4 e 6, em outubro de 2003, indicaram uma relação com o efeito tóxico agudo nas amostras de sedimento, fato, entretanto, não constatado nos testes de toxicidade crônica.

CAPÍTULO 3

ESTUDO ECOTOXICOLÓGICO DAS SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIA CÁDMIO E COBRE

1.1- Introdução

Os metais são elementos naturais fundamentais aos organismos vivos em pequenas quantidades (elementos-traço), mas quando em excesso desencadeiam uma série de problemas (SORENSEN, 1991). Segundo BAIRD (2002), há uma classe de elementos químicos denominados metais pesados, onde muitos dos elementos podem ser tóxicos aos seres vivos, dentre eles o zinco, cobre, chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e cromo. O acúmulo desses metais nos ecossistemas aquáticos tem despertado interesse sob vários aspectos, como no destino e os efeitos desses contaminantes, seu comportamento nas cadeias alimentares e sua ciclagem biogeoquímica (REINFELDER et al., 1998).

No presente estudo, optou-se por avaliar a toxicidade dos metais cádmio e cobre aos organismos-teste *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, uma vez que os mesmos estiveram presentes no rio Monjolinho em concentrações acima do limite aceito pela resolução CONAMA 20/86 para rios de classe 2, revista em 2003, embora tendo mantido os mesmos limites.

1.1.1- Considerações gerais sobre os metais cádmio e cobre

1.1.1.1- Cádmio

O cádmio é encontrado em pequena quantidade na natureza e, em geral, associado a outros minérios como, zinco, cobre e chumbo. A sua

utilização é limitada, sendo que as principais aplicações recaem sobre cinco categorias: em revestimento do aço e ferro; como estabilizador para cloreto de polivinila (PVC); em pigmentos para plásticos e vidro; baterias de níquel-cádmio e ligas (AZEVEDO & CHASIN, 2003).

O cádmio pode adentrar nos sistemas aquáticos devido a inúmeros fatores, tais como intemperismo, erosão do solo, descargas atmosféricas diretas devido a operações industriais, vazamentos de aterros e locais contaminados e pelo uso de fertilizantes na agricultura. No sistema aquático, ele está presente na forma de cádmio (+2), hidróxido de cádmio e complexos de carbonato de cádmio. Em águas com alto teor de material orgânico, mais da metade está sob forma de complexos orgânicos (AZEVEDO & CHASIN, op. cit.).

Devido à sua similaridade com o zinco, as plantas absorvem cádmio das águas de irrigação, representando dessa forma, numa porta de entrada para a contaminação por cádmio na cadeia alimentar. Os frutos do mar e os órgãos comestíveis, particularmente os rins, têm níveis maiores -100 ppb ou mais. Porém, a maior parte do cádmio da dieta provém usualmente da batata, do trigo, do arroz e de outros cereais, já que quase todos consumimos mais destes produtos do que os frutos do mar ou rins (BAIRD, 2002).

O efeito tóxico do cádmio para os organismos aquáticos depende de vários fatores associados as variáveis ambientais, bem como a forma química desse metal. Os fatores que estão diretamente relacionados com a redução da concentração de cádmio livre na água, e por conseqüência a diminuição da toxicidade, são: dureza, salinidade, pH, agentes quelantes e a presença de matéria orgânica (WHO, 1992; SUEDEL et al., 1997 e U.S. EPA, 1999).

Segundo WHO (op. cit.), os organismos de água doce são afetados por cádmio em concentrações inferiores comparados a organismos marinhos. Como exemplo, 50 $\mu\text{g. L}^{-1}$ afetam o crescimento de muitas espécies de algas de água doce, enquanto ao menos 100 $\mu\text{g. L}^{-1}$, e freqüentemente 1000 $\mu\text{g. L}^{-1}$ são necessários para reduzir o crescimento de uma espécie marinha.

O cádmio permanece nos sedimentos e bioacumula nos organismos aquáticos com fatores de bioconcentração bastante elevados (12.400 para peixes e 3.160 para poliquetos marinhos). É um elemento não essencial, com

efeito tóxico e mutagênico para a biota aquática. Os seus efeitos nas algas estão relacionados com o aumento do volume celular e inibição do fluxo de cálcio. Para peixes, os efeitos estão relacionados com a inibição de vários sistemas enzimáticos, tais como os envolvidos na neurotransmissão, no transporte transepitelial, no metabolismo intermediário e nas atividades antioxidantes. Além disso, a exposição crônica ao cádmio nos peixes tem sido relacionada com a bioacumulação desse metal em tecido renal e guelras (WHO, 1992). Em seres humanos, os rins, pulmões e ossos são órgãos envolvidos na toxicidade crônica causada pelo cádmio (NOGAWA, 1981).

1.1.1.2- Cobre

O cobre é amplamente distribuído na natureza no estado elementar, como sulfetos, arsenitos, cloretos e carbonatos (AZEVEDO & CHASIN 2003). É necessário em pequenas concentrações para os seres vivos, constituindo portanto, um micronutriente (O'KELLEY, 1974; EYSINK et al., 1988 e ESTEVES, 1988).

A forma física e química do cobre determina seu comportamento no meio ambiente e sua disponibilidade na biota. O cobre incorporado à estrutura da rede mineral é inerte e de pouco significado ecológico. A maioria dos métodos analíticos não distingue a forma do cobre presente. Sabe-se somente o total de metal contido na matriz, desconhecendo-se, entretanto, a natureza dos complexos ou compostos presentes e sua labilidade ou disponibilidade. Os dados disponíveis demonstram que a labilidade do cobre varia consideravelmente como o meio (AZEVEDO & CHASIN op. cit.).

Vários fatores influenciam a biodisponibilidade do cobre no sistema aquático, o pH, potencial de oxirredução, presença de cátions competidores (Ca^{+2} , Fe^{+2} e Mg^{+2}) ânions de sais cúpricos insolúveis (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} CO_3^{2-}) e agentes complexantes orgânicos e inorgânicos (NADDY et al., 2002; HAURI & HORNE, 2004; KIM, 2002; TAKASUSUKI, 2002; SANTOS, 2004).

A toxicidade do cobre, geralmente, decresce com o aumento da dureza da água, provavelmente pela competição entre cálcio e cobre pelos sítios de adsorção em superfícies biológicas, assim quanto maior a concentração de cálcio menor a adsorção de cobre (WHO, 1998).

A combinação dos processos de complexação, adsorção e precipitação controlam a concentração de cobre livre e, na maioria das águas naturais, as condições químicas são tais que, mesmo em concentrações relativamente elevadas de cobre, estes processos reduzem o cobre livre para valores extremamente baixos (ADACHI et al., 1998).

O estudo da acumulação de metais em organismos aquáticos vem do interesse de se conhecer o destino e os caminhos traçados pelos metais até o topo das cadeias tróficas. A acumulação de metais em invertebrados aquáticos pode ser dividida em três fases: a) ingestão do metal; b) transporte, distribuição e seqüestro do metal dentro do corpo do animal; e c) excreção do metal, que em algumas espécies é ausente. O inter-relacionamento destes três processos define a estratégia de acumulação de um determinado invertebrado (RAINBOW & DALLINGER, 1991).

Diversos estudos têm demonstrado que a sensibilidade dos organismos aquáticos quando expostos ao cobre são diferentes, podendo variar até mesmo em níveis de táxons estreitamente aparentados (KOIVISTO, et al., 1992; MASTIN & RODGERS, 2000; NADDY, 2002; OLIVEIRA-FILHO, 2004; SCHAMPHELAERE et al., 2005).

Dados obtidos por SANTOS (2004), mostram que o microcrustáceo *Ceriodaphnia silvestrii* apresenta, como estratégia quanto a acumulação de cobre, a regulação, contendo a mesma quantidade de cobre quando exposta a diferentes concentrações deste metal na água. Ainda segundo a autora, há animais que são considerados acumuladores para um determinado metal e apresentam valores de ingestão maiores que os de excreção, assim como existem aqueles, denominados reguladores, que mantêm a concentração total de metal em seus corpos em um nível aproximadamente constante mediante grandes variações de metal biodisponível no ambiente ao longo do tempo.

1.2- Objetivos

Com base no estudo limnológico realizado no rio Monjolinho e nos aspectos ecotoxicológicos abordados no presente estudo, foram considerados os seguintes objetivos:

- Determinar a concentração efetiva média (CE50;48h) dos metais cádmio e cobre aos organismos-teste *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*;
- Determinar as concentrações dos metais cádmio e cobre que ocasionam toxicidade crônica ao organismo-teste *C. dubia* a partir das faixas de sensibilidade obtidas nos testes de toxicidade aguda.
- Verificar se as concentrações dos metais acima, permitidas pelo CONAMA 357/05, são adequadas para a proteção da vida aquática em rios de classe 2.

1.3- Materiais e métodos

A manutenção dos cultivos dos organismos-teste *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* e a metodologia referente aos testes de sensibilidade com estes organismos, encontram-se descritos no capítulo anterior, uma vez que foram adotados os mesmos procedimentos para os bioensaios com amostras ambientais e os testes de toxicidade com as substâncias de referência cádmio e cobre.

1.3.1- Preparo das soluções das substâncias de referência utilizadas nos testes

As soluções-mãe de cádmio e cobre foram preparadas adicionando-se 1,6307g de cloreto de cádmio P. A. e 3,930g de sulfato de cobre P. A em 1000mL de água destilada, respectivamente, de forma a se obter uma concentração final de $1,0\text{g.L}^{-1}$ de cada um dos metais. Posteriormente, para o cádmio, foi preparada uma solução-estoque de 1mg.L^{-1} , diluída também em água destilada. A partir da solução-estoque de 1mg.L^{-1} , pôde-se preparar as soluções-teste, nas concentrações 20,0; 40,0; 80,0; 160,0 e $320,0\text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, utilizadas para os testes de toxicidade aguda. Nos testes de toxicidade crônica, adotou-se as concentrações 1,25; 2,5; 5,0; 10,0 e $20,0\text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ de cádmio. Em ambos os tipos de teste, as diluições utilizaram água de cultivo (reconstituída).

Para o cobre, foram preparadas soluções-estoque através de diluições seriadas a partir de $1,0\text{g.L}^{-1}$ até se obter a solução-estoque final com concentração de $0,1\text{ mg.L}^{-1}$, diluídas em água destilada. A partir da solução-

estoque de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, preparou-se as soluções-teste nas concentrações 1,0; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0 e $8,0 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, as quais foram utilizadas nos testes de toxicidade aguda. Para os testes de toxicidade crônica, as concentrações das soluções-teste corresponderam a 0,075; 0,15; 0,30; 0,60; 1,20 e $2,40 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de cobre, tendo sido diluídas em água reconstituída.

1.3.2- Testes com as substâncias de referência

1.3.2.1-Toxicidade aguda

Os testes de toxicidade aguda com os metais cádmio e cobre utilizando *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* como organismos-teste seguiram a metodologia descrita na Norma ABNT, NBR 12713/2003.

O princípio do método consiste em expor os organismos-teste (neonatas entre 6 e 24 horas) à diferentes concentrações da substância a ser testada por um período de 48 horas. Foram utilizados 5 organismos, em 4 réplicas, em copos plásticos atóxico contendo 10 mL da substância a ser testada. Algumas medidas como pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica das soluções contendo a substância de referência testada, foram realizadas no início e final dos testes.

Após o período de exposição, procedeu-se a contagem dos organismos móveis. A partir dos resultados, foi calculada a CE50;48h e o seu intervalo de confiança, pelo método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON, et al., 1977). Posteriormente, de posse dos valores de CE50 de todos os testes, foi calculada a faixa de sensibilidade de cada organismo, constituída pelo valor médio ($\bar{x}$), o desvio padrão (δ) e coeficiente de variação (CV).

De acordo com a Norma ABNT, NBR 12713/2003, para ensaios com substâncias químicas, quando as análises das concentrações da substância de referência nas soluções-teste no término do ensaio não diferirem em mais de 20% das concentrações iniciais, a concentração efetiva a 50% dos organismos pode ser expressa como CE50 ao invés de CE(I)50. Por conta disso, todos os resultados no presente estudo, estão expressos em CE50, uma vez, que as soluções-teste foram analisadas em espectrofotômetro.

Com o objetivo de estabelecer as concentrações das soluções-teste, alguns testes preliminares foram realizados com *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, baseados em estudos anteriores, a exemplo de OLIVEIRA NETO (2000) e RODGHER (com. pessoal) para cádmio e MASUTTI (2004) para cobre.

1.3.2.2- Toxicidade crônica

Os testes de toxicidade crônica com os metais cádmio e cobre utilizando *Ceriodaphnia dubia* como organismo-teste, adotaram a metodologia descrita na Norma ABNT, NBR 13373/2003.

A partir dos resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* pôde-se estimar a CENO (concentração de efeito não observável). De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental-CETESB (1992), entende-se como CENO a maior concentração nominal do agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência e reprodução dos organismos, em sete dias de exposição, nas condições do teste.

Sabe-se, que a relação entre CE50 e CENO é de 1/10. Portanto, com a obtenção dos dados de toxicidade aguda (CE50), foi possível estimar a toxicidade crônica, expressa em CENO, de acordo com a equação abaixo (CETESB, op. cit.):

$$CENO \leq \frac{CE50}{10}$$

De posse dos dados estimados da CENO e, com duas concentrações acima e com duas abaixo de seu valor, foram estabelecidas as concentrações-teste para a realização do teste de toxicidade crônica, para desta forma, estabelecer a CENO e CEO experimental. Entende-se como CEO a menor concentração nominal da amostra que causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos-teste, em sete dias de exposição, nas condições do teste (CETESB, op. cit.). O valor crônico (VC) foi calculado pela média geométrica obtida dos valores de CENO e CEO.

Para a realização dos testes, 1 neonata de *C.dubia* (entre 6 a 24 horas de idade) foi introduzida em um copo plástico atóxico, contendo 15 mL da solução-teste, em 10 réplicas. A cada dois dias foram efetuadas as trocas das soluções-teste. A alimentação dos organismos durante o teste foi à mesma adotada para a manutenção dos cultivos, obedecendo às devidas proporções.

Os testes foram realizados em temperaturas variando entre $23 \pm 2^\circ\text{C}$, com fotoperíodo de 12 horas. A duração dos testes variou de sete a dez dias, período necessário para a produção da 3ª ninhada, sendo registrado o número de neonatas produzidas ao longo do experimento. Os dados de sobrevivência foram obtidos acompanhando-se a mortalidade dos organismos até o final do experimento. Além disso, algumas variáveis químicas como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e dureza das soluções-teste foram monitoradas no início e final dos testes.

1.3.3- Análise dos dados obtidos

Os resultados dos testes de toxicidade aguda com as substâncias de referência foram calculadas através do método estatístico Trimmed Spearman-Kärber e expressos em CE50;48h (HAMILTON et al., 1977). Os resultados dos testes de toxicidade crônica foram submetidos à análise de normalidade dos dados (teste de Chi-Quadrado) e homogeneidade das variâncias (teste de Bartlett), utilizando-se o programa computacional Toxstat 3.3 (GULLEY et al., 1994).

Quando constatado que apresentavam distribuição normal, ou seja, eram paramétricos, estes foram analisados através do teste de Dunnett, o qual compara cada tratamento com o controle experimental. Porém, quando a normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias não era verificada, ou seja, não apresentavam homocedasticidade, foi aplicado o teste Many-One the Steel (semelhante ao de Dunnett).

No caso dos experimentos que apresentaram número desigual de réplicas foi utilizado o método de Bonferroni que é também semelhante ao de Dunnett. Quanto ao parâmetro sobrevivência, utilizou-se o método de Fisher para a verificação de diferença significativa dos dados obtidos para os organismos-teste expostos às soluções-teste comparados ao controle.

1.4- Resultados e discussão

1.4.1- Sensibilidade dos organismos ao cádmio

A faixa de sensibilidade ao cádmio (substância de referência padronizada na forma de cloreto de cádmio), obtida a partir dos testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis* variou entre 22,66 e 157,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com uma média de CE50;48h de 90 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 13, Figura 56 e Apêndice C-1).

Já para *Ceriodaphnia dubia*, a faixa de sensibilidade foi menor, como já era esperado, variando entre 12,28 e 87,71 $\mu\text{g.L}^{-1}$, com a média de CE50-48h de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 14, Figura 57 e Apêndice C-2).

TABELA 13 - Valores de CE50-48h para *Daphnia similis*, nos testes de sensibilidade utilizando cádmio como substância de referência (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Teste n ^o	CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Intervalo de confiança
1	160	130-200
2	90	90-110
3	100	90-130
4	120	110-140
5	90	90-140
6	80	70-100
7	80	70-100
8	90	80-110
9	50	40-70
10	40	30-60
Média CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	90	
Faixa de sensibilidade	22,66-157,33	
Desvio Padrão	33,66	
Coeficiente de variação %	37,40

FIGURA 56- Resultados dos testes de sensibilidade de *Daphnia similis* ao cádmio (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

TABELA 14 - Valores de CE50-48h para *Ceriodaphnia dubia*, nos testes de sensibilidade utilizando cádmio como substância de referência (cloreto de cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Teste n°	CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Intervalo de confiança
1	60	50-70
2	80	70-100
3	70	60-90
4	30	30-40
5	30	30-40
6	40	40-50
7	70	70-90
8	50	50-60
9	30	30-50
10	40	40-50
Média CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		50
Faixa de sensibilidade		12,28-87,71
Desvio Padrão		18.85
Coeficiente de variação%		37,71

FIGURA 57 - Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Ceriodaphnia dubia* ao metal cádmio (Cloreto de Cádmio, expresso em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

A partir dos resultados obtidos nos testes agudos com *Ceriodaphnia dubia* pôde-se estimar a CENO, e foi partir desse valor ($5,0\mu\text{g.L}^{-1}$) e, duas concentrações acima com duas abaixo, que foram estabelecidas as concentrações das soluções-teste para a realização do teste de toxicidade crônica.

Os resultados obtidos nos testes de toxicidade crônica mostraram que as soluções-teste de 10 e $20\mu\text{g.L}^{-1}$, apresentaram diferença significativa em relação ao controle, caracterizando efeito crônico dessas concentrações em *C. dubia* (Apêndice C-3). Verificou-se diminuição da fecundidade com o aumento das concentrações em relação ao controle, como pode ser observado nas Figuras 58 e 59, onde os menores valores registrados foram para a concentração de $20\mu\text{g.L}^{-1}$ com 6 e 17 neonatas respectivamente.

A CENO encontrada experimentalmente foi similar à estimada pelos testes de toxicidade aguda, com um valor de $5,0\mu\text{g.L}^{-1}$. A CEO foi de $10\mu\text{g.L}^{-1}$ e o valor crônico (VC) foi de $7,5\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 15).

FIGURA 58 – Total de neonatas de *C. dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cádmio, realizado em 22 de setembro de 2004.

FIGURA 59 - Total de neonatas de *C. dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cádmio, realizado em 26 de outubro de 2004.

TABELA 15 - Valores de CEO, CENO e VC (valor crônico), nos testes de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* utilizando cádmio (cloreto de cádmio) como substância de referência, expressos em µg.L⁻¹.

Metal	CEO (µg.L ⁻¹)	CENO (µg.L ⁻¹)	CENO (µg.L ⁻¹)	VC (µg.L ⁻¹)
		Estimada	Experimental	
Cádmio	10	5,0	5,0	7,5

Dos resultados de toxicidade aguda com cádmio, pode-se inferir que *Ceriodaphnia dubia* foi muito mais sensível do que *Daphnia similis*. Além disso, comparando-se o valor médio da CE(50) de *Daphnia similis* do presente estudo, com os resultados obtidos por CHAPMAN et al. (1980) para *Daphnia magna*, observa-se valores muito próximos, refletindo a repetibilidade dos resultados (TABELA 16).

O valor médio de CE (50) para *C. dubia* foi inferior ao apresentado por SUEDEL, et al. (1997), em condições distintas de dureza, pH e alimentação. Por outro lado, comparando-se os resultados do presente estudo aos obtidos por OLIVEIRA NETO & BOTTA-PASCHOAL (2002), em experimentos com *Ceriodaphnia silvestrii* nas mesmas condições de teste, ou seja, mesmo pH, dureza e ausência de alimentação, verificou-se que a CE (50) de *C. dubia* também foi inferior (TABELA 16).

Segundo CHAPMAN et al. (1982), WINNER & WHITFORD (1987) e SUEDEL et al. (1997) a variação da sensibilidade depende das diferenças genéticas, de fatores bióticos (como disponibilidade alimentar ou estágio do ciclo de vida) ou variáveis abióticas como temperatura, pH e dureza. CHANDINI (1989) avaliou a toxicidade do cádmio para *Daphnia carinata* em diferentes concentrações de alimento (0,5; 1,5 e 4,5 x 10⁶ mL⁻¹ de células de *Chlorella*). Quando exposta a 200 µg.L⁻¹ de cádmio, *D. carinata* apresentou um aumento de sua longevidade com o aumento da concentração de alimento, variando de 3,3 a 7 dias em baixas e médias concentrações de alimento, respectivamente, contra 21 dias em concentrações mais elevadas.

Já os estudos realizados por STUHLBACHER et al. (1993) e HEUGENS et al. (2003), demonstraram que a temperatura afetou a toxicidade para *D. magna* aumentando a capacidade de resistência desta ao cádmio quando em temperaturas mais altas. Por exemplo, nos estudos realizados por STUHLBACHER et al. (op. cit.), em média, as neonatas expostas ao cádmio a 20 °C foram 5,3 vezes mais tolerantes ao cádmio quando comparados com neonatas expostas 10 °C.

Além disso, segundo BAILLIEUL et al. (1999) a diminuição da velocidade natatória em *D. magna* é induzida pelo estresse causado por metais, especialmente o cádmio. O autor, em seus experimentos, expôs *D. Magna* ao

cádmio por 10 dias, com concentrações variando de 1×10^{-8} a 1×10^{-7} M Cd^{+2} e, a cada dois dias o tamanho do corpo e a velocidade natatória eram medidos. Os resultados demonstraram que o tamanho do corpo e também a velocidade natatória eram afetados.

Com relação aos resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. dubia*, observou-se em geral, efeito tóxico crônico em concentrações a partir de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$. Tal resultado foi superior ao encontrado por OLIVEIRA NETO & BOTTA-PASCHOAL (2002) para *Ceriodaphnia silvestrii*, cujo valor estabelecido da CEO foi de $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, isso para as mesmas condições do teste (dureza, pH e alimentação). Conforme já mencionado acima, os microcrustáceos apresentam tolerâncias (sensibilidades) distintas a determinados poluentes.

Diversos estudos têm demonstrado que o tempo de exposição aumenta a sensibilidade do organismo-teste para determinados metais pesados. Segundo SUEDEL, et al. (1997), quanto maior o tempo de exposição do organismo-teste ao metal, maior será a sua sensibilidade ao mesmo. Segundo KLÜTTGEN & RATE (1994) e WELTENS et al. (2000), o alimento fornecido aos organismos-teste durante os experimentos tem demonstrado uma diminuição da toxicidade do cádmio. Isso se deve a complexação do contaminante a essa matéria orgânica, resultando em uma diminuição da concentração de íons livres no meio e conseqüente diminuição da captura do metal pelas células.

Por outro lado, WELTENS et al. (op. cit.), atribui a hipótese de que os metais adsorvidos a matéria orgânica podem tornar-se biodisponíveis no trato gastrointestinal devido às condições físicas e químicas do mesmo, podendo dessa forma, causar efeito tóxico ao organismo. Ainda segundo o autor, é fundamental que se realize mais estudos que compreendam esse processo da biodisponibilidade *versus* adsorção. O material em suspensão deve ser considerado um compartimento a parte na avaliação do risco ambiental de substâncias químicas, efluentes ou mesmo águas naturais.

TABELA 16 - Valores de CE(50) de algumas espécies de cladóceros ao cádmio, determinados por diferentes autores e expressos em $\mu\text{g Cd. L}^{-1}$.

Espécie	pH	Dureza (mg CaCO_3 L^{-1})	Exposição Tempo (h)	CE 50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sem alimentação	CE 50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) com alimentação	Referências
<i>Daphnia similis</i>	7,2-7,6	42-48	48	90	-	Presente estudo
<i>Ceriodaphnia dubia</i>				50	-	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	7,2-7,6	42-48	48	62	-	OLIVEIRA NETO (2000)
<i>Daphnia Magna</i>	7,0-8,0	175-225	7-10 (dias)	-	4,9	GUILHERMINO et al. (1999)
			21 (dias)	-	6,1	
<i>Daphnia Magna</i>	7,0-8,0	175-225	24	1980	-	SECO GORDILLO et al. (1998)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	5,5-7,4	6-28	48	-	63,1	SUEDEL et al. (1997)
			96	-	16,9	
			7 (dias)	-	11,6	
<i>Daphnia Magna</i>	6,9-9,0	69-87	48	-	26,4	
			96	-	12,7	
			7 (dias)	-	9,9	
<i>Daphnia Magna</i>	-	100-200	48	34-58	-	CHAPMAN et al. (1980)

1.4.2- Sensibilidade dos organismos ao Cobre

A faixa de sensibilidade obtida dos testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis* ao cobre foi de 2,66 a 5,84 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo a média de CE50-48h de 4,25 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 17, Figura 60 e Apêndice C-4).

Já para *Ceriodaphnia dubia*, a faixa de sensibilidade foi menor, ficou entre 1,32 e 4,33 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo a média da CE50-48h de 2,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 18, Figura 61 e Apêndice C-5).

TABELA 17 - Valores de CE50-48h de *Daphnia similis* nos testes de sensibilidade ao cobre (sulfato de cobre), expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Teste n ^o	CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Intervalo de confiança
1	3,55	3,15-4,01
2	2,99	2,78-3,22
3	4,36	3,92-4,85
4	3,36	2,94-3,85
5	3,88	3,28-4,61
6	4,39	3,98-4,84
7	5,34	5,00-5,71
8	5,02	4,62-5,42
9	4,56	4,11-5,06
10	5,13	4,30-6,12
Média CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,25	
Faixa de sensibilidade	2,66-5,84	
Desvio Padrão	0,79	
Coeficiente de variação %	18,67

FIGURA 60 - Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Daphnia similis* ao metal cobre (sulfato de cobre, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

TABELA 18 - Valores de CE50-48h de *Ceriodaphnia dubia* nos testes de sensibilidade ao cobre (sulfato de cobre), expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Teste n ^o	CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Intervalo de confiança
1	1,99	1,70-2,34
2	4,01	3,57-4,51
3	2,92	2,68-3,19
4	3,13	2,79-3,52
5	3,05	2,73-3,43
6	3,01	2,80-3,25
7	3,71	3,42-4,05
8	1,86	1,47-2,36
9	3,17	2,88-3,50
10	2,69	2,42-3,01
11	1,58	1,43-1,74
Média CE50-48h ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		2,82
Faixa de sensibilidade		1,32-4,33
Desvio Padrão		0,75
Coeficiente de variação %		26,66

FIGURA 61 - Resultados dos testes de sensibilidade (CE50-48h) de *Ceriodaphnia dubia* ao metal cobre (sulfato de cobre, expressos em $\mu\text{g.L}^{-1}$).

Através dos resultados obtidos nos testes de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* pôde-se estimar a CENO. A princípio, foi a partir desse valor de aproximadamente $0,3\mu\text{g.L}^{-1}$ e, duas concentrações acima com duas abaixo, que foram estabelecidas as concentrações das soluções-teste para a realização do teste de toxicidade crônica, mas, no entanto, com o decorrer dos testes, percebeu-se que não eram suficientes para causar efeito tóxico crônico e por conta disso, optou-se em retirar a menor concentração de cobre ($0,075\mu\text{g.L}^{-1}$) e colocar uma maior ($2,04\mu\text{g.L}^{-1}$).

No primeiro teste, as concentrações das soluções-teste não foram suficientes para causar efeito crônico (Figura 62 e Apêndice C-6), e por conta disso, somente os dois últimos testes foram considerados.

De maneira geral, os resultados obtidos nos testes de toxicidade crônica não responderam conforme o esperado. Os valores obtidos nos dois últimos testes não foram similares, e, além disso, as concentrações das soluções-teste tidas como tóxicas foram justamente, as menores. Citando o primeiro caso, o teste realizado em 26 de setembro (Figura 63 e Apêndice C-6), as soluções-teste que apresentaram diferença significativa em relação ao controle, foram $0,15$; $0,60$ e $1,20\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto que, no teste posterior (Figura 64 e Apêndice C-6), a única solução-teste que apresentou diferença significativa, ou seja, ocasionou efeito tóxico, foi $0,15\mu\text{g.L}^{-1}$.

Nesse mesmo período do último teste, foi realizado mais um teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia*, visando verificar a faixa de sensibilidade do organismo-teste ao cobre e o resultado da CE50-48h foi de $1,58\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 11 no Apêndice C-5). Para comprovar mais uma vez os valores, estes foram checados em espectrofotômetro, e os resultados foram muito semelhantes à concentração nominal.

FIGURA 62 – Total de neonatas de *C. dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 22 de setembro de 2004.

FIGURA 63- Total de neonatas de *C. dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 26 de outubro de 2004.

FIGURA 64 – Total de neonatas de *C. dubia* produzidas no teste de toxicidade crônica com o metal cobre, realizado em 09 de novembro de 2004.

Também, nestes dois últimos testes, foram observadas anomalias nas fêmeas, com relação à reprodução. Percebeu-se no encerramento dos testes, vários ovos não desenvolvidos no fundo dos recipientes-teste, os quais foram analisados em lupa e fotografados no microscópio (Figura 65).

Notou-se que as fêmeas que haviam liberado os ovos tinham suas câmaras incubadoras vazias, ao passo que as fêmeas do controle, possuíam ovos em suas câmaras, bem como neonatas já desenvolvidas (Figuras 66 e 67).

A Tabela 19 traz um resumo da quantidade total de ovos não desenvolvidos, que foram eliminados pelas fêmeas em cada concentração de cobre, sendo nítida a relação da toxicidade do cobre em função do número exposto dos ovos eliminados, pois, a quantidade de ovos liberados pelas fêmeas do controle foi ínfima quando comparada com as fêmeas submetidas às soluções-teste.

TABELA 19 - Resultados da contagem dos ovos não desenvolvidos, eliminados pelas fêmeas durante os dois últimos testes de *Ceriodaphnia dubia*, expostas ao cobre.

Cobre ($\mu\text{g. L}^{-1}$)	Nº de ovos não desenvolvidos eliminados pelas fêmeas	
	26/outubro	09/novembro
controle	6	5
0,15	46	82
0,30	25	48
0,60	67	13
1,20	17	66
2,40	77	7

(a)

(b)

FIGURA 65 - Ovos de *Ceriodaphnia dubia* eliminados durante o teste. Aumento de 10x (a) e 40x (b).

FIGURA 66 - Fêmeas expostas ao cobre durante o teste; em detalhe a câmara incubadora vazia. (Aumento de 10x).

FIGURA 67 - Fêmeas provenientes do controle: a) ovos; b) neonatas mais desenvolvidas. (aumento de 10x).

Diversos estudos têm demonstrado que os valores de toxicidade aguda para o gênero *Ceriodaphnia* são em geral menores do que para outros cladóceros (VERSTEEG et al., 1997; Kim, et al., 1999; MASTIN & RODGERS, 2000; NADDY et al., 2002 e MAZUTTI, 2004). Tal observação se aplica aos resultados aqui apresentados, em que *Ceriodaphnia dubia* foi muito mais sensível ao cobre do que *Daphnia similis*.

Comparando-se o valor médio da CE (50) de *D. similis* com os resultados obtidos por OLIVEIRA FILHO (2004), constata-se que no presente estudo, *D. similis* apresentou uma maior sensibilidade ao cobre (Tabela 20). O valor médio de CE (50) para *C. dubia* foi inferior ao apresentado por NADDY, et al. (2002), em condições de dureza totalmente distintas, uma vez que o autor manteve as culturas em uma faixa de 180 mg CaCO₃ L⁻¹. Segundo VERSTEEG et al., (op. cit.), a sensibilidade a um determinado composto é aceitável como sensibilidade similar até um fator 8, apresentando, portanto, de acordo com essa classificação, sensibilidade similar.

É bem documentada na literatura a diminuição da toxicidade de metais para organismos aquáticos com o aumento da matéria orgânica e da dureza da água (KOIVISTO, et al., 1992; KIM, et al., 1999; NADDY, et al., 2002 e HAURI & HORNE, 2004). Na Tabela 20, alguns valores de CE 50 (µg.L⁻¹) obtidos por diversos autores, em especial, os resultados obtidos por KOIVISTO (op. cit.) demonstram a diminuição da toxicidade em função do aumento da disponibilidade de alimento. De acordo com HAURI & HORNE (op. cit.), essa diminuição da toxicidade por metais pesados não está necessariamente relacionada à redução da biodisponibilidade do metal por complexação com o alimento, mas sim ao fato de que os organismos-teste alimentados são mais saudáveis, sendo, portanto, mais tolerantes as substâncias tóxicas do que os que não recebem alimento.

Com relação aos resultados dos testes de toxicidade crônica com *C. dubia*, observou-se, em geral, efeito tóxico em concentrações inferiores. De acordo com KOIVISTO (op. cit.), a matéria orgânica tem demonstrado uma diminuição da toxicidade do cobre, devido a complexação do contaminante a essa matéria orgânica, resultando em uma diminuição da concentração de íons livres no meio, com conseqüente diminuição da captura do metal pelas células.

Também é possível, que o metal complexado ao alimento se torne livre no trato intestinal devido à sua natureza ácida, podendo ser assimilado ou excretado junto às fezes (CHOUERI, 2004). Outra situação que também interfere na biodisponibilidade dos metais é a adsorção destes à carapaça dos invertebrados, tornando-se, desta forma, não disponível ao metabolismo do animal (RAINBOW & DALLINGER, 1993 e ROBINSON et al., 2003).

SANTOS (2004), avaliou a influência de substâncias húmicas na toxicidade (CE 50) e bioacumulação do cobre em *C. silvestrii*, verificando que a presença de substâncias húmicas foi capaz de reduzir a concentração de íons livres desse metal no meio aquático, e conseqüentemente, reduzir a toxicidade deste ao organismo. Ainda segundo a autora, *C. silvestrii* apresenta como estratégia de acumulação de cobre a regulação, apresentando a mesma quantidade de cobre quando exposta a diferentes concentrações deste metal na água.

CHOUERI (op. cit.), avaliou a influência de exopolissacarídeos de *Anabaena spiroides* na toxicidade e captura de cobre por *Ceriodaphnia cornuta*, constatando que a presença de 30 mg.L⁻¹ de exopolissacarídeos diminuiu em aproximadamente 4 vezes a toxicidade aguda do cobre para o organismo-teste. Ainda segundo o autor, a pequena variação da quantidade de cobre presente nos organismos entre as diferentes concentrações, sugeriu que *C. cornuta* foi capaz de regular o conteúdo deste metal no corpo.

Compreender a variabilidade dos resultados dos experimentos de toxicidade crônica utilizando *C. dubia* torna-se complexo principalmente por dois fatores: o primeiro inerente às propriedades químicas desse metal e o segundo, as condições fisiológicas dos organismos-teste, pois, ora o cobre pode se complexar à matéria orgânica, ora biodisponibilizar-se, ou então, o animal apresentar a capacidade de regular a sua concentração em seu corpo. Diante desse contexto, se faz necessário um estudo mais complexo buscando-se compreender as relações envolvendo o metal cobre entre organismo/meio aquático. Dessa maneira, a determinação do cobre livre na água, do cobre total na água e do cobre total nos animais poderia ser a chave para a compreensão dessa relação.

Outro comportamento observado durante os experimentos foi a liberação

de ovos não desenvolvidos pelas fêmeas, principalmente nas concentrações em que se observou uma menor reprodução. Em geral, em função do número de ovos eliminados, todas as concentrações apresentaram efeito tóxico às fêmeas-teste em relação ao controle.

TABELA 20 – Valores de CE(50) ($\mu\text{g Cu. L}^{-1}$) para algumas espécies de cladóceros determinados por diversos autores.

Espécie	pH	Dureza (mg CaCO_3 L^{-1})	Exposição Tempo (h)	CE 50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sem alimentação	CE 50 ($\mu\text{g.L}^{-1}$) com alimentação	Referências
<i>Daphnia similis</i>	7,2-7,6	42-48	48	4,25	-	Presente estudo
<i>Ceriodaphnia dubia</i>				2,82	-	
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	7,2-7,6	42-48	48	9,5	-	MASUTTI (2004)
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	6,8	44	24	5,65*	4,85*	SANTOS (2004)
<i>Daphnia similis</i>	7,4	44	24	14-35	-	OLIVEIRA FILHO et al. (2004)
			48	13-32	-	
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	7,4	180	48	7,9 - 17,5	-	NADDY et al. (2002)
<i>Daphnia magna</i>	7,4	180	48	12,2 - 57,30	-	
<i>Daphnia magna</i>	7,5-8,0	72-80	48	-	18,9	MASTIN & RODGERS (2000)
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	8,0	85-90	24	20,1	87,2-190,0♦	KIM et al. (1999)
<i>Bosmina longirostris</i>	8,4	33,8	48	3,7	1,4	KOIVISTO et al. (1992)
<i>Chydorus sphaericus</i>				7,6	3,3	
<i>Daphnia galeata</i>				7,4	4,1	
<i>Daphnia pulex</i>				12,2	3,4	
<i>Daphnia magna</i>				49,5	11,3	

* Valores estimados pela concentração de cobre livre; ♦ Os valores de matéria orgânica dissolvida variaram entre 2,5 e 10 mg.L^{-1} , respectivamente.

1.5- Conclusões

- Os valores de CE (50) e CEO encontrados em testes de sensibilidade ao cádmio como substância de referência foram superiores ao limite estabelecido pela resolução do CONAMA 357/05 ($1\mu\text{g.L}^{-1}$) para águas de classe 2, demonstrando que o valor orientador para a manutenção da vida aquática em rios de classe 2 está adequado, no que se refere ao efeito isolado do cádmio na biota aquática. Por outro lado, verificou-se uma maior sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia* (CE50 $50\mu\text{g.L}^{-1}$) a este contaminante comparada a *Daphnia similis* (CE50 $90\mu\text{g.L}^{-1}$);
- Os valores de CE (50) encontrados em testes de sensibilidade ao cobre como substância de referência foram inferiores ao limite para cobre dissolvido estabelecido pela resolução do CONAMA 357/05 ($9\mu\text{g.L}^{-1}$) para águas de classe 2, mostrando que o valor orientador para a manutenção da biota aquática ainda não está adequado, levando-se em consideração o efeito isolado deste contaminante. Além disso, assim como para o cádmio, *Ceriodaphnia dubia* apresentou maior sensibilidade ao cobre (CE50 $2,82\mu\text{g.L}^{-1}$) do que *Daphnia similis* (CE50 $4,25\mu\text{g.L}^{-1}$);
- Embora a matéria orgânica fornecida a *Ceriodaphnia dubia* nos testes de sensibilidade para avaliação crônica ao cobre tenha provavelmente reduzido seu efeito de toxicidade à *C.dubia*, os ovos eliminados pelas fêmeas indicaram que todas as concentrações das soluções-teste foram tóxicas, comparadas aos controles.

RECOMENDAÇÕES FINAIS

Diversos estudos realizados no rio Monjolinho têm apontado a deterioração da qualidade da água deste sistema. As alterações foram detectadas já na região da nascente e intensificando-se ao longo do curso do rio em direção à foz (SÉ, 1992; SALAMI 1996, MENDES, 1998; BARRETO, 1999; PELÁEZ-RODRIGUES, 2001; PERES, 2002 e o presente estudo).

Diante desse fato, torna-se evidente a necessidade da adoção de medidas de manejo e recuperação desse sistema, tais como:

- Investimentos do governo municipal em tecnologias de tratamento de efluentes domésticos e industriais. Uma vez que os elevados níveis de contaminação da água, principalmente após drenar o município de São Carlos, são historicamente altos. Além dos aspectos qualitativos, a extensão da zona contaminada do rio Monjolinho torna preocupante quanto aos aspectos quantitativos, pois, estima-se que o trecho contaminado pelo município de São Carlos estenda-se por vários quilômetros no rio Jacaré-Guaçu.
- O restabelecimento das matas ciliares de acordo com as metragens mínimas estabelecidas por lei ao longo do curso do rio, ao menos nos trechos viáveis para esta recomposição, uma vez que o desmatamento não só está potencializando o assoreamento do sistema e a conseqüente supressão de muitos dos habitats aquáticos, como também, a ausência dessa barreira tem permitido a entrada de resíduos sólidos e agrotóxicos, os quais afetam ainda mais a qualidade das águas do rio.
- A conscientização por parte dos agricultores de que o atual modelo de exploração agrícola precisa de mudanças mais que urgentes, pois, o uso excessivo e inadequado de agrotóxicos, tem sido a causa da perda da qualidade da água. Neste contexto, várias medidas devem ser implementadas em curto, médio e longo prazo, como a adoção por parte de instituições e entidades governamentais de um plano efetivo de educação ambiental, o qual contemple práticas agrícolas que conciliem as exigências ecológicas e a preservação da qualidade dos recursos hídricos com as necessidades de sustento dos agricultores.

- Fiscalização com maior rigor das fontes potenciais de poluição por atividades agrícolas e industriais.
- Promover cursos, seminários e encontros regionais interdisciplinares que discutam as questões ambientais nas bacias, e estabeleçam formas de intercâmbio e parcerias para a resolução de problemas, pois as medidas preventivas, como atividades de educação ambiental, são mais vantajosas econômica e ecologicamente, sendo mais viáveis quando comparadas às medidas mitigadoras. Segundo o FNMA – Fundo Nacional de Meio Ambiente (com. pessoal), os custos da implantação e manutenção de um reflorestamento giram em torno de R\$ 3.500,00 a 4.000,00/ha, enquanto os custos da implantação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), no município de São Carlos são cerca de R\$ 120,00 a 170,00/hab (SAEE, com. pessoal).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADACHI, A.; OKIAYU, M.; KOBAYASHI, T. (1998). Metal levels in rain water from Kobe city in Japan. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* No. 60. p. 892-897.

ADAMS, W. J. (1995). *Aquatic Toxicology Testing Methods*. In: HOFFMAN, D. J. ; RATTNER, B. A. ; BURTON, G. A. J. CAIRNS, J. J. Handbook of ecotoxicology. Boca Raton, Lewis Publishers. Cap. 13, p. 25-46.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); American Water Work Association; Water Control Federation (1995). *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*. 19 Ed. New York. 1268p.

ANDERSEN, J.M. (1976). An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Wat. Research*; 10: 329-331.

ARAGÃO, M.A. ; BURATINI, S. V. (2000). Caracterização da dureza das águas superficiais do estado de São Paulo. In: VI Encontro de ecotoxicologia. "Ecotoxicologia e desenvolvimento sustentável: Perspectivas para o século XXI". São Carlos. *Resumos*. São Paulo USP. p126.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TECNICA. (2003)a NBR 12713 Ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia* ssp (Cladocera, crustácea). 17p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TECNICA. (2003)b NBR 13373 Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia* ssp (Cladocera, crustácea). 12p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT (1968). *Análise granulométrica de solos*. 32p.

AZEVEDO, F. A. ; CHASIN, A. M. (2003). *Metais: Gerenciamento da toxicidade*. Ed. Atheneu. 554p.

BAILLIEUL, M.; BLUST, R. (1999). Analysis of the swimming velocity of cadmium-stressed *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*. No. 44, p. 245–254.

BAIRD, C. (2002). *Química Ambiental*. 2.ed. Porto Alegre. Ed. Bookman. 622p.

BARBOSA, D. S. (2003). *Limnologia do rio Uberaba (MG) e a utilização de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores das modificações ambientais*. Dissertação de mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 159 p.

BARRETO, A.S., (1999). *Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação das comunidades biológicas e na sua quantificação no sedimento e água*. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 276p.

BATALHA, B.H.L. (1998). Ameaça na Água. *Ciência Hoje*, vol.25, no. 145. p.28-34.

BINI, L. M. (2004). Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático completo. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. *Amostragem em limnologia*. p. 73-107. Ed. Rima.

BRANCO, S. M. (1999). A água, meio ambiente e saúde. In: REBOUÇAS , A.C.; BRAGA, B.& TUNDISI, J.G. *Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação*. São Paulo, Ed. Escrituras. Cap. 7, p . 227-274.

BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. (2003). A bacia hidrográfica: aspectos conceituais e caracterização geral da bacia do rio Mogi-Guaçu. In: *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. 1-13p.

BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, E. L. G; POVINELLI, J.; NOGUEIRA, A. M. N. (2003a). Caracterização física, química e biológica do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. p. 55-76.

BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, E. L. G; POVINELLI, J.; SILVA, M. R. C.; NOGUEIRA, A. M. N.; FILHO, V. A. (2003b). Caracterização física e química do sedimento do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. p. 77-84.

BRIGANTE, J; SILVA, M. R. C.; QUEIROZ, L. A.; COPPI, E. (2003c). Quantificação de metais na água e no sedimento do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. p. 85-120.

BRIGANTE, J; MERENGO, M. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G; VIEIRA, E. M. (2003d). Praguicidas nos sedimentos do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. p. 121-128.

BRONDI, S.H.G. (2000). *Determinação de multiresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do município de Araraquara: Ribeirão das Cruzes, Ribeirão das Anhumas e Córrego do Paiól*. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 133p.

BURATINI-MENDES, S. V. (2002). *Efeitos do meio de cultivo sobre a sobrevivência, reprodução e sensibilidade de Ceriodaphnia dubia*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 90 p.

BURTON, G. A. (1991). Assessment of freshwater sediment toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1585 -1627.

BURTON JR, G.A. ed. (1992). *Sediment toxicity assessment*. Chelsea, Lewis Publishers.

BURTON, G. A. JR.; SCOTT, K. J. (1992). Sediment toxicity evaluations: their niche in ecological assessments. *Environ. Sci. Technol.* V. 26. n. 11. p. 2068-2975.

BURTON, G. A. JR. (1999). Realistic assessment of ecotoxicity using traditional and novel approaches. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. V. 2, p.1-8.

BURTON, G.L., MACPHERSON, C. (1995). Sediment toxicity testing issue and methods. IN: HOFFMAN, D.J., et. al. *Handbook of ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers. Cap 5, p.70-103.

CHANDINI, T. (1989). Survival, growth and reproduction of *Daphnia carinata* (Crustacea: Cladocera) exposed to chronic cadmium stress at different food (*Chorella*) levels. *Environmental Pollution*. Vol. 60, p. 29-45.

CHAPMAN, D. (1992). *Water quality assessments*. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 1ª Ed. Editora. Chapman & Hall. 585 p.

CHAPMAN, G. A.; OTA, S.; RECHT, F. (1980). Effects of water hardness on the toxicity of metals to *Daphnia magna* (*Status report – Jan. 1980*). Draft. United States Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon.

CHAPMAN, P. M.; FARREL, M. A.; BRINKHURST, R. O. (1982). Relative tolerance of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. *Aquatic. Toxicol.* V. 2 p. 69-78.

CHINALIA, F.A. (1996). Caracterização e verificação da aplicabilidade do uso de populações de protozoários para avaliação da qualidade da água dos rios

Monjolinho e Jacaré-Guaçu, São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 101p.

CHOUERI, R. B. (2004). *Consumo e influência de exopolissacarídeos de Anabaena spiroides (Cyanophyceae) sobre a toxicidade e captura do cobre em Ceriodaphnia cornuta (Cladocera, Daphnidae)*. Dissertação de mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 87p.

CLARK, R. B. (1992) *Marine Pollution*. Claredon Press Oxford 3rd ed., 172p.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA TIETÊ/JACARÉ - CBH-TJ (2000). *Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Tietê - Jacaré "Relatório Zero"*, 319p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL-CETESB (1992). *Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. Séries manuais-junho 92. 17 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (2001). *Relatórios de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas do Estado de São Paulo*. Relatórios Ambientais. 232p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB - (2004). *Relatório da Qualidade das águas interiores do estado de São Paulo* CETESB, São Paulo 264 p.

CONAMA 20 - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução CONAMA 20 - 12/ junho de 1986. IN: *Coletânea De Legislação Ambiental Federal - Estadual*, 1991. Imprensa Oficial do Estado do Paraná.

CONAMA 357 - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução CONAMA 357 - 17/ março de 2005. IN: *Diário Oficial da União* – Seção 1, Nº 53. ISSN 1677-7042.

COONEY, J. D. (1995). Freshwater test. In: RAND, G.M., *Fundamentals of aquatic toxicology: effects environment fate, and risk assessment*. 2ª edição. ED. Taylor & Francis. Cap. 2. p. 71-98.

COSTA, J. B. (2001). *Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento de tributários do reservatório de Barra Bonita (médio Tiête superior-SP)*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 281 p.

CRISCUOLO, C.; VASCONCELOS, C.H. & SILVA, J.S.V. (2000). Uso e Ocupação da terra em 1965 e 1968. IN: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E. & ABDON, M.M. *A Bacia Hidrográfica do rio Monjolinho*. Cap.9, p 104-113.

DAHLM, C. N. (1981). Pathways and mechanisms for removal of dissolved organic carbon from leaf leachate in streams. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 38, 68-76.

DI TORO, D. M. ; ALLEN, H. E. ; BERGMAN, H. L.; MEYER, J. S.; SANTORE, R. C.; PAQUIN, P. R. (2000). *The biotic ligand model: A computational approach for assessing the ecological effects of copper and other metals in aquatic system*. International Copper Association, New York.

DI TORO, D. M. ; ZARBA, C. S.; HANSEN, D. J. ; BERRY, W. J.; SWARTZ, R. C. COWAN, C. E. ; PAVLOU, S. P. ALLEN, H. E. ; THOMAS, N. A. ; PAQUIN, P. R. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: p. 1541-1583.

DORES, E.F.G; FREIRE, E.M. L. (1999). Contaminação de Ambientes Aquáticos por pesticidas: via de contaminação e dinâmica, dos pesticidas no ambiente aquático. *R. Toxicol. E Meio Ambiente, Curitiba*, v.9, p. 1-18.

ESPÍNDOLA, E.L.G. (2000). O Rio Monjolinho: um estudo de caso. IN: ESPÍNDOLA, E.L.G; SILVA, J.S.V; MARINELLI, C.E & ABDON, M.M. *A Bacia Hidrográfica do rio Monjolinho*. Cap.3, p. 36-40.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; BRIGANTE, J. ; DORNFELD, C. B. (2003). Estudos ecotoxicológicos no rio Mogi-guaçu. In: BRIGANTE, J & ESPÍNDOLA, E. L. G. *Limnologia Fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu*. São Carlos: ed. Rima. p. 129-148.

ESTEVES, F. A. (1988). *Fundamentos de limnologia*. Ed. Interciência LTDA. Rio de Janeiro. 575 p.

EYSINK, G. J.; PADUA, H. B.; PIVA-BERTOLETTI, S. A. E.; MARTINS, M. C.; PEREIRA, D. N. (1988). Metais pesados no Vale do Ribeira e em Iguape-Cananéia. *Ambiente*, v. 2, no 1, p. 6-13.

FERNANDES JR, J. L. (1989). *Análise crítica e experimental do ensaio da granulometria pelo método do densímetro*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 150p.

FERRANTE, J. T. E. (1989). *Mapeamento geotécnico regional da bacia do Alto Jacaré - Guaçu-São Paulo, com base nas aplicações de técnicas de sensoriamento remoto e sistema geográfico de informação. Proposta metodológica*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, V 1. 183p.

FONSECA, A. L. (1997). *Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Piracicaba/SP através dos testes de toxicidade com invertebrados*. Tese de

doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 211p.

FRACÁCIO, R.; RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; PASCHOAL, C.M.R.B.; LIMA, D.; NASCIMENTO, A.P. & RODRIGUÊS, M.H. (2000). Abordagem ecotoxicológica. IN: ESPÍNDOLA, E.L.G.; SILVA, J.S.V.; MARINELLI, C.E. & ABDON, M.M. *A Bacia Hidrográfica do rio Monjolinho*. Cap.12, p. 150-162.

GERSICH, F. M. et al. (1986). The precision of daphnid (*Daphnia magna* Straus, 1820) static acute toxicity tests. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13:741-749.

GIESY, J. P.; HOKE, R. H. (1989). Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection and test design. *Journal of Great Lakes Research*, v. 15, n. 4, p. 539-569.

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M.. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. 2 ed. Oxford, Blackweel Scientific Publications (IBP, 8), 213p.

GUERESCHI, R.M., (1995). *Monitoramento biológico da bacia hidrográfica do rio Monjolinho pelo uso de invertebrados bentônicos*. Monografia de bacharelado. UFSCar, 54p.

GUILHERMINO, L.; SOBRAL, O.; CHASTINET, C.; RIBEIRO, R.; GONIALVES, F. SILVA, M. C.; SOARES, A. M. V. M. (1999). A *Daphnia magna* First-Brood Chronic Test: An Alternative to the Conventional 21-Day Chronic Bioassay? *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 42, p. 67-74.

GUILLARD, R. R. L.; LOREZEN, C. J. (1972). Yellow-green algae with chlorophyll. *J Phycol.* N.8, v1, p.10-14.

GULLEY, D. D. ; BOELTER, A. M. ; BERGMAN, H. L. (1994). Toxtat 3.4 Computer Program.

HAMILTON, M. ; RUSSO, R. C.; THURSTON, R.V. (1977). Trimmed Spearman Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environ. Sci. Tech.*, v. 11, p. 714-719.

HAURI, J. F.; HORNE, A. J. (2004). Reduction in labile copper in the 7-day Ceriodaphnia dubia toxicity test due to the interaction with zooplankton food. *Chemosphere* no. 56, p. 717–723.

HEUGENS, E. H. W.; JAGER, T.; CREYGHTON, R.; KRAAK, M. H. S.; HENDRIKS, A. J.; STRAALLEN, N. M. V.; ADMIRAAL, W. (2003). Temperature-Dependent Effects of Cadmium on Daphnia magna: Accumulation versus Sensitivity. *Environ. Sci. Technol.*, No. 37, p. 2145-2151.

HUTCHINSON, G. E. (1957). *A treatise on limnology*. Vol. 1, Geography, Physics and Chemistry. N.Y. John Wiley & Sons, 1015pp.

HYNES, H. B. (1970) *The ecology of running waters*. Liverpool: University press. 555p.

INGERSSOL, C. G. (1995). Sediment test. In: RAND, G. M. *Fundamentals of aquatic toxicology: effects environment fate, and risk assessment*. 2ª edição. ED. Taylor & Francis. Cap. 8. p.103-131.

JACKSON, J. (2002). Metais pesados e outras substâncias tóxicas inorgânicas. IN: MATSUI, S. Tradução: TUNDISI, J.G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*, vol 4: Gerenciamento de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios. Cap 5, p71-86.

KIM, S. D. (2002). Determination of copper binding affinity of *Ceriodaphnia dubia* using competition bioassay tests: Environmental significance. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* No. 68, p. 245-252.

KIM, S. D.; MA HUIZHONG; ALLEN, H. E.; CHA, D. K. (1999). Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia*: effect of complexation kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 18, no. 11, p. 2433-2437.

KLÜTTGEN, B. & RATE, H. T. (1994). Effects of different food doses on cadmium toxicity to *Daphnia magna*. *Environmental toxicology and Chemistry*. Vol. 13. No. 10. p. 1619-1627.

KOIVISTO, S.; KETOLA, M. & WALLS, M. (1992). Comparison of five cladoceran species in short-and long-term copper exposure. *Hydrobiologia* 248. p. 125-136.

KOROLEFF, F. (1976). Determination of nutrients. IN: GRASSOHOFF, K. ed. Methods of seawater analysis. *Verlag. Chemie. Weinheim*. p. 117-181.

LANÇAS, F.M. (1997). *Extração em fase sólida*. Apostila. Instituto de Química- Universidade de São Paulo. 53 p.

LAWS, E. A. (1993). *Aquatic pollution: an introductory text*. 2. ed. Interscience publication, John Wiley & sons, INC. New York.

LEBLANC, G. A. (1997). Basic of environmental toxicology. In HODGSON, E. ; LEVI, P. E. (EDS) A textbook of modern toxicology. Applenton & Lange, Sanford, Connecticut, USA 2nd ed. p. 389-405.

LEOPOLD, L. (1971). The hidrologic effects of urban land use. In: DETWYLER, T. R. *Man's impact on environment*. New York: McGraw-Hill. Cap. 6 p. 205-224.

LIMA, W P. (1986) *Princípios de Hidrologia Florestal para o Manejo de Bacias Hidrográficas*. Piracicaba. Departamento de Silvicultura, ESALQ-USP. 242p.

MACKERETH, S.J.H., HERON, J., TALLING, J.S. (1978). *Water analysis some revised methods for limnology*. Kendal, freshwater Biol. Assoc. Sci. Publ. 36., Wilson and Sons, 117p.

MARGALEF, R. (1983). *Limnologia*. Ed. Omega. 1010p.

MARINELLI, C.E; MORETTO, E.M; BRUCHA, G & LUCCA, J.V. (2000). *Limnologia*. IN: ESPÍNDOLA, E.L.G; SILVA, J.S.V; MARINELLI, C.E & ABDON, M.M. *A Bacia Hidrográfica do rio Monjolinho*. Cap.11, p. 133-149.

MASTIN, B. J.; RODGERS JR, J. H. (2000). Toxicity and Bioavailability of Copper Herbicides (Clearigate, Cutrine-Plus, and Copper Sulfate) to Freshwater Animals. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* No. 39, p. 445–451.

MASUTTI, M. B. (2004). *Distribuição e efeitos de cromo e cobre em ecossistemas aquáticos: uma análise laboratorial e "in situ"*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 360p.

MELETTI, P. C. (2003). *Avaliação da degradação ambiental por meio de testes de toxicidade com sedimento e de análises histopatológicas em peixes*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 209 p.

MENDES, A. J. S. (1998). *Avaliação dos impactos sobre a comunidade macrozoobentônica, no córrego do Monjolinho (São Carlos, SP)*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 106 p.

METCALFY & EDDY (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. McGraw – Hill, Inc.

MEYBECK, M. (1989). *Global freshwater quality: a first assessment*. Oxford World Health Organization/Blackwell. 306 p.

NADDY, R. B.; STUBBLEFIELD, W. A.; MAY, J. R.; TUCKER, S. A.; HOCKETT, J.R. (2002). The effect of calcium and magnesium ratios on the toxicity of copper to five aquatic species in freshwater. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, no. 2, p. 347-352.

NOGAWA, K. (1981). Itai-itai disease and follow-up studies. In: NRIAGU, J. O. (Ed.) *Cadmium in the environment*. New York. John Wiley. p. 1-37.

NUSCH, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Arch. Fur. Hydrobiol.*, V.14, p.14-36.

ODUM, E. P. (1983). *Ecologia*. Ed. Guanabara Koogan S. A. R. J. 433p.

O'KELLEY, J. C. (1974). Inorganic nutrients. In: STEWART, W. D. P. (Ed.) *Algal physiology and biochemistry*. Oxford. Blackwell Scientific Publications. 989p.

OLIVEIRA FILHO, E. C.; LOPES, R, M.; PAUMGARTTEN (2004). Comparative study on the susceptibility of freshwater species to copper-based pesticides. *Chemosphere* 56. 369-374p.

OLIVEIRA NETO, A. L. (2000). *Toxicidade de alguns metais pesados (Cd, Cr, Pb) em organismos planctônicos lacustres de região subtropical*. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 91p.

OLIVEIRA NETO, A. L.; BOTTA-PACHOAL, C. M. R. (2002). Sensibilidade do cladócea planctônico *Ceriodaphnia silvestrii* (Família Daphnidae) aos metais cádmio, cromo, e chumbo. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; BOTTA-PACHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA NETO, A. L. *Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI*. Ed. Rima. 537-543pp.

OLIVEIRA, J. B. ; PRADO, H. (1984). *Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo*. Quadricula de São Carlos. II Memorial descritivo Campinas: IAC. 188 p. (Boletim técnico).

PELÁEZ-RODRIGUES, M. (2001). *Avaliação da qualidade da água da Bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 145 p.

PEREIRA, A. M. M. ; SOARES, A. M. V. M. ; GONÇALVES, F. ; RIBEIRO, R. (1999). The chambers and test procedures for in situ toxicity testing with zooplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v 18. n. 9 p. 1956-1964.

PERES, A. C. (2002) *Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para avaliação da qualidade da água do Rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo*. (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 101p.

RAINBOW, P. S. & DALLINGER, R. (1991). Accumulation and effects of trace metals in freshwater invertebrates. In: DALLINGER R.,; RAINBOW, P. S. *Ecotoxicology of metal in invertebrates*. Boca Raton. Lewis Publishers. p. 119-131.

RAND, G. M. & PETROCELLI, S. R. (1985). *Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications*. Washington USA: Hemisphere Publishing, 666p.

RAND, G. M.; WELLS, P. G.; McCARTY, L. S. (1995). Introduction to aquatic toxicology. In RAND, G. M. *Fundamentals of aquatic toxicology: effects environment fate, and risk assessment*. 2ª edição. ED. Taylor & Francis. p. 3-67.

RATTNER, B. A. ; HEATH, A. C. (1995). Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates. In: HOFFMAN, D. J. ; RATTNER, B. A. ; BURTON, G. A. J. CAIRNS, J. J. eds. *Handbook of ecotoxicology*. 1ª ed. London, Lewis Publishers. Cap. 22. p. 519-546.

REINFELDER, J. R.; FISHER, N.S.; LUOMA, S. N.; NICHOLS, J.W.; WANG, W.X. (1998). Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. *The Science of the Total Environment*, vol. 219, p. 117-135.

RIETZLER, A. C.; VIEGAS, F. P. (2002). Avaliação da qualidade da água e sedimento da bacia da Pampulha (MG) utilizando teste de toxicidade com cladóceros. In: Série – Programa de Pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. *Recursos Hidroenergéticos: Usos, Impactos e Planejamento Integrado*. Ed. Rima. 177-189pp.

ROBINSON, K. A.; BAIRD, D. J.; WRONA, F. J. (2003). Surface metal adsorption on zooplankton carapaces: implications for exposure and effects in consumer organisms. *Environmental Pollution* 122 159–167.

RODGHER, S. (2001). *Estudos ecotoxicológicos e limnológicos nos reservatórios em cascata no médio e baixo rio Tiête: uma análise espacial e temporal*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 213 p.

SALAMI, L. N. B. (1996). *Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico e químicas no rio Monjolinho*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 135p

SANTOS, M. A. P. F. (2004). *Influência de substâncias húmicas nas características bionômicas, toxicidade e bioacumulação de cobre por Ceriodaphnia silvestrii Daday (Crustácea, Cladocera)*. Dissertação de mestrado

- Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 118p.

SCHAMPHELAERE, K.A.C.; UNAMUNO, V.I.R.; TACK, F.M.G.; VANDERDEELEN, J.; JANSSEN, C.R. (2005). Reverse osmosis sampling does not affect the protective effect of dissolved organic matter on copper and zinc toxicity to freshwater organisms. *Chemosphere*, vol. 58 p. 653–658.

SÉ, J. A. S. (1992). *O rio Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos. Um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação, planejamento e gerenciamento ambientais a longo prazo*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 381p.

SECO GORDILLO, J. I.; FERNÁNDEZ PEREIRA, C.; VALE PARAPAR, J. F. (1998). Evaluación de la ecotoxicidad aguda de metales pesados con *Daphnia magna* Straus. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 1 (1) p. 3-12.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SMA. (1997). *Gestão das águas: 6 anos de percurso*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente/ Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras. CETESB/DAEE. São Paulo: SMA. 128 p. (texto; mapas).

SILVA, A.C; BATTISTELLE, R.A.G & CABRAL, N.R.A.J. (2000). Clima. IN: ESPÍNDOLA, E.L.G; SILVA, J.S.V; MARINELLI, C.E & ABDON, M.M. *A Bacia Hidrográfica do rio Monjolinho*. Cap.6, p. 60-76.

SILVÉRIO, P.F. (1999). *Partição, Biodisponibilidade e Toxicidade de Metais Pesados a Organismos Bentônicos em Sedimentos*. São Carlos. Dissertação (Mestrado). Departamento de Química – Universidade Federal de São Carlos. 78p.

SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISES DE DADOS – SEADE (2004). *Perfil Municipal: Estabelecimentos cadastrados no Ministério do Trabalho*. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/>>. Acesso em: 27/02/2005.

SORENSEN, E. M. B. (1991). *Metal poisoning in fish*. Boca Raton, Press, 322p.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. & RODRIGUES, G. S. (1998) Uso de agrotóxicos nas diferentes regiões brasileiras subsídio para a geomedicina. *R. Toxicol. E Meio Ambiente, Curitiba*, v.8, p. 111-126.

STRICKLAND, J. D. & PARSON, T. R. (1960). A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res, Can.*, v. 125, p. 1-185.

STUHLBACHER, A.; BRADLEY, M.C.; NAYLOR, C.; CALOW, P. (1993). Variation in the development of cadmium resistance in *Daphnia magna* Straus: effect of temperature, nutrition, age and genotype. *Environmental Pollution*. Vol. 80. p. 153-158.

SUEDEL, B. C.; RODGERS JR, J. H.; DEEVER, E. (1997). Experimental Factors That May Affect Toxicity of Cadmium to Freshwater Organisms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, p. 188–193.

TAKASUSUKI, J. (2000). Efeito do pH na toxicidade do cobre em *Prochilodus scrofa* (Steindachner, 1881): Avaliação morfológica, fisiológica e metabólica. Tese de doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 103p.

TEIXEIRA, C., TUNDISI, J.G., KUTNER, M.B. (1965). Plankton studies in mangrove environmental. II. The standing stock and some ecological factors. *Bol. Inst.Oceanogr.*, v. 24. p. 23-41.

TONISSI, F. B. ; ESPÍNDOLA, E. L. G. ; DORNFELD, C. B. ; PAMPLIN, P. A. Z. ; FONSECA, A. L. ; MELLETI, P. ; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R. ; ROCHA, O.

(2004). Estudos ecotoxicológicos no reservatório de Salto Grande (Americana, SP), utilizando organismos bentônicos, zooplancônicos e peixes. In: ESPÍNDOLA, L. G. ; LEITE, M. A. ; DORNFELD, C. B. *Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): Caracterização, Impactos e Propostas de Manejo*. Ed. Rima. p. 315-337.

TRINDADE, M. (1980). *Nutrientes em sedimento da represa do Lobo (Brotas/Itirapina, SP)*. São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos. 219p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMMEE - UNEP. (1992). *Chemical pollution: a global overview*. Geneva 105 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US. EPA) (1998). *Reregistration Eligibility Decision (RED) Document; Product Chemistry Considerations*.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US. EPA). (1999). *Toxicological Review. Cadmium and Compounds*. (CAS No. 7440-43-9). 108p.

VALENTIN, J. L. (1995). Agrupamento e ordenação. In: PERES NETO, P. R. ; VALENTIN, J. L. ; FERNANDEZ, F. A. S. *Tópicos em tratamento de dados biológicos*. *Oecologia Brasiliensis*, v 2. p. 27-55.

VERSTEEG, D. J.; STALMANS, M.; DYER, S. D.; JANSEN, C. (1997). *Ceriodaphnia e Daphnia: a comparison of their to xenobiotics and utility as a test species*. *Chemosphere*, 34 (4) p. 869-892.

VIGANÓ, L. ; ARILLO, A. ; BUFFAGNI, A. ; CAMUSSO, M. ; CIANNARELLA, R. CROSA, G. ; FALUGI, C. ; GALASSI, S. ; GUZELLA, L.; LOPEZ, A. ; MINGAZZINI, M. ; PAGNOTTA, R. ; PATROLECCO, L. ; TARATARI, G. ;

VALSECCHI, S. (2003). Quality assessment of bed sediment of the Pó river (Italy). *Water Res.*, v. 37. p 501-518.

WELTENS, R.; GOOSSENS, R.; VAN PUYMBROECK, S. (2000). Ecotoxicity of Contaminated Suspended Solids for Filter Feeders (*Daphnia magna*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* No. 39, p. 315–323.

WETZEL, R. G. ; LIKENS, G. E. (1991). *Limnological analysis*. 2^a ed. New York: W. B. Saunders Company , Springe Verlag. 391p.

WINNER, R. W. & WHITFORD, T. C. (1987). The interactive effects of cadmium stress, a selenium deficiency and water temperature on the survival and reproduction of *Daphnia magna* Straus. *Aquatic. Toxicol.* No. 120. p. 217-224.

WISLER, C. O. & BRATER, E. F. (1964). *Hidrologia*. Trad. Leonino Junior. Sedegra, Rio de Janeiro. 484 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO (1992). *Cadmium : environmental aspects*. (Environmental Health Criteria, 135). I Series. ISBN 92 4 157135 7. ISSN 0250-863X

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO (1998). *Copper*: (Environmental Health Criteria, 200) ISBN 92 4 157200 0. ISSN 0250-863X.

ZAGATTO, P. A. (1986). *Faixa de sensibilidade de Daphnia similis*. São Paulo, Cetesb.

ZAGATTO, P. A. (1988). Sensibilidade de *Daphnia similis*: controle de qualidade de culturas. *Ambiente*. Vol. 2. p 79-82.

ZAMBRONE, F. A. D. (1986) Perigosa família In: Agrotóxicos. *Ciência hoje* v. 4 n. 22 p 44-47.

Tabela 1– Precipitação pluviométrica diária dos meses de janeiro de 2003 até dezembro de 2004.

Dias	Meses																							
	jan/03	fev/03	mar/03	abr/03	mai/03	jun/03	jul/03	ago/03	set/03	Out/03	nov/03	dez/03	jan/04	fev/04	mar/04	abr/04	mai/04	jun/04	jul/04	ago/04	set/04	out/04	nov/04	dez/04
1	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	64.4	11.2	8.3	4.5	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0
2	0.0	0.0	0.0	0.0	7.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23.5	0.4	5.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	6.5	0.0	0.0
3	21.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	30.8	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.0	17.5	0.0	18.8
4	50.4	0.0	1.6	0.4	0.0	2.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.3	0.0	1.1	21.2	0.0	0.0	14.1	0.0	0.0	0.0	4.7	0.0	1.9
5	5.3	0.0	0.0	29.3	32.9	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.3	0.0	25.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
6	16.6	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1	4.1	0.0	0.0	0.0	12.3	10.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2
7	0.0	0.0	8.5	2.3	0.0	0.0	0.0	4.0	0.0	0.0	1.4	37.0	28.5	0.0	2.9	4.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
8	0.0	1.9	5.6	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	2.0	4.6	7.2	0.8	0.0	13.0	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
9	0.0	0.2	35.8	0.2	0.0	13.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	26.2	47.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	14.0
10	0.0	0.0	0.6	1.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.9	4.0	0.0	2.5	9.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.1
11	5.1	0.0	12.0	0.0	0.0	0.0	4.2	0.0	0.0	22.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
12	30.6	0.0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.5	9.5	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.1	0.0
13	1.1	8.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.5	0.3	0.3	19.7	0.0	0.0	1.8	13.6	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0
14	3.6	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.8	55.5	1.9	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	14.1	0.0	0.0
15	0.0	12.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.8	6.7	17.5	14.9	8.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.0
16	0.0	2.0	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17.2	47.2	0.0
17	10.5	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	21.5	15.1	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0	0.0	0.5	0.0	0.0	16.7	0.8	0.4
18	24.4	4.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	56.1	0.0	0.0	0.0	21.5	0.0	0.9	0.0	0.2	0.0	0.0	2.8	0.5	13.7
19	0.0	26.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	9.1	0.0	28.6	6.2	31.2	0.0
20	5.3	0.0	3.9	28.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	21.3	0.0	0.0	31.7	0.0	0.0	0.0	0.0	10.0
21	128.1	1.3	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	11.7	0.0	0.3	0.0	0.0	5.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
22	36.4	13.1	4.0	30.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.4	0.0	7.6	0.0	41.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
23	12.3	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	9.5	0.0	32.1	0.0	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
24	77.6	0.0	0.0	0.0	17.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.6	0.0	41.8	4.6	0.0	0.0	23.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
25	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	2.8	0.0	0.0	20.2	0.0	2.2	22.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
26	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.6	0.0	0.0	0.0	0.0	84.0	14.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.9	17.3	0.0	*
27	22.8	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	7.3	23.0	0.0	28.3	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3	*
28	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.2	0.8	1.8	20.5	8.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	26.2	*
29	16.3	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	12.5	0.0	0.0	8.5	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	39.2	*
30	8.8	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.3	*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	*
31	3.6	*	0.0	*	0.0	*	0.0	0.0	*	0.0	*	0.0	13.5	*	0.0	*	3.0	*	0.0	0.0	*	0.0	*	*

APÊNDICE – A
VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

TABELA 1 - Valores de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica obtidos no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Temperatura (° C)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	18,6	21,7	20,4	21	19,1
2	21,3	22	25,2	23	16,9
3	20,9	21,2	22,4	22,3	19,3
4	21,8	20,6	22,8	21,7	19
5	19,1	19,5	22,9	21,1	15,6
6	20,4	18,4	24	20,6	13,6
Oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	7,87	6,48	8,07	8,83	6,62
2	6,31	2,7	3,29	7,52	6,17
3	4,38	4,66	6,54	7,48	6,77
4	6,15	6,7	6,46	4,07	6,78
5	3,59	3,66	1,56	4,29	4,32
6	7,03	7,08	7,11	8,03	7,96
pH	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	5,65	6,13	4,77	5,29	6,25
2	5,76	6,63	5,54	5,93	6,72
3	6,97	6,69	6,56	6,15	6,26
4	7,42	6,95	6,92	6,48	6,59
5	7,12	6,65	6,82	6,49	6,13
6	7,14	6,7	7,35	6,2	6,28
Cond. elétrica (μS.cm⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	10	8	8	8	11
2	47	58	57	34	57
3	77	111	71	33	88
4	138	111	106	68	114
5	165	159	185	115	180
6	179	168	156	116	192

TABELA 2 - Valores de material em suspensão total (MST), material em suspensão orgânico (MSO) e material em suspensão inorgânico (MSI) obtidos no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

MST (mg.L⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta		jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1		2,35	2,46	3,56	2,36	1,93
2		20,70	6,53	9,13	5,48	1,45
3		7,59	4,63	17,16	3,70	1,90
4		31,67	8,75	22,25	29,41	8,41
5		46,95	12,90	60,46	11,98	20,31
6		15,58	39,80	31,91	13,05	25,11
MSO (mg.L⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta		jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1		1,01	1,65	1,48	1,83	1,02
2		5,40	3,37	3,53	3,90	6,57
3		4,53	5,22	5,12	2,80	5,60
4		9,03	5,30	10,15	8,28	5,63
5		23,35	11,60	26,44	5,33	10,48
6		8,90	13,53	8,88	4,95	10,15
MSI (mg.L⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta		jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1		1,34	0,82	2,08	0,53	0,92
2		15,30	3,17	5,60	1,58	4,88
3		3,06	1,30	12,05	0,90	6,30
4		22,63	3,45	12,10	21,13	2,78
5		23,60	15,97	34,02	6,65	9,83
6		6,68	26,27	23,03	8,10	14,97

TABELA 3 - Valores de nitrogênio orgânico total, nitrato, nitrito e íon amônio obtidos no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

N. orgânico total (mg. L ⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04	
1	0,23	0,70	0,02	0,28	0,47	
2	0,61	0,37	0,26	0,79	0,79	
3	0,84	1,77	0,48	0,42	1,17	
4	1,26	2,38	10,57	1,03	1,68	
5	3,50	4,43	2,00	2,94	4,71	
6	4,01	4,57	0,34	3,55	5,51	
Nitrato (µg. L ⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04	
1	164,98	131,34	104,3	86,887	108,27	
2	166,93	163,72	282,57	121,06	131,27	
3	317,47	466,8	1146,6	196,03	548,28	
4	810,08	2291,1	1823	641,97	1040,3	
5	180,07	347,53	64,018	207,99	262,12	
6	110,91	212,21	214,74	197,23	129,09	
Nitrito (µg. L ⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04	
1	2,19	2,29	2,30	3,92	2,87	
2	2,55	4,52	20,47	11,47	9,68	
3	32,23	29,80	100,47	12,95	63,00	
4	125,89	174,50	246,94	53,24	66,49	
5	31,05	82,76	11,92	46,27	49,90	
6	38,32	61,94	105,69	78,78	40,92	
Íon amônio (µg. L ⁻¹)		Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04	
1	31,89	278,52	1815,40	24,17	38,88	
2	151,29	313,15	432,98	103,68	110,56	
3	1496,70	1226,90	1970,30	133,76	430,12	
4	1110,80	1446,20	88,14	469,41	817,44	
5	1819,20	2389,60	29,80	1597,80	1735,40	
6	2218,60	2668,00	217,06	2453,80	1701,20	

TABELA 4 - Valores de fósforo total, fosfato total dissolvido e fosfato inorgânico obtidos no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Fósforo total ($\mu\text{g. L}^{-1}$)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	18,00	46,52	61,38	58,38	25,48
2	97,61	67,79	87,40	108,47	146,65
3	284,11	197,65	116,95	116,77	204,57
4	271,40	480,58	288,47	235,60	243,88
5	682,56	787,37	632,88	644,09	868,37
6	615,27	747,52	603,63	464,95	556,30
F. total dissolvido ($\mu\text{g. L}^{-1}$)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	6,12	13,56	15,80	19,02	15,80
2	14,98	22,79	33,32	19,23	51,43
3	167,98	124,78	48,69	21,61	86,60
4	92,36	326,05	187,26	62,10	171,72
5	241,25	387,58	250,18	405,41	498,53
6	357,96	250,60	399,93	273,76	348,58
Fosfato inorgânico ($\mu\text{g. L}^{-1}$)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	5,22	7,50	12,00	16,27	6,64
2	10,16	13,47	20,53	11,01	34,81
3	150,45	98,97	32,89	15,67	58,01
4	74,69	249,70	121,94	47,50	121,47
5	233,99	341,77	180,14	353,28	440,97
6	355,10	176,31	343,44	22,70	318,99

TABELA 5 - Valores de cloreto, sulfeto, sulfato e demanda química de oxigênio (DQO) obtidos no rio Monjolinho, durante o período de estudo.

Cloreto (mg. L⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	0,04	0,5	0,1	0,4	0,3
2	4,5	5,2	6,5	2,7	4,8
3	5,3	4,0	2,7	2,2	5,3
4	11,6	6,4	5,6	6,8	5,1
5	14,9	15,5	15,2	10,9	15
6	12,1	16,9	16,6	10,3	14,2
Sulfeto (mg. L⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	0,006	0,003	0,008	0,008	0,004
2	0,01	0,004	0,005	0,006	0,008
3	0,01	0,004	0,003	0,006	0,015
4	0,037	0,006	0,006	0,046	0,007
5	0,036	0,024	0,027	0,021	0,013
6	0,032	0,019	0,019	0,019	0,015
Sulfato (mg. L⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	2	6	5	5	3
2	7	5	7	5	6
3	6	4	9	4	7
4	12	6	9	15	9
5	17	23	32	15	18
6	16	23	18	14	18
DQO (mg. L⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	0	9	*	1	0
2	0	8	*	6	9
3	2	15	42	4	3
4	12	18	20	22	7
5	45	33	34	15	25
6	45	30	35	28	28

* Amostra não analisada

TABELA 6 – Valores dos metais, cromo, cádmio, cobre, zinco, manganês e ferro analisados na água do rio Monjolinho durante o período de estudo.

Estações de coleta	Metais analisados					
julho de 2003	Cr ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Zn (mg.L^{-1})	Mn (mg.L^{-1})	Fe (mg.L^{-1})
1	8,00	0,40	19,20	0,028	0,024	0,581
2	4,40	1,20	13,60	0,017	0,070	1,772
3	3,60	1,20	18,40	0,027	0,072	2,134
4	6,40	2,00	22,00	0,038	0,168	4,018
5	8,40	0,00	21,20	0,064	0,201	5,089
6	8,40	4,00	29,60	0,064	0,339	6,997
outubro de 2003						
1	5,04	nd	3,36	0,022	0,029	5,451
2	1,24	nd	0,71	0,024	0,099	2,058
3	0,70	0,02	5,72	0,018	0,049	2,446
4	1,69	0,26	12,57	0,034	0,098	3,742
5	2,83	0,15	8,73	0,014	0,172	8,127
6	4,90	0,87	19,09	0,039	0,228	13,814
janeiro de 2004						
1	1,39	0,31	0,51	0,000	0,028	0,348
2	1,50	0,27	nd	0,000	0,084	1,063
3	0,83	0,40	nd	0,025	0,048	1,280
4	0,52	0,12	nd	0,035	0,064	2,411
5	6,32	2,21	9,37	0,005	0,189	3,053
6	1,93	1,21	8,65	0,019	0,208	4,198
abril de 2004						
1	2,10	0,00	0,00	0,003	0,009	0,124
2	0,45	0,18	0,00	0,002	0,007	0,112
3	1,05	0,00	0,00	0,002	0,007	0,170
4	9,10	0,42	4,92	0,005	0,008	0,342
5	5,97	0,34	2,22	0,004	0,012	0,310
6	4,45	0,35	1,74	0,005	0,022	0,415
julho de 2004						
1	1,82	0,10	19,57	0,004	0,005	0,042
2	1,38	0,15	9,74	0,004	0,007	0,151
3	2,56	0,35	21,83	0,007	0,008	0,265
4	1,65	0,51	18,36	0,006	0,009	0,013
5	0,22	0,62	33,62	0,008	0,020	0,284
6	3,00	0,93	31,92	0,010	0,032	0,526

ND: valor não detectável.

TABELA 7 – Valores dos coliformes fecais analisados na água do rio Monjolinho durante o período de estudo.

C. fecais (NMP.100 mL ⁻¹)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	648	73.3	143.9	49.4	10.9
2	2.560	2.090	1.630	71.200	2.010
3	32.700	4.220	17.790	145.000	3.410
4	74.000	100.000	4.100	163.100	25.600
5	100.000	121.000	50.000	318.000	40.800
6	20.000	10.000	50.400	59.100	8.500

TABELA 8 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no rio monjolinho, durante o período de coleta de julho de 2003.

Variáveis	Componente principal I	Componente principal II
Cromo	0,312	-0,914
Temperatura	0,248	0,861
Zinco	0,835	-0,537
DQO	0,910	-0,388
Cloreto	0,934	0,283
Nitrogênio total	0,930	-0,257
Íon amônio	0,935	0,251
Manganês	0,909	-0,220
Fosfato total	0,957	0,200
Sulfeto	0,894	-0,188
Nitrito	0,832	0,178
Vazão	0,915	-0,173
pH	0,904	0,129
Fosfato total dissolvido	0,939	0,097
Condutividade	0,996	0,057
Fosfato inorgânico	0,933	0,046
Sulfato	0,958	-0,027
ferro	0,987	-0,008
Total de variância explicada	73,278	16,981
Total	90,259	

TABELA 9 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água do rio Monjolinho, durante o período de coleta de outubro de 2003.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
OD	0,302	-202	0,923
Cobre	0,863	0,063	0,492
Cloreto	0,886	0,139	-0,411
Nitrato	0,301	0,837	0,400
Cromo	0,293	-0,844	0,340
Sulfeto	0,863	-0,246	-0,302
Manganês	0,886	-0,240	-0,302
Condutividade	0,884	0,351	-0,253
Cádmio	0,830	-0,284	0,218
Sulfato	0,850	-0,425	-0,207
MSO	0,959	-0,174	-0,206
Ferro	0,757	-0,608	0,185
Nitrito	0,825	0,528	0,174
MSI	0,879	-0,431	-0,170
pH	0,557	0,727	-0,120
Nitrogênio T	0,971	0,044	0,089
DQO	0,967	-0,018	-0,059
Fosfato TD	0,889	0,441	0,056
Temperatura	-0,969	0,236	-0,043
Íon amônio	0,951	0,240	0,040
Fosfato I	0,876	0,458	0,039
Vazão	0,912	-0,325	0,029
Fosfato T	0,966	0,245	0,014
MST	0,809	-0,416	-0,006
Total de v. explicada	69,223	17,463	8,217
Total		94,903	

TABELA 10 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água do rio Monjolinho, durante o período de coleta de janeiro de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Clorofila	0,448	-0,331	-0,782
Temperatura	0,403	0,201	-0,781
DQO	0,720	0,448	0,480
Cloreto	0,901	0,100	-0,377
Íon amônio	-0,832	0,076	0,255
Cádmio	0,824	-0,488	0,213
Zinco	0,243	0,927	0,212
MSI	0,963	-0,147	0,190
MST	0,934	-0,195	0,184
Manganês	0,913	-0,227	-0,168
MSO	0,848	-0,257	0,167
Sulfato	0,938	-0,274	0,153
Cobre	0,833	-0,426	0,124
Sulfeto	0,840	-0,514	0,117
Nitrito	0,346	0,930	-0,110
Ferro	0,945	0,269	-0,108
Condutividade	0,968	0,194	-0,080
Cromo	0,635	-0,742	0,077
Vazão	0,948	0,134	0,056
pH	0,837	0,537	0,056
Fosfato TD	0,942	0,269	-0,052
Nitrato	-0,218	0,960	-0,032
Fosfato T	0,982	0,093	0,023
Fosfato I	0,940	0,235	-0,020
Total de v. explicada	64,442	21,580	7,919
Total		93,941	

TABELA 11 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados na água do rio Monjolinho, durante o período de coleta de abril de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Temperatura	-0,516	-0,854	0,069
Fosfato I	0,645	-0,083	0,759
Manganês	0,786	0,358	-0,504
DQO	0,952	0,025	-0,306
Cromo	0,857	0,383	0,296
Ferro	0,957	0,065	-0,283
Vazão	0,896	-0,363	0,256
Nitrito	0,968	-0,146	-0,206
Sulfeto	0,959	0,222	0,177
Cobre	0,982	0,120	0,146
Fosfato TD	0,986	0,091	0,136
Sulfato	0,967	0,224	0,124
Nitrato	0,721	-0,683	-0,118
Íon amônio	0,983	-0,145	-0,113
MSI	0,983	0,147	-0,109
Fosfato T	0,987	-0,125	0,098
MSO	0,991	-0,105	0,077
pH	0,788	-0,612	0,067
Nitrogênio T	0,993	0,107	-0,054
MST	0,996	0,071	-0,054
Zinco	0,901	0,431	0,047
Condutividade	0,989	-0,147	-0,034
Cádmio	0,988	0,155	0,016
Cloreto	0,984	-0,177	-0,016
Total de v. explicada	82,976	11,364	5,660
Total		100	

TABELA 12 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no rio Monjolinho, durante o período de coleta de julho de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Cromo	-0,152	-0,542	0,822
OD	-0,139	-0,551	0,780
Nitrato	0,113	0,830	0,539
Nitrito	0,737	0,511	0,436
Temperatura	-0,798	0,500	0,286
DQO	0,940	-0,088	-0,257
Sulfeto	0,811	-0,068	0,242
Cádmio	0,938	-0,038	0,202
Zinco	0,954	-0,133	0,194
MSO	0,960	0,037	-0,185
Íon amônio	0,944	0,261	0,155
Sulfato	0,983	0,023	-0,127
Nitrogênio T	0,966	-0,071	-0,107
MST	0,963	-0,214	-0,080
Condutividade	0,981	0,167	0,075
Vazão	0,940	-0,186	-0,058
Ferro	0,802	-0,480	0,054
Fosfato T	0,958	0,254	-0,048
Cloreto	0,964	0,140	-0,036
Fosfato TD	0,961	0,251	-0,023
Fosfato I	0,969	0,228	-0,023
MSI	0,917	-0,376	-0,005
Manganês	0,895	-0,403	-0,002
Total de v. explicada	74,195	11,934	9,126
Total		95,255	

TABELA 13 - Valores da granulometria do sedimento, durante o período de estudo.

Estações de coleta	Granulometria					
julho de 2003	PMF	AG	AM	AF	S+A	Metodologia
1	3,03	22,13	42	32,71	0,13	peneiramento
2	0	22,3	56,7	4,1	17,5	densímetro
3	20,77	32,94	33,62	12,34	0,15	peneiramento
4	2,65	46,32	38,03	12,1	0,9	peneiramento
5	0	1,8	73,2	7,4	16,8	densímetro
6	0	0	6,2	64,1	29,7	densímetro
outubro de 2003						
1	1,93	14,75	37,63	45,27	0,42	peneiramento
2	0	3,6	26,4	50,3	18,9	densímetro
3	1,42	72,23	25,84	0,47	0,04	peneiramento
4	0,33	18,23	57,53	23,71	0,2	peneiramento
5	0,04	8,72	42,56	48,4	0,28	peneiramento
6	0	11	24,7	48	16,3	densímetro
janeiro de 2004						
1	0,29	18,26	50,25	30,97	0,21	peneiramento
2	0	2,5	51	36,2	10,3	densímetro
3	16,88	35,53	39,48	8,05	0,05	peneiramento
4	5,24	32,08	45,91	16,27	0,46	peneiramento
5	3,11	10,48	37,37	48,97	0,04	peneiramento
6	0	0	35	58,5	5,3	densímetro
abril de 2004						
1	0,06	5,23	47,74	46,75	0,2	peneiramento
2	1,9	16,8	51,3	9	21	densímetro
3	9	41	32,7	3,6	13,8	densímetro
5	0,004	0,486	19,69	79,33	0,47	peneiramento
6	0	3,3	89,8	4,1	2,8	densímetro
julho de 2004						
1	0	0,66	6,08	92,88	0,38	peneiramento
2	0	0	0	55	45	densímetro
3	3,06	1,16	2,58	87,86	5,34	peneiramento
4	1,18	2,14	8,46	82,62	5,6	peneiramento
5	0,12	0,44	1,24	83,5	14,7	peneiramento
6	0	25	63	1	11	densímetro

PMF - Pedregulho muito fino; AMG - Areia muito grossa; AG - Areia grossa; AM - Areia média; AF - Areia fina; AMF - Areia muito fina; S + A - silte + argila.

Obs.: Na estação 4, durante o período de coleta de abril, não foi coletado sedimento.

TABELA 14 - Valores de matéria orgânica, fósforo total e nitrogênio orgânico total do sedimento, durante o período de estudo.

Matéria orgânica (%)	Período amostral				
Estações de coleta	jul/03	out/03	jan/04	abr/04	jul/04
1	0,4	0,39	0,19	0,21	0,20
2	2,15	2,62	0,63	3,53	13,27
3	0,31	0,06	0,18	1,65	2,00
4	5,5	0,17	0,35	*	2,60
5	1,04	0,13	0,14	0,34	1,66
6	4,95	3,49	0,61	0,64	1,87
Fósforo total ($\mu\text{g.g}^{-1}$)					
1	58,78	17,53	35,92	16,85	316,79
2	198,76	396,75	174,17	478,81	233,88
3	124,22	74,56	64,66	243,66	312,48
4	168,94	33,92	97,00	*	253,51
5	349,51	21,62	52,68	162,68	190,23
6	649,35	794,60	294,29	469,29	998,7
N. orgânico total (%)					
1	0,035	0,007	0,005	0,014	0,002
2	0,082	0,063	0,028	0,166	0,019
3	0,021	0,007	0,012	0,056	0,008
4	0,021	0,009	0,026	*	0,020
5	0,044	0,007	0,007	0,028	0,038
6	0,128	0,257	0,037	0,040	0,058

* Amostra não coletada.

TABELA 15 - Valores do potencial redox e temperatura do sedimento obtidos durante o período de estudo.

Estações de coleta	Parâmetro	
Julho de 2003	P. Redox (mV)	Temperatura (° C)
1	269	21
2	-201	22
3	-45	22
4	-164	23
5	-143	20
6	-189	25
Outubro de 2003		
1	130	21
2	-177	21
3	-77	21,5
4	-150	22
5	26	22
6	-192	21
Janeiro de 2004		
1	22	16
2	-1	16
3	-1	14
4	9	20
5	31	16
6	5	16
Abril de 2004		
1	270	24
2	-194	25
3	16	25
4	-150	25
5	*	*
6	-169	25
Julho de 2004		
1	237	22
2	-150	21
3	238	21
4	-0,86	21
5	-157	21
6	-147	21

* Amostra não coletada.

TABELA 16 - Valores dos metais, cromo, cobre, cádmio, zinco, manganês e ferro analisados no sedimento do rio Monjolinho durante o período de estudo.

Estações de coleta	($\mu\text{g.g}^{-1}$)			(mg.kg^{-1})		
Julho de 2003	Cr	Cu	Cd	Zn	Mn	Fe
1	0,080	0,397	0,0070	0	0	0
2	4,002	9,519	0,0399	136	368	3.595
3	0,050	0,500	nd	35	75	786
4	0,434	10,647	0,0409	69	240	1.979
5	0,547	7,042	0,0287	98	206	778
6	1,710	13,547	0,0491	1	4	0
Outubro de 2003						
1	nd	0,328	nd	0	10	0
2	4,504	13,876	0,031	486	573	109.360
3	0,192	2,813	nd	42	127	3.593
4	0,133	3,493	0,003	85	162	2.046
5	0,134	1,730	dn	64	65	2.022
6	2,802	27,719	0,087	1.328	2.470	191.960
Janeiro de 2004						
1	0,068	0,392	0,032	0	0	0
2	2,318	10,398	nd	195	86	8.560
3	0,350	1,605	nd	62	80	7.593
4	0,136	6,753	nd	116	229	6.299
5	0,053	1,297	nd	37	67	2.612
6	0,858	8,466	nd	185	610	0
Abril de 2004						
1	0,056	0,258	0,00005	0,125	0,25	2,05
2	1,270	5,486	0,058625	6,825	19,85	286,875
3	2,531	1,695	0	0,825	1,825	20,6
4	*	*	*	*	*	*
5	0,164	0,665	0	0,825	0,925	33,825
6	0,679	3,432	0,014725	1,875	4,75	116,025
Julho de 2004						
1	0,606	4,497	0,039	1,025	0,675	44,725
2	33,373	21,893	0,136	7,825	12,375	892,575
3	0,433	9,383	0,087	1,625	1,375	90,525
4	0,475	13,049	0,088	3,725	8,125	244,7
5	0,246	8,099	0,064	2,900	2,925	122,75
6	0,143	4,851	0,052	2,350	4,45	180,95

ND: valor não detectável; * amostra não coletada.

TABELA 17 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados do rio Monjolinho, durante o período de coleta de julho de 2003.

Variáveis	Componente P I	Componente P II
Areia média	0,361	0,892
Fosfato total	0,496	-0,777
Areia fina	-0,686	-0,724
Cádmio	0,663	-0,705
Cobre	0,798	-0,594
P. Redox	-0,785	0,546
Ferro	0,893	0,427
Zinco	0,937	0,348
Manganês	0,970	0,236
Total de v. explicada	57,315	38,127
Total	94,442	

TABELA 18 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no do rio Monjolinho, durante o período de coleta de outubro de 2003.

Variáveis	Componente P I	Componente P II
P. redox	-0,117	-0,948
Areia fina	0,616	-0,786
Areia grossa	-0,590	0,777
Pedregulho médio fino	-0,751	0,661
Temperatura	-0,873	-0,404
Fosfato total	0,937	0,342
Manganês	0,938	0,239
Cobre	0,974	0,182
Ferro	0,983	0,152
N. orgânico total	0,917	0,107
Cromo	0,951	0,047
Zinco	0,988	-0,031
Silte e argila	0,984	-0,016
Matéria orgânica	1,000	0,007
Total de v. explicada	74,499	21,186
Total	95,635	

TABELA 19 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no sedimento do rio Monjolinho, durante o período de coleta de janeiro de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Ferro	-0,043	0,838	0,430
Pedregulho m. fino	-0,591	0,754	-0,068
Areia média	-0,027	-0,287	0,940
Cromo	0,858	-0,004	0,336
Areia grossa	-0,771	0,0452	0,308
Fosfato total	0,961	0,116	-0,222
Silte e argila	0,946	-0,182	0,218
Zinco	0,722	0,666	-0,151
N. orgânico total	0,916	0,240	-0,107
Matéria orgânica	0,977	-0,081	0,096
Cobre	0,928	0,286	0,079
Total de v. explicada	60,680	19,959	12,975
Total		93,614	

TABELA 20 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no sedimento do rio Monjolinho, durante o período de coleta de abril de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Pedregulho m. fino	0,513	-0,856	0,055
Areia média	0,314	0,450	-0,796
Areia fina	-0,763	0,241	0,600
N. orgânico total	0,943	0,071	0,294
Cádmio	0,822	0,401	0,226
Matéria orgânica	0,952	-0,153	0,224
Zinco	0,902	0,387	0,186
Cobre	0,947	0,271	-0,164
Cromo	0,760	-0,608	-0,144
Silte e argila	0,939	0,316	0,113
Areia grossa	0,573	-0,801	-0,088
Fosfato total	0,810	0,187	-0,070
Ferro	0,831	0,451	0,065
Manganês	0,936	0,339	0,051
Total de v. explicada	65,240	20,499	9,246
Total		95,015	

TABELA 21 - Valores dos componentes principais e fatores de explicação dos parâmetros avaliados no sedimento do rio Monjolinho, durante o período de coleta de julho de 2004.

Variáveis	Componente P I	Componente P II	Componente P III
Pedregulho m. fino	-0,073	-0,454	0,873
Cromo	0,883	0,013	-0,338
Cobre	0,953	-0,161	0,244
Cádmio	0,948	-0,074	0,241
Areia grossa	-0,492	0,843	0,201
Manganês	0,814	0,453	0,157
Areia média	-0,574	0,789	0,129
N. orgânico total	0,085	0,829	0,128
Silte e argila	0,881	0,343	-0,124
Ferro	0,909	0,399	0,074
Fosfato total	-0,480	0,791	0,058
Areia fina	0,122	-0,977	0,025
Zinco	0,948	0,263	0,014
Matéria orgânica	0,961	0,200	-0,012
Total de v. explicada	53,596	31,647	7,977
Total		93,220	

APÊNDICE - B
ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS –
AMOSTRAS AMBIENTAIS

1- REGISTRO DOS RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA EM AMOSTRAS DE ÁGUA

Tabela 1: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de água coletada em 30/07/2003
Início do teste: 30/07/2003 Término do teste: 02/08/2003

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,58	7,60	193,2	197	42	15	15	0	0
1 *	7,13	7,16	89	30,7	4	15	8	7	46,6
2 *	7,48	6,95	58	89,3	6	15	2	13	86,6
3 *	7,52	7,35	81	113,5	22	15	0	15	100
4 *	7,74	7,06	147	217	40	15	0	15	100
5 *	7,84	7,04	178,5	241	34	15	0	15	100
6*	7,92	7,60	185,7	276	46	15	5	10	66,6

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando dessa forma, em toxicidade aguda.

Tabela 2: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de água coletada em 15/10/2003
Início do teste: 16/10/2003 Término do teste: 18/10/2003

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,44	7,56	168,8	171	46	15	14	1	6,6
1	6,35	7,08	12,9	17,7	4	15	15	0	0
2	6,59	7,21	78,7	85,2	6	15	15	0	0
3	6,86	7,45	92,3	97,6	20	15	15	0	0
4	7,20	7,61	150,7	152,5	36	15	15	0	0
5	6,93	7,73	218	218	34	15	15	0	0
6	7,10	7,76	226	232	34	15	14	1	6,6

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), portanto, não caracterizando toxicidade aguda.

Tabela 3: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de água coletada em 20-21/01/2004
 Início do teste: 23/01/2004 Término do teste: 25/01/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,20	7,74	157,2	166,3	42	15	15	0	0
1*	6,37	7,34	12,4	22,8	4	15	11	4	26,6
2	6,82	7,62	76,4	82,8	24	15	14	1	6,6
3	7,05	7,90	92,3	99,9	34	15	15	0	0
4	7,36	7,92	135,7	141,7	36	15	15	0	0
5	7,25	8,12	234	230	50	15	15	0	0
6	7,60	8,05	202,0	193,5	52	15	14	1	6,6

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando dessa forma, em toxicidade aguda.

Tabela 4: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de água coletada em 27/04/2004.
 Início do teste: 28/04/2004 Término do teste: 30/04/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,60	7,33	148,7	150,7	42	15	15	0	0
1	6,88	7,15	13,3	27,6	6	15	12	3	20
2	7,06	7,28	44,5	52,0	16	15	15	0	0
3	7,02	7,33	45,7	53,1	20	15	15	0	0
4	7,29	7,49	87,8	93,2	26	15	15	0	0
5	7,32	7,68	153,2	146,9	30	15	15	0	0
6	7,54	7,73	157,6	149,0	36	15	15	0	0

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), portanto, não caracterizando toxicidade aguda.

Tabela 5: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de água coletada em 27/07/2004.

Início do teste: 28/07/2004

Término do teste: 30/07/2004

Estações de coleta	pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,22	7,35	142,5	197,0	48	15	15	0	0
1	5,83	6,27	16,0	131,9	10	15	14	1	6,6
2	6,34	6,46	60,5	172,2	20	15	13	2	13,3
3	6,60	6,89	92,3	231,0	30	15	13	2	13,3
4	6,72	7,06	120,1	229,0	36	15	14	1	6,6
5	6,86	7,26	185,4	274,0	38	15	15	0	0
6	7,15	7,41	195,0	260,0	44	15	15	0	0

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), portanto, não caracterizando toxicidade aguda.

2 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE CRÔNICA EM AMOSTRAS DE ÁGUA

Tabela 1: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de água.

Data da coletada: 15/10/2003

Início do teste: 18/10/2003

Término do teste: 26/10/2003

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade		N ⁰ de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,62	7,67	153,2	176,4	46	50	10	10	0	0	189
1 *	7,04	7,13	12,9	20,3	4	4	10	10	0	0	89
2	7,53	7,56	78,5	83,2	24	24	10	10	0	0	154
3	7,69	7,63	90,5	94,9	20	22	10	10	0	0	144
4	7,80	7,73	142,6	152,7	34	34	10	10	0	0	189
5	7,95	7,92	219,0	219,0	36	38	10	10	0	0	241
6	7,94	7,83	216,0	227,0	36	34	10	10	0	0	184

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 2: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de água.

Data da coletada: 20-21/01/2004

Início do teste: 23/01/04

Término do teste: 31/01/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade		N ⁰ de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,57	7,64	169,4	178,1	44	46	10	10	0	0	176
1 *	6,37	7,19	12,4	16,0	4	6	10	10	0	0	77
2	6,82	7,55	76,4	80,5	24	22	10	10	0	0	218
3	7,05	7,72	92,3	96,1	34	32	10	10	0	0	171
4	7,36	7,76	135,7	139,9	36	30	10	10	0	0	207
5	7,25	7,99	234,0	240,0	50	52	10	10	0	0	243
6	7,60	7,98	202,0	201,0	52	40	10	10	0	0	222

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 3: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de água.

Data da coletada: 27/04/2004

Início do teste: 30/04/04

Término do teste: 10/05/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (μS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade		N ⁰ de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,40	7,53	174,3	178,3	48	56	10	8	2	20	197
1 *	6,88	7,24	13,3	20,5	6	12	10	8	2	20	68
2	7,06	7,38	44,5	48,7	16	20	10	10	0	0	138
3	7,02	7,44	45,7	49,4	20	20	10	10	0	0	233
4	7,29	7,63	87,8	97,9	26	34	10	10	0	0	203
5	7,32	7,87	153,2	153,8	30	36	10	10	0	0	259
6	7,54	7,94	157,6	154,2	36	40	10	10	0	0	264

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 4: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de água.

Data da coletada: 27/07/2004

Início do teste: 28/04/04

Término do teste: 05/08/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (μS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade		N ⁰ de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,22	7,71	142,5	145,5	48	48	10	8	2	20	103
1	5,83	7,42	16,0	23,5	10	14	10	8	2	20	64
2	6,34	7,60	60,5	67,0	20	26	10	10	0	0	220
3	6,60	7,83	92,3	96,9	30	30	10	10	0	0	204
4	6,72	7,82	120,1	128,2	36	40	10	10	0	0	220
5	6,86	8,03	185,4	189,1	38	38	10	9	1	10	200
6	7,15	8,09	195,0	201,0	44	42	10	9	1	10	217

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), não caracterizando toxicidade crônica.

3 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO

Tabela 1: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de sedimento coletado em 30/07/2003
Início do teste: 19/08/2003 Término do teste: 21/08/2003

Estações de coleta	pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza $\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7,56	7,77	172	175,3	48	46	30	28	2	6,6
1	7,56	7,36	172	151,0	48	40	30	30	0	0
2	7,56	6,88	172	148,8	48	24	30	29	1	3,3
3	7,56	7,32	172	322,0	48	50	30	30	0	0
4	7,56	7,00	172	171,0	48	40	30	24	6	20
5	7,56	7,39	172	242,0	48	54	30	30	0	0
6	7,56	7,15	172	246,0	48	34	30	30	0	0

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), portanto, não caracterizando toxicidade aguda.

Tabela 2: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de sedimento coletado em 15/10/2003
Início do teste: 22/10/2003 Término do teste: 24/10/2003

Estações de coleta	pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza $\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$		N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7,50	7,63	175,7	187,4	46	50	30	30	0	0
1	7,50	7,38	175,7	158,8	46	34	30	29	1	3,3
2 *	7,50	6,70	175,7	142,5	46	24	30	20	10	33,3
3	7,50	7,07	175,7	166,4	46	46	30	27	3	10
4 *	7,50	7,27	175,7	205,0	46	60	30	23	7	23,3
5	7,50	6,74	175,7	185,4	46	48	30	30	0	0
6 *	7,50	7,39	175,7	351,0	46	50	30	21	9	30

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando dessa forma, em toxicidade aguda.

Tabela 3: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de sedimento coletado em 20-21/01/2004

Início do teste: 31/01/2004

Término do teste: 02/02/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7,60	7,42	149,7	151,9	42	46	30	30	0	0
1	7,60	7,20	149,7	127,1	42	30	30	28	2	6,6
2 *	7,60	6,86	149,7	140,4	42	30	30	21	9	30
3	7,60	7,32	149,7	158,3	42	50	30	30	0	0
4	7,60	7,35	149,7	162,3	42	50	30	26	4	13,3
5	7,60	7,48	149,7	159,5	42	50	30	29	1	3,3
6	7,60	7,02	149,7	186,3	42	40	30	29	1	3,3

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando dessa forma, em toxicidade aguda.

Tabela 4: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de sedimento coletado em 27/04/2004

Início do teste: 29/04/2004

Término do teste: 01/04/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7,60	7,69	148,7	149,5	42	40	30	28	2	6,6
1	7,60	7,52	148,7	125,8	42	30	30	30	0	0
2	7,60	7,02	148,7	113,7	42	22	30	27	3	10
3	7,60	7,19	148,7	130,4	42	40	30	28	2	6,6
4	Não foi possível realizar a coleta deste ponto									
5	7,60	7,17	148,7	147,7	42	28	30	26	4	13,3
6	7,60	6,88	148,7	168,2	42	30	30	30	0	0

De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as estações de coleta acima não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$), portanto, não caracterizando toxicidade aguda.

Tabela 5: Resultado do bioensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em amostra ambiental de sedimento coletado em 27/07/2004.

Início do teste: 31/07/2004

Término do teste: 02/08/2004

Estações de coleta	pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza $\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$		Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7,42	7,22	144,0	148,0	44	46	30	30	0	0
1	7,42	7,18	144,0	122,8	44	34	30	30	0	0
2 *	7,42	7,03	144,0	100,8	44	24	30	22	8	26,6
3	7,42	6,93	144,0	94,6	44	26	30	30	0	0
4	7,42	7,60	144,0	154,4	44	46	30	30	0	0
5	7,42	7,80	144,0	219,0	44	42	30	30	0	0
6	7,42	8,11	144,0	319,0	44	80	30	30	0	0

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher a estação de coleta acima apresentou diferença significativa, caracterizando dessa forma, em toxicidade aguda.

4 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE CRÔNICA EM AMOSTRAS DE SEDIMENTO

Tabela 1: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de sedimento.
 Data da coletada: 15/10/2003
 Início do teste: 26/11/2003
 Término do teste: 04/12/2003

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,40	7,59	171,0	163,5	42	42	9	8	1	11,1	200
1 *	7,40	7,53	171,0	152,7	42	40	5	4	1	20	67
2 *	7,40	6,48	171,0	134,8	42	30	9	8	1	11,1	110
3	7,40	7,45	171,0	178,0	42	54	6	6	0	0	152
4	7,40	7,68	171,0	197,4	42	60	4	4	0	0	71
5	7,40	7,19	171,0	161,5	42	42	9	7	2	22,2	183
6	7,40	7,55	171,0	228,0	42	70	5	5	0	0	129

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Bonferroni a estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 2: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de sedimento.
 Data da coletada: 20-21/01/2004
 Início do teste: 31/01/2004
 Término do teste: 08/02/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,50	7,54	170,0	175,7	44	50	10	10	0	0	374
1 *	7,50	7,39	170,0	161,9	44	40	10	10	0	0	237
2 *	7,50	7,04	170,0	163,7	44	38	10	9	1	10	259
3 *	7,50	7,32	170,0	180,3	44	50	10	10	0	0	284
4 *	7,50	7,42	170,0	182,8	44	50	10	10	0	0	209
5 *	7,50	7,32	170,0	172,3	44	44	10	10	0	0	262
6 *	7,50	6,85	170,0	167,9	44	40	10	10	0	0	172

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 3: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de sedimento.

Data da coletada: 27/04/2004

Início do teste: 22/05/2004

Término do teste: 01/06/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (μS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,40	7,76	178,3	179,3	48	56	10	10	0	0	367
1 *	7,40	7,46	178,3	168,9	48	50	10	10	0	0	289
2 *	7,40	6,95	178,3	135,4	48	36	10	8	2	20	204
3 *	7,40	7,38	178,3	179,9	48	60	10	9	1	10	222
4 *	Não foi possível a realização da coleta deste ponto										
5 *	7,40	6,94	178,3	177,1	48	60	10	10	0	0	245
6 *	7,40	6,74	178,3	174,9	48	52	10	8	2	20	193

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

Tabela 4: Resultado do bioensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em amostra ambiental de sedimento.

Data da coletada: 27/07/2004

Início do teste: 31/07/2004

Término do teste: 10/07/2004

Estações de coleta	pH		Cond. (μS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,42	7,82	144,0	155,5	42	54	10	10	0	0	254
1	7,42	7,53	144,0	151,6	42	50	10	8	2	20	340
2	7,42	7,18	144,0	107,0	42	30	10	10	0	0	248
3 *	7,42	7,11	144,0	116,3	42	30	10	6	4	40	60
4	7,42	7,39	144,0	166,5	42	50	10	9	1	10	256
5	7,42	7,34	144,0	184,9	42	50	10	7	3	30	352
6 *	7,42	7,20	144,0	146,0	42	50	10	4	6	60	153

* De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett as estações de coleta acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

APÊNDICE – C
TESTES DE TOXICIDADE COM
SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIA

Tabela 03: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cádmio.

Início do teste: 19/05/2004

Término do teste: 21/05/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,54	7,55	158,9	160,3	46	20	20	0	0
20	7,54	7,57	158,9	159,2	46	20	20	0	0
40	7,54	7,68	158,9	156,7	46	20	20	0	0
80	7,54	7,65	158,9	150,8	46	20	17	3	15
160	7,54	7,66	158,9	144,2	46	20	2	18	90
320	7,54	7,52	158,9	126,9	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $100 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (90 – 130)

Tabela 04: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cádmio.

Início do teste: 07/06/2004

Término do teste: 09/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,32	7,42	174,4	147,3	42	20	20	0	0
20	7,32	7,34	174,4	142,8	42	20	20	0	0
40	7,32	7,42	174,4	138,0	42	20	20	0	0
80	7,32	7,43	174,4	132,4	42	20	19	1	5
160	7,32	7,42	174,4	122,6	42	20	4	16	80
320	7,32	7,44	174,4	102,5	42	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $120 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (110 – 140)

Tabela 07: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cádmio.

Início do teste: 17/07/2004

Término do teste: 19/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,52	7,62	151,3	149,7	46	20	20	0	0
20	7,52	7,62	151,3	147,3	46	20	19	1	5
40	7,52	7,63	151,3	145,0	46	20	20	0	0
80	7,52	7,61	151,3	144,2	46	20	11	9	45
160	7,52	7,56	151,3	136,7	46	20	0	20	100
320	7,52	7,54	151,3	132,4	46	20	0	20	100

Resultado: CE (I)50, 48h = $80 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (70 – 100)

Tabela 08: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cádmio.

Início do teste: 17/08/2004

Término do teste: 19/08/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,60	7,55	142,8	142,5	44	20	20	0	0
20	7,60	7,62	142,8	151,4	44	20	20	0	0
40	7,60	7,62	142,8	149,6	44	20	19	1	5
80	7,60	7,64	142,8	143,4	44	20	14	6	30
160	7,60	7,65	142,8	134,7	44	20	2	18	90
320	7,60	7,54	142,8	113,6	44	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $90 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (80 – 110)

2 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA - SENSIBILIDADE COM *CERIODAPHNIA DUBIA* EM CÁDMIO (CLORETO DE CÁDMIO).

Tabela 01: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cádmio.

Início do teste: 19/05/2004

Término do teste: 21/05/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,54	7,55	158,9	160,3	46	20	19	1	5
20	7,54	7,57	158,9	159,2	46	20	20	0	0
40	7,54	7,68	158,9	156,7	46	20	19	1	5
80	7,54	7,65	158,9	150,8	46	20	3	17	85
160	7,54	7,66	158,9	144,2	46	20	0	20	100
320	7,54	7,52	158,9	126,9	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (50 – 70)

Tabela 02: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cádmio.

Início do teste: 07/06/2004

Término do teste: 09/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	Nº Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,32	7,42	174,4	147,3	42	20	20	0	0
20	7,32	7,34	174,4	142,8	42	20	20	0	0
40	7,32	7,42	174,4	138,0	42	20	19	1	5
80	7,32	7,43	174,4	132,4	42	20	12	8	40
160	7,32	7,42	174,4	122,6	42	20	1	19	95
320	7,32	7,44	174,4	102,5	42	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 80 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (70 – 100)

3 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE CRÔNICA - SENSIBILIDADE COM *CERIODAPHNIA DUBIA* EM CÁDMIO (CLORETO DE CÁDMIO).

Tabela 1: Resultado do teste de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em Cádmio.

Início do teste: 22/09/2004

Término do teste: 30/09/2004

Solução Teste µg.L ⁻¹	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,26	7,44	140,1	152,0	44	46	10	8	2	20	126
1,25	7,26	7,62	140,1	150,4	44	46	10	10	0	0	173
2,5	7,26	7,64	140,1	151,5	44	42	10	10	0	0	160
5,0 *	7,26	7,68	140,1	153,3	44	44	10	10	0	0	186
10 ♦	7,26	7,71	140,1	167,5	44	50	10	7	3	30	57
20 ♦✕	7,26	7,80	140,1	170,0	44	50	10	0	10	100	6

* Ceno estimada através de testes de toxicidade aguda realizados anteriormente

♦ De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett as concentrações acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

✕ De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher a concentração acima apresentou diferença significativa.

Tabela 2: Resultado do teste de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em Cádmio.

Início do teste: 26/10/2004

Término do teste: 03/11/2004

Solução Teste µg. L ⁻¹	pH		Cond. (µS/cm)		Dureza mg.L ⁻¹ CaCO ₃		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,60	7,80	170,8	192,3	46	50	10	9	1	10	209
1,25	7,60	7,88	170,8	185,7	46	50	10	8	2	20	169
2,5	7,60	8,23	170,8	181,9	46	50	10	8	2	20	162
5,0 *	7,60	7,90	170,8	183,3	46	50	10	5	5	50	114
10 ♦ ✕	7,60	8,22	170,8	182,0	46	54	10	4	6	60	60
20 ♦ ✕	7,60	8,20	170,8	180,0	46	54	10	0	10	100	17

* Ceno estimada através de testes de toxicidade aguda realizados anteriormente.

♦ De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett as concentrações acima apresentaram diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.

✕ De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Fisher as concentrações acima apresentaram diferença significativa.

4 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA - SENSIBILIDADE COM *DAPHNIA SIMILIS* EM COBRE (SULFATO DE COBRE).

Tabela 1A: Resultado do teste preliminar de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 19/05/2004

Término do teste: 21/05/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,54	7,62	158,9	161,5	46	20	20	1	0
1,25	7,54	7,60	158,9	159,6	46	20	18	0	10
2,5	7,54	7,63	158,9	157,8	46	20	10	4	50
5,0	7,54	7,59	158,9	154,1	46	20	5	20	75
10,0	7,54	7,59	158,9	147,5	46	20	0	20	100
20,0	7,54	7,58	158,9	133,9	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,07 \mu\text{g.L}^{-1}$
Intervalo de Confiança (95%) = (2,72 – 3,48)

Tabela 01: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 07/06/2004

Término do teste: 09/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,32	7,42	174,4	141,3	42	20	20	1	0
1	7,32	7,34	174,4	143,0	42	20	20	1	0
2	7,32	7,42	174,4	142,7	42	20	20	0	0
4	7,32	7,43	174,4	140,3	42	20	8	12	60
6	7,32	7,42	174,4	136,4	42	20	0	20	100
8	7,32	7,44	174,4	134,7	42	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,55 \mu\text{g.L}^{-1}$
Intervalo de Confiança (95%) = (3,15 – 4,01)

Tabela 02: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 17/06/2004

Término do teste: 19/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	i	f	Total	%
Controle	7,42	7,53	169,0	138,9	44	20	20	0	0
1	7,42	7,55	169,0	137,3	44	20	20	0	0
2	7,42	7,56	169,0	136,2	44	20	20	0	0
4	7,42	7,56	169,0	136,7	44	20	2	18	90
6	7,42	7,56	169,0	136,7	44	20	0	20	100
8	7,42	7,56	169,0	134,9	44	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 2,99 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,78 – 3,22)

Tabela 03: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 19/06/2004

Término do teste: 21/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	i	f	Total	%
Controle	7,35	7,41	163,0	142,3	42	20	19	1	5
1	7,35	7,39	163,0	144,3	42	20	20	0	0
2	7,35	7,39	163,0	144,5	42	20	19	1	5
4	7,35	7,38	163,0	145,9	42	20	16	4	20
6	7,35	7,38	163,0	146,7	42	20	0	20	100
8	7,35	7,36	163,0	144,2	42	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $4,36 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (3,92 – 4,85)

Tabela 04: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 22/06/2004

Término do teste: 24/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,60	7,50	152,6	132,2	48	20	20	0	0
1	7,60	7,54	152,6	134,6	48	20	18	2	10
2	7,60	7,55	152,6	135,3	48	20	20	0	0
4	7,60	7,55	152,6	139,5	48	20	7	13	65
6	7,60	7,55	152,6	141,4	48	20	0	20	100
8	7,60	7,56	152,6	145,6	48	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,36 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,94 – 3,85)

Tabela 05: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 15/07/2004

Término do teste: 17/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,52	7,55	151,3	128,9	48	20	20	0	0
1	7,52	7,55	151,3	129,0	48	20	19	1	5
2	7,52	7,54	151,3	127,6	48	20	18	2	10
4	7,52	7,54	151,3	130,0	48	20	13	7	35
6	7,52	7,53	151,3	129,7	48	20	0	20	100
8	7,52	7,53	151,3	130,1	48	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,88 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (3,28 – 4,61)

Tabela 06: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 17/07/2004

Término do teste: 19/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,52	7,53	151,3	142,3	46	20	20	0	0
1	7,52	7,54	151,3	141,3	46	20	20	0	0
2	7,52	7,54	151,3	138,9	46	20	20	0	0
4	7,52	7,55	151,3	137,9	46	20	16	4	20
6	7,52	7,56	151,3	138,4	46	20	0	20	100
8	7,52	7,54	151,3	137,6	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $4,39 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (3,98 – 4,84)

Tabela 07: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* em cobre.

Início do teste: 19/07/2004

Término do teste: 21/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,54	7,58	151,2	138,7	48	20	20	0	0
1	7,54	7,57	151,2	139,5	48	20	20	0	0
2	7,54	7,57	151,2	137,6	48	20	20	0	0
4	7,54	7,56	151,2	134,2	48	20	20	0	0
6	7,54	7,56	151,2	136,8	48	20	5	15	75
8	7,54	7,55	151,2	133,5	18	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $5,34 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (5,00 – 5,71)

5 - REGISTRO DOS RESULTADOS DOS TESTES DE TOXICIDADE AGUDA - SENSIBILIDADE COM *CERIODAPHNIA DUBIA* EM COBRE (SULFATO DE COBRE).

Tabela 1A: Resultado do teste preliminar de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 19/05/2004

Término do teste: 21/05/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,54	7,62	158,9	161,5	46	20	20	0	0
1,25	7,54	7,60	158,9	159,6	46	20	18	2	10
2,5	7,54	7,63	158,9	157,8	46	20	10	10	50
5,0	7,54	7,59	158,9	154,1	46	20	5	15	75
10,0	7,54	7,59	158,9	147,5	46	20	0	20	100
20,0	7,54	7,58	158,9	133,9	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 2,77 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,15 – 3,58)

Tabela 1B: Resultado do teste preliminar de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 07/06/2004

Término do teste: 09/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,32	7,42	174,4	141,3	42	20	20	0	0
1	7,32	7,34	174,4	143,0	42	20	20	0	0
2	7,32	7,42	174,4	142,7	42	20	18	2	10
4	7,32	7,43	174,4	140,3	42	20	0	20	100
6	7,32	7,42	174,4	136,4	42	20	0	20	100
8	7,32	7,44	174,4	134,7	42	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 2,63 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,40 – 2,90)

Tabela 01: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 17/06/2004

Término do teste: 19/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,42	7,53	169,0	138,9	44	20	19	1	5
1	7,42	7,55	169,0	137,3	44	20	19	1	5
2	7,42	7,56	169,0	136,2	44	20	10	10	50
3	7,42	7,56	169,0	136,7	44	20	4	16	80
4	7,42	7,56	169,0	136,7	44	20	2	18	90
5	7,42	7,56	169,0	134,9	44	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 1,99 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (1,70 – 2,34)

Tabela 02: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 19/06/2004

Término do teste: 21/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ⁰ Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,35	7,41	163,0	142,3	42	20	20	0	0
1	7,35	7,39	163,0	144,3	42	20	20	0	0
2	7,35	7,39	163,0	144,5	42	20	19	1	5
3	7,35	7,38	163,0	145,9	42	20	15	5	25
4	7,35	7,38	163,0	146,7	42	20	13	7	35
5	7,35	7,36	163,0	144,2	42	20	3	17	85

Resultado: CE 50, 48h = 4,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (3,57 – 4,51)

Tabela 03: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 22/06/2004

Término do teste: 24/06/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,60	7,50	152,6	132,2	48	20	20	0	0
1	7,60	7,54	152,6	134,6	48	20	20	0	0
2	7,60	7,55	152,6	135,3	48	20	20	0	0
3	7,60	7,55	152,6	139,5	48	20	8	12	60
4	7,60	7,55	152,6	141,4	48	20	3	17	85
5	7,60	7,56	152,6	145,6	48	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $2,92 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,68 – 3,19)

Tabela 04: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 06/07/2004

Término do teste: 08/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N ^o Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,59	7,61	136,6	123,6	46	20	20	0	0
1	7,59	7,60	136,6	127,3	46	20	20	0	0
2	7,59	7,61	136,6	129,4	46	20	18	2	10
3	7,59	7,61	136,6	131,4	46	20	13	7	35
4	7,59	7,62	136,6	129,9	46	20	6	14	70
5	7,59	7,62	136,6	129,7	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,13 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,79 – 3,52)

Tabela 05: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 15/07/2004

Término do teste: 17/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f		i	f	Total	%
Controle	7,52	7,55	151,3	128,9	48	20	20	0	0
1	7,52	7,55	151,3	129,0	48	20	20	0	0
2	7,52	7,54	151,3	127,6	48	20	18	2	10
3	7,52	7,54	151,3	130,0	48	20	13	7	35
4	7,52	7,53	151,3	129,7	48	20	4	16	80
5	7,52	7,53	151,3	130,1	48	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = $3,05 \mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,73 – 3,43)

Tabela 06: Resultado do teste de toxicidade aguda com *Ceriodaphnia dubia* em cobre.

Início do teste: 17/07/2004

Término do teste: 19/07/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg.L^{-1} CaCO_3)	N^0 Organismos móveis		Imobilidade	
	i	f	i	f	i	i	f	Total	%
Controle	7,52	7,53	151,3	142,3	46	20	0	0	0
1	7,52	7,54	151,3	141,3	46	20	0	0	0
2	7,52	7,54	151,3	138,9	46	20	0	0	0
3	7,52	7,55	151,3	137,9	46	20	12	8	40
4	7,52	7,56	151,3	138,4	46	20	0	20	100
5	7,52	7,54	151,3	137,6	46	20	0	20	100

Resultado: CE 50, 48h = 3,01 $\mu\text{g.L}^{-1}$

Intervalo de Confiança (95%) = (2,80 – 3,25)

Tabela 3: Resultado do teste de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* em Cobre.

Início do teste: 09/11/2004

Término do teste: 17/10/2004

Solução Teste $\mu\text{g.L}^{-1}$	pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza mg.L^{-1} CaCO_3		Nº Organismos móveis		Imobilidade		Nº de neonatos gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%	
Controle	7,45	7,62	175,0	182,4	44	46	10	10	0	0	137
0,15 ♦	7,45	7,62	175,0	187,3	44	46	10	9	1	10	38
0,30 *	7,45	7,65	175,0	187,9	44	46	10	9	1	10	122
0,60	7,45	7,64	175,0	188,2	44	46	10	10	0	0	90
1,20	7,45	7,68	175,0	188,9	44	48	10	10	0	0	126
2,40	7,45	7,69	175,0	189,3	44	48	10	8	2	20	77

* Ceno estimada através de testes de toxicidade aguda realizados anteriormente.

♦ De acordo com a análise feita pelo método estatístico de Dunnett a concentração acima apresentou diferença significativa, caracterizando assim, em toxicidade crônica.