

✓

***AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA  
ÁGUA E DO SEDIMENTO NA BACIA  
DO RIO PIRACICABA, SP, ATRAVÉS  
DE PARÂMETROS ECOTOXICOLÓGICOS***



Paulo Cesar Meletti

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

ORIENTADORA: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Odete Rocha



São Carlos  
1997

Class. TGSC-EGSC  
Cutt. 3509  
Tombo 0048198

311 0000 6971

545 943949

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

M519a Meletti, Paulo Cesar  
Avaliação da qualidade da água e do sedimento  
na Bacia do Rio Piracicaba, SP, através de  
parâmetros ecotoxicológicos / Paulo Cesar  
Meletti. -- São Carlos, 1997.

Dissertação (Mestrado). -- Escola de Engenharia  
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1997.  
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.  
Orientador: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Odete Rocha.

1. Testes ecotoxicológicos. 2. Peixes.
3. Metais pesados. I. Título.

**FOLHA DE APROVAÇÃO**

Candidato: Bacharel **PAULO CESAR MELETTI**

Dissertação defendida e aprovada em 17-12-1997  
pela Comissão Julgadora:



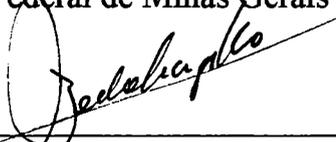
---

Prof. Titular **ODETE ROCHA (Orientadora)**  
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)



---

Prof. Doutora **ARNOLA CECILIA RIETZLER**  
(Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG)



---

Prof. Doutor **PEDRO ANTONIO ZAGATTO**  
(CETESB)



---

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



---

**JOSÉ CARLOS A CINTRA**  
Presidente da Comissão de Pós-Graduação

Aos meus pais e  
à Sílvia

## AGRADEÇO,

À professora Odete Rocha, pela disponibilidade, amizade, incentivo e pela competência com que orientou este trabalho.

À Ana Lúcia, pela grande amizade, pelas valiosas dicas e pela companhia junto aos trabalhos no laboratório e de campo.

Ao William pela grande amizade e pelo apoio na preparação dos gráficos.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo, e à FAPESP pelo apoio financeiro à parte desta pesquisa.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, especialmente à coordenadora, professora Maria do Carmo Calijuri pelo apoio e compreensão quanto aos prazos solicitados.

Às secretárias Angélica (DEBE/UFSCar) e Claudete (CRHEA/USP) pela atenção dispensada.

Aos técnicos do DEBE/UFSCar, José Valdecir e Ayrton pela amizade, prestatividade e competência na ajuda aos trabalhos de campo e laboratório. Ao Secretário-mirim Edson pela atenção dispensada aos peixes.

Aos técnicos do CRHEA/USP, Miro e Marcelo pela colaboração nos trabalhos de campo.

Aos técnicos do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC/USP pelo apoio nas análises de metais e de DQO, e à técnica Maria Luíza do Laboratório de Paleolimnologia do DEBE/UFSCar pela ajuda nas análises granulométricas.

À Marcos Antônio Cestarolli, do Instituto de Pesca de Pirassununga e à José Senhorini, do Centro de Pesquisa e Treinamento em Aqüicultura (CEPTA), pela cessão das larvas de curimatá e pelas dicas quanto à alimentação destas.

Aos diretores das empresas de tratamento de água das cidades de Piracicaba, Americana, Limeira, Sumaré e Campinas pela permissão concedida às coletas de material e à realização dos testes *in situ* nas dependências das estações de captação.

Ao Sr. Paulo, funcionário da Usina da CESP no ribeirão Pinhal (represa do Tatu), em Limeira, pelo apoio nas coletas e pela hospedagem nos dias dos testes *in situ*.

À todos os amigos, funcionários e professores que, de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

À minha família e à Sílvia pelo estímulo e apoio, sempre.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	i
LISTA DE TABELAS .....	iv
RESUMO .....	vii
ABSTRACT .....	viii
1 - INTRODUÇÃO .....	1
1.1 - Considerações gerais .....	1
1.2 - Os impactos ambientais e os organismos vivos .....	1
2 - OBJETIVOS .....	4
2.1 - Objetivo geral .....	4
2.2 - Objetivos específicos .....	4
3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	5
3.1 - O monitoramento ambiental e os testes de toxicidade .....	5
3.2 - Fontes e destinos dos poluentes .....	8
3.3 - Os efeitos dos agentes tóxicos nos organismos .....	11
3.4 - Testes de toxicidade aguda .....	13
3.5 - Testes de toxicidade de sedimentos .....	14
4 - MATERIAIS E MÉTODOS .....	18
4.1 - Área de estudo: bacia do rio Piracicaba .....	18
4.2 - Organismos utilizados nos testes de toxicidade aguda em laboratório e <i>in situ</i> .....	22
4.3 - Procedimentos adotados para a coleta e manutenção dos organismos teste .....	27
4.4 - Coleta e manutenção das amostras de água e de sedimento .....	30
4.5 - Preparação das amostras para os testes .....	33
4.6 - Testes com água de diferentes localidades da bacia e com uma substância de referência ( $K_2Cr_2O_7$ ) .....	34
4.7 - Testes com sedimento de diferentes localidades da bacia .....	36
4.8 - Testes <i>in situ</i> .....	37
4.9 - Análises físicas e químicas da água e do sedimento .....	40
4.10 - Biometria dos organismos-teste .....	42

5 - RESULTADOS .....	44
5.1 - Testes de toxicidade aguda da água .....	44
5.2 - Testes de toxicidade aguda do sedimento .....	44
5.3 - Testes <i>in situ</i> .....	60
5.4 - Análises físicas e químicas das amostras de água e de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba .....	63
5.5 - Testes de sensibilidade ao cromo (toxicidade aguda/24h) .....	90
5.6 - Dados morfométricos dos organismos utilizados nos testes de toxicidade .....	103
6 - DISCUSSÃO .....	106
6.1 - A sensibilidade das espécies utilizadas como organismos-teste .....	106
6.2 - As características físicas e químicas da água .....	107
6.3 - A toxicidade da água e do sedimento na bacia do rio Piracicaba .....	114
7 - CONCLUSÕES .....	125
8 - RECOMENDAÇÕES .....	127
9 - ANEXOS .....	128
10 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	141

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01:	Limites, unidades hidrográficas, principais cidades e pontos de coleta na bacia do rio Piracicaba .....	20
FIGURA 02:	Organismos-teste selecionados .....	26
FIGURA 03:	Pontos de amostragem na bacia do rio Piracicaba .....	32
FIGURA 04:	Montagem de um teste de toxicidade da água e do sedimento com peixes no laboratório de ecotoxicologia aquática do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da UFSCar.....	37
FIGURA 05:	Esquema da montagem de um teste de toxicidade da água e do sedimento com peixes, realizados <i>in situ</i> .....	38
FIGURA 06:	Mortalidade de <i>Prochilodus scrofa</i> ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento .....	50
FIGURA 07:	Mortalidade de <i>Poecilia reticulata</i> ao longo de três testes de toxicidade aguda do sedimento .....	51
FIGURA 08:	Mortalidade de <i>Cheirodon stenodon</i> ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento .....	52
FIGURA 09:	Mortalidade de <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento .....	53
FIGURA 10:	Mortalidade de <i>Cheirodon stenodon</i> ao longo dos testes <i>in situ</i> ....	61
FIGURA 11a:	Concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96 .....	66
FIGURA 11b:	Concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96 .....	67
FIGURA 12:	Concentrações de amônia não-ionizada (NH <sub>3</sub> ), em µg.L <sup>-1</sup> , nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	68

FIGURA 13a:	Concentrações de fosfato inorgânico, fosfato orgânico, fosfato total e fósforo total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96 .....	69
FIGURA 13b:	Concentrações de fosfato inorgânico, fosfato orgânico, fosfato total e fósforo total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96 .....	70
FIGURA 14a:	Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96 .....	72
FIGURA 14b:	Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96 .....	73
FIGURA 15:	Demanda química de oxigênio (mg O <sub>2</sub> /L) em diversas localidades da bacia do rio Piracicaba .....	75
FIGURA 16:	Concentrações de zinco (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	76
FIGURA 17:	Concentrações de chumbo (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	77
FIGURA 18:	Concentrações de cádmio (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	78
FIGURA 19:	Concentrações de níquel (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	79
FIGURA 20:	Concentrações de ferro (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	80
FIGURA 21:	Concentrações de manganês (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	81

FIGURA 22:	Concentrações de cobre (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	82
FIGURA 23:	Concentrações de cromo (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas .....	83
FIGURA 24:	Resultados da análise granulométrica das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 04/12/95 .....	86
FIGURA 25:	Resultados da análise granulométrica das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 19/01/96 .....	87
FIGURA 26:	Resultados da análise granulométrica das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 24/05/96 .....	88
FIGURA 27:	Resultados da análise granulométrica das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 17/10/96 .....	89
FIGURA 28:	Concentrações letais médias (com limites de confiança) observadas nos testes de toxicidade com dicromato de potássio, para <i>Prochilodus scrofa</i> (com 42, 132 e 159 dias de vida), <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> , <i>Cheirodon stenodon</i> e <i>Poecilia reticulata</i> .....	102
FIGURA 29a:	Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de <i>Poecilia reticulata</i> (machos) utilizados nos testes de toxicidade .....	103
FIGURA 29b:	Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de <i>Poecilia reticulata</i> (fêmeas) utilizados nos testes de toxicidade .....	104
FIGURA 30:	Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> e de <i>Cheirodon stenodon</i> utilizados nos testes de toxicidade .....	105
FIGURA 31:	Precipitação mensal média (mm) na bacia do rio Piracicaba, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996 .....	113

## LISTA DE TABELAS

TABELA 01:	Relação dos maiores consumidores individuais por sub-bacia e por vazão de captação e de despejo (em m <sup>3</sup> /h) .....	21
TABELA 02:	Pontos de amostragem na bacia do rio Piracicaba .....	31
TABELA 03:	Número de organismos mortos ao longo do teste de toxicidade aguda da água, com <i>Prochilodus scrofa</i> (7 dias de vida).....	45
TABELA 04:	Número de organismos mortos ao longo do teste de toxicidade aguda da água, com <i>Poecilia reticulata</i> .....	46
TABELA 05:	Características físicas e químicas monitoradas no início e ao final dos testes de toxicidade da água com <i>Prochilodus scrofa</i> e <i>Poecilia reticulata</i> .....	47
TABELA 06:	Características físicas e químicas monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Prochilodus scrofa</i> de 12 dias de vida .....	54
TABELA 07:	Características físicas e químicas monitoradas no início e ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Prochilodus scrofa</i> de 16 dias de vida .....	54
TABELA 08:	Características físicas e químicas monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Poecilia reticulata</i> Teste I .....	55
TABELA 09:	Características físicas e químicas monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Poecilia reticulata</i> Teste II .....	56
TABELA 10:	Características físicas e químicas monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Poecilia reticulata</i> Teste III .....	57
TABELA 11:	Características físicas e químicas monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste I .....	58
TABELA 12:	Características físicas e químicas monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste II .....	59
TABELA 13:	Características físicas e químicas monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> - Teste I .....	59
TABELA 14:	Características físicas e químicas monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com <i>Hyphessobrycon</i>	

	<i>bifasciatus</i> - Teste II .....	60
TABELA 15:	Características físicas e químicas monitoradas ao longo dos testes <i>in situ</i> .....	62
TABELA 16:	Análises físicas e químicas realizadas com o sensor múltiplo no momento da coleta das amostras de água e de sedimento ...	64
TABELA 17:	Concentrações de silicato (mg/L) nas amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba...	74
TABELA 18:	Teste de sensibilidade ao cromo, com <i>Prochilodus scrofa</i> de 35 dias de vida .....	91
TABELA 19:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Prochilodus scrofa</i> de 42 dias de vida .....	91
TABELA 20:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Prochilodus scrofa</i> de 132 dias de vida .....	92
TABELA 21:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Prochilodus scrofa</i> de 159 dias de vida .....	92
TABELA 22:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Prochilodus scrofa</i> de 6, 33 e 74 dias de vida e com <i>Poecilia reticulata</i> .....	93
TABELA 22: (continuação)	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Prochilodus scrofa</i> de 6, 33 e 74 dias de vida e com <i>Poecilia reticulata</i> .....	94
TABELA 23:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Poecilia reticulata</i> Teste nº 1.....	95
TABELA 24:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Poecilia reticulata</i> Teste nº 2 .....	95
TABELA 25:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Poecilia reticulata</i> Teste nº 3 .....	96
TABELA 26:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste nº 1 .....	97
TABELA 27:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste nº 2 .....	97
TABELA 28:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste nº 3 .....	98
TABELA 29:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste nº 4 .....	98
TABELA 30:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Cheirodon stenodon</i> Teste nº 5 .....	99
TABELA 31:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Hyphessobrycon</i>	

	<i>bifasciatus</i> - Teste nº 1 .....	100
TABELA 32:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> - Teste nº 2 .....	100
TABELA 33:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> - Teste nº 3 .....	101
TABELA 34:	Teste de sensibilidade ao cromo com <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> - Teste nº 4 .....	101
TABELA 35:	Principais fontes poluidoras localizadas a montante do ponto controle (represa do Tatu, ribeirão Pinhal) e dos pontos de captação de água para o abastecimento público das cidades de Limeira, Americana, Piracicaba, Santa Bárbara d'Oeste, Sumaré e Campinas .....	112
TABELA 36:	Toxicidade das amostras de sedimento coletadas em diferentes datas a <i>Prochilodus scrofa</i> , <i>Poecilia reticulata</i> , <i>Cheirodon stenodon</i> e <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> .....	121



## ABSTRACT

The present work evaluated the water and sediment quality in Piracicaba River Basin (São Paulo state), in the localities of water supply intake for the main cities in the basin. Acute toxicity tests with the fishes *Prochilodus scrofa*, *Poecilia reticulata*, *Cheirodon stenodon* and *Hyphessobrycon bifasciatus* were performed and they were also tested for sensibility to chromium. In order to carry out laboratory tests, samples of water and sediment were taken near the localities of water intake at six sites in the basin and also in a control local. Physical and chemical analysis of the water were performed according to procedures described in Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17<sup>th</sup> edition. Besides the laboratory tests, *in situ* acute toxicity tests (96 h) were carried out with *C. stenodon*.

Acute toxicity tests (96 h) with water did not indicate toxicity in any local studied. However, the tests performed with sediment indicated high toxicity near Sumaré water intake for most of the tests; low to medium toxicity near Piracicaba and Limeira water intake stations and very low toxicity in the places near the water intake for Americana, Santa Bárbara and Campinas.

The *in situ* tests corroborated the results obtained in the laboratory.

Chemical analysis revealed some toxic substances, such as the metals zinc, lead and cadmium at concentrations above those established by law for water in class 2, particularly in Sumaré.

The toxicity tests and the chemical analyses indicated critical conditions in Atibaia River, at the Sumaré water intake point, worrying conditions in Jaguari River near the water intake for Limeira, and in Piracicaba River at Piracicaba city. These findings indicated the necessity of precautionary measures and solutions to improve the water quality in these localities.

## **1 - INTRODUÇÃO**

### **1.1 - Considerações gerais**

As águas cobrem três quartos da superfície da Terra, mas somente 3%, aproximadamente, são águas doces. O crescimento populacional e as exigências por energia e alimentos estão impondo demandas cada vez maiores de água, a qual tem sido tratada como um recurso ilimitado e barato. Desta forma, lagos e rios do mundo todo recebem enormes quantidades de esgoto sanitário, efluentes industriais e agrícolas e outras substâncias provenientes da drenagem de áreas urbanas. Além disso, o número de poluentes que podem causar efeitos preocupantes cresce anualmente, conforme novos compostos vão sendo sintetizados (CORSON, 1990). A indústria química tem se desenvolvido muito rapidamente durante as últimas três ou quatro décadas e hoje nós utilizamos muito mais produtos químicos no dia-a-dia que há 30 ou 40 anos. O nosso conhecimento a respeito do destino e efeito de tais substâncias no ambiente não tem acompanhado as inovações da indústria química, pois cerca de 50 mil compostos são produzidos em escala industrial, mas só temos dados suficientes para avaliar os efeitos ambientais de apenas uma pequena parte destes (JØRGENSEN, 1990).

### **1.2 - Os impactos ambientais e os organismos vivos**

Os sistemas biológicos mostram uma tendência em resistir a mudanças e em recuperar um estado de equilíbrio. Esta homeostase está presente nos diferentes níveis da organização biológica (células, organismos, populações, etc.), incluindo o nível ecossistema. Segundo ODUM (1971) é importante, porém, perceber que um bom controle homeostático vem somente após um período de ajuste evolutivo. Isto implica que a capacidade de automanutenção e autorregulação dos ecossistemas e

de seus componentes vem de um processo lento de evolução das comunidades ao longo do tempo. Por outro lado, o estresse causado nos ambientes naturais por diversas atividades antropogênicas tem sido significativo em curtos períodos de tempo, levando à desorganização ou desequilíbrio de sistemas que levaram um tempo muito mais longo para atingirem a homeostase.

De acordo com ADAMS et al.(1993) a integridade biótica de um sistema ecológico é sempre refletida pela saúde dos organismos que nele residem. Desta forma, segundo CHAPMAN (1989), as comunidades e populações podem ser consideradas indicadores biológicos indiretos do nível de contaminação de um ambiente, onde a presença ou a ausência de espécies pode ser um indicativo da perturbação dos ecossistemas. Em ambientes aquáticos, os peixes, por se situarem próximo ao topo das cadeias alimentares, são considerados bons indicadores da saúde geral do sistema. Assim, espécies podem ser selecionadas para que suas respostas fisiológicas e comportamentais sejam estudadas e relacionadas com a exposição a certos níveis de poluição.

Segundo ABEL (1989), os organismos possuem exigências individuais que os tornam mais suscetíveis aos fatores limitantes, impedindo o estabelecimento, a sobrevivência e a reprodução de uma espécie num determinado habitat. Plantas aquáticas, por exemplo, são comumente limitadas em sua distribuição e abundância pela disponibilidade de nutrientes, tais como fósforo ou nitrogênio. Os animais, por sua vez, são influenciados pela qualidade e quantidade da flora aquática, pois muitos deles precisam dessas plantas para se alimentar, abrigar e depositar seus ovos. Além disso, são também influenciados por fatores físicos, tais como velocidade da água, natureza do substrato, temperatura, entre outros.

Os peixes, por exemplo, estão sujeitos a numerosos estressores, incluindo temperaturas flutuantes ou desfavoráveis, alta velocidade da água e carga de sedimentos, baixas concentrações de oxigênio dissolvido, limitada disponibilidade de alimentos e outras variáveis, algumas resultantes de atividades antropogênicas. Dependendo de sua severidade, o estresse pode sobrecarregar ou limitar os sistemas fisiológicos, reduzir o

crescimento, impedir a reprodução, predispor a doenças e reduzir a capacidade do organismo de tolerar estressores adicionais (ADAMS et al., 1993). Os cientistas ambientais continuamente procuram desenvolver e aperfeiçoar métodos que forneçam informações sobre os efeitos dos estressores ambientais nos organismos aquáticos e os mecanismos responsáveis por esses efeitos. Segundo ADAMS & RYON (1994), um grande número de variáveis biológicas, que vão dos níveis biomoleculares aos de comunidade e ecossistema, têm sido utilizados para caracterizar a saúde dos sistemas aquáticos.

Grandes esforços têm sido voltados para a procura de organismos que sejam sensíveis às mudanças ambientais. Acredita-se que os organismos testados em laboratório permitem avaliar os efeitos em ecossistemas naturais e predizer os possíveis efeitos de perturbações futuras, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem (ADAMS, 1995).

Os efeitos dos contaminantes ambientais nos sistemas biológicos são bem documentados e algumas relações, embora ainda pouco compreendidas, podem ser observadas entre a saúde dos ecossistemas aquáticos e a saúde humana, com evidências de que muitas substâncias tóxicas têm potencial para desorganizar genética e fisiologicamente os sistemas animais (ADAMS & GREELEY, no prelo).

## 2 - OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral

- Avaliar a qualidade da água e do sedimento na bacia do rio Piracicaba por meio de testes de toxicidade aguda com peixes.

### 2.2. Objetivos específicos

- Realizar análises físicas e químicas da água e do sedimento de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba.
- Comparar as espécies nativas de peixes *Prochilodus scrofa* (em estágio larval), *Cheirodon stenodon*, e *Hyphessobrycon bifasciatus* a *Poecilia reticulata* (espécie padronizada internacionalmente em testes de toxicidade), quanto à sensibilidade em testes de toxicidade com sedimentos e com uma substância de referência (dicromato de potássio).
- Comparar duas metodologias de testes de toxicidade aguda (em laboratório e *in situ*).
- Avaliar a toxicidade do sedimento aos organismos-teste selecionados.

### 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 - O monitoramento ambiental e os testes de toxicidade

O monitoramento ambiental auxilia o gerenciamento dos recursos hídricos fornecendo informações a respeito da extensão dos impactos causados pela poluição e avaliando a eficiência das medidas mitigadoras adotadas para eliminar ou reduzir os efeitos destes impactos (CHAPMAN, 1989). Segundo ABEL (1989), o monitoramento é feito para detectar e descrever as alterações que possam ocorrer e para procurar entender as relações qualitativas e quantitativas entre a poluição e suas conseqüências biológicas. Desta forma, é preciso saber das aplicações dos processos biológicos no controle da poluição e das sérias conseqüências para a saúde pública, assim como oferecer subsídios para especialistas de outras áreas, tais como químicos, engenheiros, administradores e legisladores, que dividem a responsabilidade do manejo dos recursos hídricos.

O monitoramento e o controle da poluição são auxiliados por diversas áreas da ciência, entre elas a Ecotoxicologia que, de acordo com BOUDOU & RIBEYRE (1989), "baseia-se no estudo das modificações que sofrem os ecossistemas a curto ou a longo prazo, utilizando-se de conceitos gerais bem estabelecidos de Ecologia, para entender os processos envolvidos, compreender os efeitos no ambiente e prever os prováveis riscos em caso de contaminação".

Segundo SOARES (1990) a Ecotoxicologia pode ser definida, em termos gerais, como "a ciência que estuda os efeitos ou influências de agentes químicos tóxicos ao nível do indivíduo e suas conseqüências na estrutura e funcionamento das populações, comunidades e ecossistemas".

ADAMS (1995) define a Toxicologia Aquática como o estudo dos efeitos tóxicos nos organismos aquáticos. Esta ampla definição inclui o estudo dos efeitos tóxicos nos níveis celular, individual, populacional e de

comunidade. A grande maioria dos estudos têm sido feita a nível individual. O mesmo autor faz, de forma detalhada, um histórico da Toxicologia Aquática em seu capítulo do Handbook of Ecotoxicology. Segundo ele, esta disciplina foi originalmente baseada em outras duas disciplinas: biologia da poluição aquática e limnologia. Essas disciplinas desenvolveram-se por cerca de 120 anos na Europa e nos E.U.A. . Mais tarde estudos incluíram pesquisas básicas para definir e identificar a biologia e a morfologia de lagos e rios e observaram como plantas, animais, e microorganismos interagem para tratar biologicamente o esgoto e reduzir a poluição orgânica. Além disso, muitos estudos passaram a considerar as comunidades biológicas na classificação dos corpos d'água em zonas de poluição, baseados na tolerância das espécies. Tem início aí o reconhecimento de que a presença ou a ausência de espécies vivendo em um dado ecossistema aquático representa um indicador mais sensível e confiável da situação das condições ambientais que a medida dos parâmetros físicos e químicos.

Ainda segundo ADAMS (1995), na década de 40, os biólogos advertiram para o fato de que as análises químicas poderiam não medir a toxicidade, mas apenas predizê-la. Os testes de toxicidade realizados nessa época consistiam em expor um limitado número de espécies a substâncias químicas ou efluentes por um curto período de tempo. Estes testes duravam de poucos minutos a várias horas (ocasionalmente se estendiam por 2 ou 4 dias) e não seguiam procedimentos padronizados. DOUDOROFF et al. (1951) utilizaram testes de toxicidade com peixes para avaliar a toxicidade de efluentes e para dar suporte ao desenvolvimento de métodos standardizados. Ao uso de organismos aquáticos na análise de efluentes foi dada a denominação de bioensaios aquáticos. A publicação de Doudoroff de 1951 levou aos primeiros procedimentos padronizados, que foram eventualmente incluídos no "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater". Os esforços para padronização dos testes de toxicidade foram renovados, e a EPA patrocinou um workshop e publicou um documento intitulado "Standard Methods for Acute Toxicity Test for Fish and Invertebrates". Esta publicação tem sido a cartilha para as

subseqüentes normas padronizadas para testes de toxicidade e tem sido utilizada no mundo todo. Atualmente existem métodos padronizados de testes de toxicidade para inúmeras espécies marinhas e de água doce, planctônicas ou bentônicas, incluindo peixes, invertebrados e algas (ADAMS, 1995).

De acordo com VISWANATHAN et al.(1988), os testes de toxicidade, principal instrumento da Ecotoxicologia, são importantes ferramentas para o monitoramento ambiental, pois as informações que fornecem a respeito dos ambientes degradados dão subsídios a comparações com estudos paralelos em habitats menos afetados, o que pode ajudar a avaliar os danos e identificar as causas. Tais estudos também ajudam a identificar espécies vulneráveis e/ou indicadoras.

Os testes de toxicidade podem ser utilizados no auxílio do controle da qualidade da água dos corpos receptores quanto à presença de tóxicos. O que interessa nesse tipo de experimento, segundo BRANCO (1989), não é a identificação individual dos agentes tóxicos na água, mas sim verificar se a água é tóxica através de ensaios de toxicidade e não somente pela determinação da composição química.

Além disso, segundo SOARES (1990), o monitoramento e o estabelecimento de critérios de qualidade das águas não podem se basear exclusivamente em métodos químicos, visto que:

⇒ alguns agentes químicos produzem efeitos biológicos adversos em concentrações bastante inferiores às detectadas pelos atuais métodos analíticos;

⇒ as análises químicas apenas revelam a presença das substâncias para as quais estão especificamente destinadas. Sendo impraticável analisar todas as substâncias químicas, a presença insuspeita de possíveis poluentes pode passar despercebida;

⇒ nos sistemas aquáticos as substâncias químicas não ocorrem, normalmente, em concentrações constantes. Logo, um monitoramento químico regular pode não detectar picos ocasionais de concentrações elevadas, que terão obviamente um significado biológico muito maior do que os níveis "normais";

⇒ as águas residuárias contêm misturas complexas de substâncias químicas cuja toxicidade não pode ser atribuída a um ou vários componentes isolados. Assim, devido a possíveis efeitos antagonísticos e sinérgicos, a toxicidade pode ser maior, menor, ou igualar a soma da toxicidade dos seus constituintes;

⇒ os efeitos biológicos de um agente químico são função da sua concentração e das características do sistema em que atua;

⇒ as análises físicas e químicas são pontuais no tempo, enquanto que os testes de toxicidade indicam, além do estado no momento da amostragem, as condições previamente existentes.

### **3.2 - Fontes e destinos dos poluentes**

Um poluente é definido, no contexto da ecotoxicologia, como uma substância que ocorre no ambiente, pelo menos em parte, como um resultado das atividades do homem e que tem efeitos deletérios nos organismos vivos (KRUIJF, 1988).

No estudo dos contaminantes ambientais, a Ecotoxicologia abrange a seguinte seqüência de eventos:

- Emissão: os poluentes podem ser liberados no ambiente por meio de fontes pontuais, como efluentes industriais e domésticos, e por fontes difusas, tais como o escoamento urbano e agrícola.

- Comportamento e destino: uma vez liberado no ambiente, o poluente pode estar sujeito a processos físicos, químicos ou biológicos que levam à sua degradação. Substâncias persistentes, ou seja, difíceis de serem degradadas, normalmente causam os mais sérios problemas.

- Efeitos nos organismos: os problemas da poluição normalmente começam, aparentemente, a nível de ecossistema ou comunidade, mas todos os efeitos aparecem, de fato, a nível individual, ou seja, de organismo (KRUIJF, 1988).

### 3.2.1 - Poluição orgânica e por nutrientes

As maiores fontes de poluentes orgânicos são os esgotos sanitários, os efluentes industriais e agrícolas e as várias formas de processamento e manufatura de alimentos e de outros produtos naturais. O potencial poluidor de um efluente orgânico é freqüentemente expresso em termos de sua demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (ABEL, 1989), que, de acordo com POVINELLI (1972), pode ser definida como "a quantidade de oxigênio necessária para a respiração dos microrganismos responsáveis pela estabilização (oxidação) da matéria orgânica, através da sua atividade metabólica em meio aeróbio num certo tempo a uma determinada temperatura".

Em águas não poluídas, a quantidade relativamente pequena de matéria orgânica morta é prontamente assimilada pela fauna e flora. Uma parte é consumida por animais detritívoros e incorporada à biomassa. O restante é decomposto por bactérias e fungos, que por sua vez, servem de alimento para organismos de níveis tróficos mais elevados (ABEL, 1989).

Ainda segundo ABEL (1989), a atividade dos microrganismos resulta na quebra de moléculas orgânicas complexas em substâncias inorgânicas, tais como os íons nitrato e fosfato (que se tornam disponíveis como nutrientes para os produtores). Durante esse processo metabólico, é consumido oxigênio. Quando a taxa de consumo de oxigênio excede a taxa de reaeração, diminui a concentração desse gás dissolvido na água. Só isso pode ser suficiente para eliminar algumas espécies, que podem ou não ser substituídas por outras com demandas de oxigênio menores.

### 3.2.2 - Poluição por agentes tóxicos

#### a) Metais pesados

"Metal pesado" é um termo impreciso que é geralmente utilizado para designar elementos metálicos com peso atômico maior que 40, excetuando-se os alcalino-terrosos, alcalinos, lantanídeos e actinídeos.

Os mais importantes metais pesados do ponto de vista da poluição aquática, segundo ABEL (1989), são: zinco, cobre, chumbo, cádmio, mercúrio, níquel e cromo. O alumínio pode ser importante em águas ácidas.

Dentro de uma faixa de pH de 5,5 a 7,0, este elemento praticamente não apresenta toxicidade. No entanto, abaixo desta faixa de pH o alumínio pode se solubilizar, tornando-se muito tóxico aos peixes.

Ainda segundo ABEL (1989), metais como cobre e zinco são elementos traço essenciais aos organismos vivos, mas tornam-se tóxicos em altas concentrações. Os processos industriais, particularmente aqueles relacionados à mineração, acabamento e manufatura de objetos metálicos, são as principais fontes de poluição por metais. Outras indústrias, como as de tintas, manufatura de couro, borracha, têxteis, e de celulose, utilizam amplamente compostos metálicos. Os insumos utilizados em algumas culturas agrícolas colaboram intensivamente para o aumento da poluição por metais.

Muitos metais são conhecidos por acumularem em tecidos animais e vegetais em altos níveis, representando um risco de toxicidade potencial aos organismos de posições mais elevadas nas cadeias alimentares, incluindo os humanos.

#### **b) Amônia, cianetos e fenóis**

Estes compostos são os mais difundidos poluentes de ambientes aquáticos nas regiões industrializadas, juntamente com metais como cobre, zinco e cádmio. A amônia e demais formas nitrogenadas estão freqüentemente presentes nos efluentes industriais e agrícolas e nos esgotos sanitários. A amônia não ionizada é muito tóxica para a maior parte dos organismos, mas o íon amônio é considerado moderadamente tóxico. A toxicidade da solução depende, portanto, da quantidade de amônia não ionizada, que aumenta conforme aumentam a temperatura e o pH da água. (ALABASTER & LLOYD, 1982; ABEL, 1989; BURTON, 1994). De acordo com THURSTON et al. (1981), a forma não ionizada da amônia é mais tóxica por difundir-se facilmente através do epitélio branquial. Embora a permeabilidade da membrana das células branquiais seja ainda maior ao  $\text{NH}_4^+$ , este é eliminado pelas brânquias por um processo carreador de troca por  $\text{Na}^+$ .

Os cianetos são os constituintes mais comuns de efluentes industriais, sendo produzidos em processos que envolvem combustão, tais como fundição, produção de gás e geração de energia em termoelétricas. A dissociação e conseqüentemente a toxicidade do cianeto dependem do pH. Baixos pHs favorecem a formação de HCN indissociável, que é altamente tóxico. Os fenóis são encontrados em um grande número de efluentes industriais, e estão particularmente associados com a produção de gás, refino de petróleo, geração de energia, e com muitos ramos da indústria química e de produção de vidros, borracha, tecidos e plásticos (ALABASTER & LLOYD, 1982; ABEL, 1989). A toxicidade dos fenóis aos peixes aumenta com o decréscimo da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido e com o aumento da salinidade (ALABASTER & LLOYD, 1982).

### **3.2.3 - Poluição térmica**

Muitos efluentes industriais entram a altas temperaturas no corpo receptor, o que pode provocar danos aos organismos aquáticos de forma direta ou indireta. Por exemplo, mudanças no regime natural de temperatura podem provocar alterações no desenvolvimento gonadal e no comportamento dos peixes e até mesmo na composição das comunidades desses organismos. Além disso, o aumento da temperatura reduz a solubilidade do oxigênio na água, e pode também alterar a toxicidade de algumas substâncias, pois a dissociação de poluentes ionizáveis (amônia, cianetos) é dependente da temperatura (ALABASTER & LLOYD, 1982).

### **3.3 - Os efeitos dos agentes tóxicos nos organismos**

Toxicidade é uma propriedade relativa de uma substância química que se refere ao seu potencial de causar danos aos organismos vivos. É uma função da concentração da substância química e da duração da exposição (RAND & PETROCELLI, 1985). Os testes de toxicidade são utilizados para avaliar os efeitos adversos de uma substância tóxica nos organismos vivos sob condições padronizadas, que permitam uma comparação com outros organismos e substâncias testadas.

**3.3.1 - Efeitos agudos** são aqueles que ocorrem rapidamente como um resultado da exposição ao agente tóxico por um curto período de tempo. Em peixes, os efeitos que podem ocorrer dentro de algumas horas, dias ou semanas, são considerados agudos (RAND & PETROCELLI, 1985). De acordo com a COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) (1990), o efeito agudo trata-se de uma resposta severa e rápida dos organismos a um estímulo, que se manifesta, em geral, num intervalo de 0 a 96 horas. Normalmente o efeito é a letalidade (para microcrustáceos pode ser a imobilidade). Para a avaliação do efeito agudo são determinadas a  $CL_{50}$  e a  $CE_{50}$ .

⇒  $CL_{50}$ : concentração letal média, ou a concentração do agente tóxico que causa mortalidade a 50% dos organismos expostos num intervalo de 24 a 96 horas.

⇒  $CE_{50}$ : concentração efetiva média, ou a concentração do agente tóxico que causa imobilidade a 50% dos organismos expostos num intervalo de 24 ou 48 horas (CETESB, 1990).

**3.3.2 - Efeitos crônicos ou subcrônicos** podem ocorrer quando o agente tóxico produz efeitos deletérios como resultado de exposições repetidas ou exposições por longos períodos de tempo. Os efeitos crônicos podem ser letais ou subletais. Um efeito letal típico para uma população é a incapacidade dos organismos cronicamente expostos em produzir proles viáveis. Os efeitos subletais mais comuns são as mudanças comportamentais (natação, atração-repulsão, relações predador-presa), fisiológicas (crescimento, reprodução, desenvolvimento), bioquímicas (enzimas, equilíbrio iônico) e histológicas (RAND & PETROCELLI, 1985). A CETESB (1990) define, em seus manuais, o efeito crônico como uma resposta a um estímulo que continua por longo tempo (parte ou todo o ciclo de vida dos organismos) e que normalmente é subletal e afeta funções biológicas como reprodução, desenvolvimento dos ovos, crescimento e maturação, entre outras. Neste caso, o que se observa é o CENO - concentração de efeito não observado, que corresponde à maior concentração do agente tóxico que não causa efeito deletério na sobrevivência e reprodução dos organismos, em sete dias de exposição.

### 3.4 - Testes de toxicidade aguda:

O primeiro passo na direção do entendimento dos efeitos tóxicos de substâncias no sistema aquático são os testes de toxicidade aguda. Os testes crônicos são o segundo passo e fornecem informações adicionais a respeito do nível de contaminação não prejudicial ao ecossistema (SLOOF, 1988).

De acordo com RAND & PETROCELLI (1985), os testes de toxicidade aquática aguda têm por objetivo determinar, sob condições controladas, a concentração de substâncias químicas ou efluentes, ou o nível de um agente, como a temperatura ou o pH, que causa efeitos deletérios a um grupo de organismos-teste durante um curto período de tempo. Para testes que utilizam peixes, o critério utilizado é a  $CL_{50}$ , pois a morte é uma resposta facilmente detectável nesses organismos. O critério normalmente utilizado para a constatação da morte de peixes é o cessamento dos movimentos operculares ou a falta de reação a pequenos estímulos mecânicos. Entretanto, em alguns invertebrados (como *Daphnia* e larvas de moscas, por exemplo) a morte não é facilmente determinada, e nesse caso é estimada a  $CE_{50}$  ao invés da  $CL_{50}$ . O efeito observado para estimar a  $CE_{50}$  é a imobilização ou falta de movimento.

Os resultados de um teste de toxicidade aguda podem ser expressos como: (1) porcentagem de organismos mortos ou imobilizados em cada concentração, ou (2)  $CL_{50}$  ou  $CE_{50}$  derivadas da observação, interpolação ou cálculo (RAND & PETROCELLI, 1985). O cálculo desses dois parâmetros pode ser feito por programas estatísticos, como por exemplo o "Trimmed Spearman-Kärber Method for Estimating Median Lethal Concentrations in Toxicity Bioassays" (HAMILTON et al., 1977).

Ainda segundo RAND & PETROCELLI (1985), nos testes de toxicidade aguda os organismos podem ser expostos ao agente tóxico por quatro sistemas diferentes quanto à renovação da solução-teste:

⇒ sistema estático: o agente tóxico é adicionado à água de diluição em diferentes proporções a fim de produzir diferentes concentrações. Os organismos são colocados nos recipientes-teste e a solução-teste (agente tóxico+água de diluição) não é renovada durante o teste;

⇒ sistema de recirculação: neste sistema as soluções-teste e o controle são bombeados, filtrados (a fim de manter a qualidade da água, sem reduzir a concentração do agente tóxico) para então retornar aos recipientes-teste. Este sistema não é rotineiramente utilizado devido ao alto custo e à possível interferência do aparato (aerador, filtro, etc) na solução-teste;

⇒ sistema de renovação: também conhecido como semi-estático (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1993b), neste sistema a solução-teste e o controle são renovados periodicamente (usualmente a cada 24 horas). Os organismos-teste são transferidos a recipientes-teste com novas soluções, ou as soluções velhas são substituídas por novas soluções no recipiente original;

⇒ sistema de fluxo contínuo: neste caso as soluções-teste fluem (continuamente ou intermitentemente) pelo recipiente teste, sem recirculação.

Testes estáticos e semi-estáticos não são apropriados quando a substância-teste é instável, volátil, apresenta alta demanda de oxigênio ou ainda quando é sorvida pelo recipiente-teste. Quando isto ocorre é preferível utilizar o sistema de fluxo contínuo (RAND & PETROCELLI, 1985; ADAMS, 1995). Sistemas estáticos são normalmente limitados a 1,0 g de biomassa por litro de solução-teste, de maneira a não causar desoxigenação na solução-teste.

### **3.5 - Testes de toxicidade de sedimentos**

De acordo com o "Guidance Document on Sediment Toxicity Tests and Bioassays for Freshwater and Marine Environments" (SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY - SETAC, 1993), a avaliação da contaminação dos sedimentos em experimentos de laboratório é uma prática relativamente recente.

No Brasil, testes de toxicidade de sedimentos já foram realizados pela CETESB (ZAGATTO et al., 1983) com material coletado em rios da região de Cubatão, SP, utilizando como bioindicador o microcrustáceo *Daphnia similis*. Nestes testes, os extratos aquosos dos sedimentos

causaram imobilidade e alterações de comportamento dos organismos-teste, o que foi interpretado como indícios de toxicidade. Testes subseqüentes, realizados com amostras de água e de sedimento coletadas na mesma região, indicaram alguma toxicidade da água e alta toxicidade do sedimento à *Daphnia similis* em 24 horas de exposição. Os autores concluíram, a partir destes testes, que as condições ambientais locais apresentavam-se inadequadas para a manutenção da vida aquática (ZAGATTO et al., 1987).

Segundo ADAMS (1995), o reconhecimento de que os sedimentos são, ao mesmo tempo, um sumidouro e uma "fonte" de agentes tóxicos em ambientes naturais tem levado ao aumento de interesse pelo desenvolvimento de técnicas para testes de toxicidade com organismos que habitam o sedimento.

Os sedimentos são um meio semi-sólido composto de minerais, materiais orgânicos, água intersticial e uma mistura de componentes físicos, químicos e biológicos, todos estruturados em micro e macroambientes, muitos dos quais interligados. No nível dos microambientes encontram-se bilhões de bactérias por grama de sedimento que metabolizam e ciclam compostos orgânicos específicos, ácidos orgânicos, nitrogênio, enxofre, metano e hidrogênio. Estas populações encontram-se em diferentes profundidades do sedimento, da estreita camada oxidada da superfície, onde o potencial redox é alto, até vários milímetros ou centímetros abaixo, onde o potencial redox é baixo. Dois produtos altamente tóxicos, provenientes da atividade destes microorganismos em sedimentos que contêm determinadas concentrações de matéria orgânica, são a amônia e o sulfeto de hidrogênio. A forma não ionizada da amônia, que predomina em condições ligeiramente alcalinas, têm se mostrado a forma mais tóxica para peixes de água fria (BURTON, 1994).

Os sedimentos em sistemas naturais e em sistemas-teste são conhecidos por alterar a biodisponibilidade de substâncias tóxicas. A biodisponibilidade se refere à fração do agente tóxico presente que está disponível para os organismos aquáticos. Um contaminante é dito estar disponível quando presente em uma forma ou fase que causa respostas

biológicas em uma ou mais espécies. O grau de disponibilidade é dependente das propriedades físicas e químicas do agente tóxico e do sedimento SETAC (1993). Desta forma, concentrações químicas que produzem efeitos biológicos em um tipo de sedimento podem não produzir efeitos em outros, mesmo quando nestes a concentração do agente tóxico é maior (ADAMS, 1995).

Atualmente, já é reconhecido que o conteúdo de carbono orgânico do sedimento é o fator de maior importância no controle da biodisponibilidade de substâncias químicas orgânicas não iônicas. Este conceito tem sido considerado pela USEPA (1992) no estabelecimento de critérios de qualidade para os sedimentos.

Os sulfetos ácidos voláteis (AVS) contidos nos sedimentos parecem controlar a biodisponibilidade de alguns metais, como cádmio, níquel e chumbo (USEPA 1992). Complexos metal-sulfeto são altamente insolúveis, e limitam a biodisponibilidade de certos metais. Quando o conteúdo de AVS do sedimento é excedido pela concentração de metais ( em uma proporção molar de 1:1), a toxicidade dos íons livres de metais é maior (ADAMS, 1995).

Quando os testes de toxicidade de sedimentos são conduzidos em laboratório, os organismos são expostos em sistemas estáticos, semi-estáticos ou de fluxo contínuo por um período que varia de 48 horas a 10 dias. Segundo BURTON (1995), o sistema de exposição pode determinar, em alguns casos, a toxicidade do sedimento, ou seja, resultados diferentes podem ser observados para as mesmas amostras contaminadas submetidas a diferentes sistemas de exposição. Por exemplo, os testes que utilizam sedimentos em fase sólida, em sistemas de fluxo contínuo nos quais a água é repostada rapidamente, podem mostrar efeitos tóxicos menos nocivos que sistemas em que a água é repostada lentamente. Ensaios de toxicidade estáticos, em que a água não é renovada, normalmente produzem os efeitos mais nocivos. Entretanto, isto não é verdade para qualquer situação. Por exemplo, se o sedimento é predominantemente calcáreo, pode ocorrer a liberação de carbonatos para a coluna d'água, aumentando deste modo a dureza desta e reduzindo, assim, a toxicidade dos metais presentes.

Devido aos efeitos da manipulação do sedimento, é óbvio que os resultados obtidos em laboratório podem não refletir as condições *in situ*. Desta forma há de se fazer algumas considerações para a validação destes testes no ambiente (BURTON, 1995).

Uma forma efetiva de avaliar os efeitos de sedimentos contaminados nos organismos é a utilização de testes *in situ*. De acordo com BURTON (1991), esta técnica é relativamente simples e elimina os possíveis erros induzidos pela amostragem e pela manipulação do sedimento em laboratório. Além disso, considera condições que podem ser importantes na determinação da toxicidade do sedimento e que não são consideradas em laboratório, como insolação, variações diárias de temperatura e oxigênio, turbidez da água, integridade do sedimento, condições de fluxo contínuo da água do local e interações com a microfauna. SASSON-BRICKSON & BURTON (1991) observaram diferenças significantes entre as respostas obtidas em laboratório e *in situ*. Enquanto a toxicidade do sedimento a *Ceriodaphnia dubia* foi maior nos experimentos em laboratório, a toxicidade da água foi maior *in situ*. As limitações a esta técnica incluem possíveis problemas com o recipiente teste e a dificuldade na alimentação dos organismos em exposições por longos períodos de tempo. A montagem do experimento pode também ser difícil em locais profundos ou em corredeiras.

## **4 - MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.1 - Área de estudo: bacia do rio Piracicaba**

Com uma superfície de 12.746 km<sup>2</sup> e com sentido geral de escoamento leste-oeste e noroeste, a bacia do rio Piracicaba tem suas nascentes nos estados de Minas Gerais (nas cabeceiras do rio Jaguari) e de São Paulo, onde os rios Atibainha e Cachoeira dão origem ao rio Atibaia. São também importantes constituintes da bacia os rios Camanducaia, afluente paulista do Jaguari e o Corumbataí, contribuinte direto do Piracicaba em seu curso médio inferior antes da confluência à margem direita do Tietê, do qual é o principal tributário (Programa de Investimentos para Recuperação e Proteção das bacias (P.I.R.B.) dos rios Piracicaba e Capivari, 1992). A figura 1 mostra uma visão geral da bacia.

Localizam-se nos limites da bacia 44 municípios, sendo 40 no Estado de São Paulo e 4 em Minas Gerais. Estima-se que em 2010, 11 cidades terão mais de 100 mil habitantes, contendo 90% da população da bacia. Durante as décadas de 70 e 80 a bacia do rio Piracicaba apresentou a maior taxa de crescimento populacional do estado, de 5,00% ao ano, contra 4,36% para a Região Metropolitana de São Paulo, para o mesmo período. A população estimada em 1988 foi de 2 milhões de habitantes, com previsão de 7 milhões para o ano 2010 (CESAR NETO, 1988).

De acordo com a CETESB (1995), a bacia abastece 42 municípios, sendo que 33 deles utilizam-se de águas superficiais, 4 de mananciais subterrâneos e 3 de sistema misto. Os rios da bacia recebem efluentes de cerca de 194 indústrias, além de efluentes domésticos de 40 municípios, dos quais somente 13 possuem algum sistema de tratamento de esgotos.

Esta bacia tem sido qualificada como o principal vetor de desconcentração industrial da região metropolitana de São Paulo,

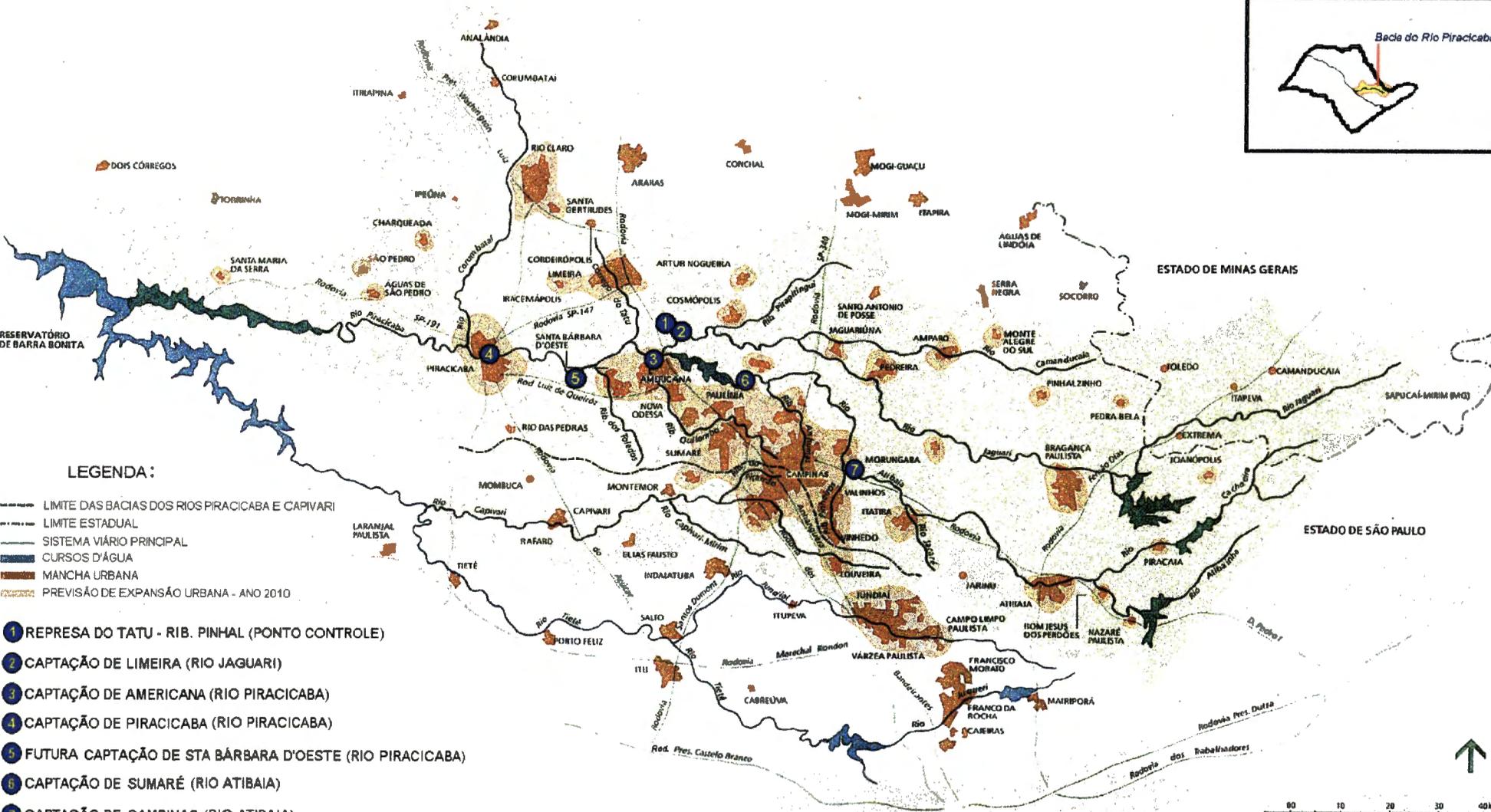
respondendo hoje por 10% do Valor de Transformação Industrial (VTI) do Brasil. Parte relevante deste setor industrial vincula-se às atividades primárias baseadas em práticas modernas de plantio e colheita, em que ganham maior destaque as culturas de cana-de-açúcar das indústrias sucro-alcooleiras e dos citros, utilizados no processamento de sucos destinado ao mercado externo. Isso acarreta uma aplicação intensiva de insumos e um aumento na utilização dos recursos hídricos demandados pelos segmentos produtivos e pelo consumo da população local, refletindo diretamente na qualidade e na disponibilidade da água.

Estima-se que a produção de água para o abastecimento público atingiu, em 1995, o patamar de  $14\text{m}^3/\text{s}$ , incluindo além das demandas dos municípios da bacia, a oferta de água a outras cinco cidades paulistas. Recai ainda sobre a região, a responsabilidade pela transferência de  $31\text{m}^3/\text{s}$  para o Sistema Cantareira, em favor do atendimento de aproximadamente 57% da população consumidora na região metropolitana de São Paulo.

Quanto às atividades produtivas da região, as indústrias têm demandado volumes crescentes de água, estimados em  $16,7\text{ m}^3/\text{s}$  em 1995 dos quais a maior parcela é captada superficialmente. A irrigação das culturas regionais demanda  $6,8\text{m}^3/\text{s}$  de água vinda, em parte, dos despejos das águas liberadas a montante pelos usos urbano e industrial (P.I.R.B. dos rios Piracicaba e Capivari, 1992).

A maior indústria consumidora de água da bacia é a Rhodia Indústria Química, em Paulínia, a qual é responsável pelo montante de  $2,92\text{m}^3/\text{s}$  ou 23% da vazão superficial captada. As usinas de álcool somadas representam 33% do total equivalentes a  $4,26\text{m}^3/\text{s}$  (tabela I).

Os lançamentos de efluentes urbanos representam aproximadamente 80% da vazão captada e estão dispostos em sub-bacias, segundo a localização física.



**LEGENDA:**

- LIMITE DAS BACIAS DOS RIOS PIRACICABA E CAPIVARI
- LIMITE ESTADUAL
- SISTEMA VIÁRIO PRINCIPAL
- CURSOS D'ÁGUA
- MANCHA URBANA
- PREVISÃO DE EXPANSÃO URBANA - ANO 2010

- 1 REPRESA DO TATU - RIB. PINHAL (PONTO CONTROLE)
- 2 CAPTAÇÃO DE LIMEIRA (RIO JAGUARI)
- 3 CAPTAÇÃO DE AMERICANA (RIO PIRACICABA)
- 4 CAPTAÇÃO DE PIRACICABA (RIO PIRACICABA)
- 5 FUTURA CAPTAÇÃO DE STA BÁRBARA D'OESTE (RIO PIRACICABA)
- 6 CAPTAÇÃO DE SUMARÉ (RIO ATIBAIA)
- 7 CAPTAÇÃO DE CAMPINAS (RIO ATIBAIA)



**FIGURA 1:** Pontos de amostragem, unidades hidrográficas, limites e principais cidades da bacia do rio Piracicaba.  
 (FONTE: Programa de Investimentos para Recuperação e Proteção das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, 1992)

A observação dos balanços hídricos revela que os problemas mais agudos encontram-se nas sub-bacias dos trechos médios e inferior do Atibaia, no Ribeirão dos Quilombos e no alto Capivari. Esses balanços também denunciam que mais de 60% da vazão do Ribeirão dos Quilombos é proveniente das descargas de esgoto sanitário e despejos industriais (P.I.R.B. dos rios Piracicaba e Capivari, 1992).

TABELA 1. Relação dos maiores consumidores individuais por sub-bacia e por vazão de captação e de despejo (em m<sup>3</sup>/h).  
(Fonte: Plano Diretor JPE, 1992)

Nº de Ordem	INDÚSTRIA	LOCALIZAÇÃO		VAZÕES (m <sup>3</sup> /h)	
		Município	Sub-bacia	Captação	Despejo
1	União São Paulo S.A. Agric. Ind. e Com.	Rafard	Cap B	5000	4526
2	União Açucareira Santa Cruz S.A.	Capivari	Cap B	2657	2111
3	Fábrica de Papel Santa Terezinha	Brag. Paulista	Jag MS	432	200
4	Petrobrás REPLAN	Paulínia	Jag B/ Ati	2000	1230
5	Usina Açucareira Ester S.A.	Cosmópolis	Jag B	3900	3200
6	Ajinomoto Interamericana Ind. e Com. Ltda	Limeira	Jag B	4167	3750
7	Papirus Indústria de Papel S.A.	Limeira	Jag B/Pir A	840	724
8	Rhodia Indústria Química	Paulínia	Ati A	10500	10005
9	Shell Química S.A.	Paulínia	Ati B	600	608
10	J. Bresseler S.A. Indústria de Papel	Paulínia	Ati B	600	500
11	Usina Costa Pinto S.A. - Açúcar e Alcool	Piracicaba	Cor B	1700	700
12	S.A. Indústria Química Butilamil	Piracicaba	Cor B	750	640
13	Ripasa S.A. Celulose e Papel	Limeira	Pir A	3600	3186
14	Fibra S.A.	Americana	Pir A	1150	1115
15	Limeira S.A. Indústria de Papel e Cartolina I/II	Limeira	Pir A	680	744
16	Usina Santa Bárbara S.A. - Açúcar e Alcool	S <sup>ta</sup> Barb'd'Oeste	Pir A	1610	640
17	Usina São José S.A. - Açúcar e Alcool	rio das Pedras	Pir A	923	733
18	Cia. Industrial Agrícola Ometto/Usina Iracema	Iracemápolis	Pir A	1062	4
19	Indústria de Papel Piracicaba	Piracicaba	Pir A	752	700
20	Usina Modelo S.A.	Piracicaba	Pir A	3500	3324
21	Antarctica Paulista	Jaguariúna	Jag MI	404	-
<b>TOTAL</b>				<b>46423</b>	<b>38640</b>

LEGENDA:

Cor = rio Corumbataí      Pir = rio Piracicaba      A = alto      MI = médio inferior  
Ati = rio Atibaia      Jag = rio Jaguari      Cap = rio Capivari      B = baixo      MS = médio superior

De acordo com as análises da CETESB (1992a; 1993; 1995; 1996), os teores de oxigênio dissolvido no rio Piracicaba situaram-se abaixo de 5 mg/L em alguns meses de 1991 e em quase todos os meses de 1992, 1994 e 1995 na maior parte dos locais monitorados. As mesmas análises

acusaram concentrações de fósforo total e número de coliformes fecais acima dos limites da classe estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 20 (BRASIL, 1986), em todos os locais monitorados nos rios Piracicaba, Jaguari, Atibaia e Corumbataí, nos anos de 1991, 1992, 1994 e 1995. Os níveis de fenol também estiveram acima dos limites estabelecidos, em 1992, 1994 e 1995 no rio Piracicaba, em 1991 e 1995 no rio Jaguari, em 1994 no rio Corumbataí e em 1991, 1992, 1994 e 1995 no rio Atibaia. Também foram detectadas, nos rios Piracicaba e Atibaia em 1991, 1992 e 1994 e no rio Corumbataí em 1994, concentrações de nitrogênio amoniacal acima do estabelecido por lei. Elevadas concentrações de metais como **cádmio** (rios Piracicaba, Atibaia, Corumbataí e Jaguari, em 1991 e 1992), **cobre** (rio Piracicaba, em 1991, 1992 e 1994; rio Jaguari, em 1991 e 1994; rio Atibaia, em 1991 e 1992; rio Corumbataí em 1992 e 1994), **mercúrio** (rio Jaguari em 1991; rio Atibaia, em 1991 e 1995; rio Piracicaba em 1991, 1994 e 1995; rio Corumbataí em 1992), **zinco** (rio Piracicaba, em 1991, 1992 e 1994; rio Atibaia em 1991 e 1992; rios Jaguari e Corumbataí em 1992) e **manganês** (rios Piracicaba, Atibaia e Corumbataí em 1991, 1992, 1994 e 1995; rio Jaguari, em 1994) também foram detectadas pelas análises da CETESB acima dos limites estabelecidos por lei para os corpos d'água da classe 2.

#### **4.2 - Organismos utilizados nos testes de toxicidade aguda em laboratório e *in situ***

A Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (1993a) recomenda a utilização das seguintes espécies de peixes como organismos-teste: *Cheirodon notomelas*, *Hemigrammus marginatus*, *Poecilia reticulata* ou outras espécies pertencentes à família Characidae, de sensibilidade semelhante à das espécies indicadas. O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA (1990) recomenda, em seu manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos, as espécies de peixes autóctones pertencentes à família Characidae, preferencialmente; opcionalmente podem ser utilizadas

*Pimephales promelas* ou *Brachydanio rerio* (Cyprinidae) e *Poecilia reticulata* (Poeciliidae).

No entanto, alguns critérios devem ser levados em consideração na escolha do organismo-teste:

- enquadramento nos objetivos do teste;
- sensibilidade à(s) substância(s) testada(s);
- relevância ecológica;
- facilidade de aquisição e manutenção e
- informações na literatura a respeito da biologia e da metodologia do teste com a espécie (SETAC, 1993; BUIKEMA, 1982).

Além dos critérios acima citados, ZAGATTO (1993) destaca, ainda:

- ampla distribuição geográfica;
- importância econômica e
- ciclo biológico curto.

#### **4.2.1 - *Poecilia reticulata* (Atheriniformes, Poeciliidae)**

Dentre as espécies de peixes poecilídeos, *Poecilia reticulata* (Peters, 1859) tem sido uma das mais empregadas em vários tipos de estudos biológicos. Naturalmente originária da Guiana, Venezuela e Trinidad (NASCIMENTO, 1984), é conhecida por guarú ou barrigudinho na região desde o rio de Janeiro até o sul e por bobó, na Bahia (DUSSAULT & KRAMER, 1981).

Pertencem à família dos poecilídeos, 21 gêneros e cerca de 160 espécies, com grande diversidade nas Américas Central e Sul, com espectro de tamanho variando de 1,5 a 15 cm (BERRA, 1981). Sua identificação baseia-se no exame do gonopódio, órgão formado pela diferenciação da nadadeira anal do macho em órgão auxiliar de cópula. São características da família, a fertilização interna e a estocagem de esperma. Os machos transmitem o espermátóforo via gonopódio, e as fêmeas são capazes de estocar o esperma por mais de dez meses e portanto, várias ninhadas sucessivas podem ser fertilizadas a partir de uma única cópula. A reprodução contínua durante todo o ano faz desta espécie um material

adequado como organismo teste em ensaios de toxicidade aquática para os resíduos aos quais apresenta sensibilidade.

Na espécie em questão, os machos são menores que as fêmeas, atingindo um tamanho máximo de 3 e 6 cm, respectivamente. Apresentam manchas pretas e coloridas ao longo do corpo, num padrão polimórfico, o que tem atraído a atenção dos aquarífilistas (GIANOTTI, 1985) (figura 2).

#### **4.2.2 - *Prochilodus scrofa***

O curimatá, *Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881 (Cypriniformes - Prochilodontidae) é uma das espécies mais abundantes nos rios da região sudeste do Brasil e ao mesmo tempo, uma das mais drasticamente afetadas pelas modificações que vêm sofrendo estes rios.

As espécies do gênero *Prochilodus* possuem ampla distribuição geográfica, abrangendo as grandes bacias fluviais da América do Sul. Segundo GODOY (1975), a localidade típica de ocorrência de *Prochilodus scrofa* é a bacia superior do rio Paraná, envolvendo sobretudo os rios Grande, Pardo e Mogi-Guaçu. O mesmo autor relata, ainda, a ocorrência da referida espécie nos rios Paraíba, Paranaíba, Piracicaba, Tietê, Sapucaí Mirim, Jaguari-Mirim, Camanducaia, Iguaçu, Arroio Trementina, Paraguai e Uruguai.

Testes de toxicidade utilizando peixes em estágio larval têm sido realizados com espécies já padronizadas, como por exemplo *Pimephales promelas* (fathead minnow) (BOUDOU & RIBEYRE, 1989). No Brasil, a CETESB recomenda, quando os testes são realizados fora do período de desova das espécies autóctones, larvas de *Brachydanio rerio* (paulistinha) que, embora seja uma espécie exótica, desova durante a maior parte do ano em condições laboratoriais (BERTOLETTI, comunicação pessoal).

A utilização de *Prochilodus scrofa* no presente trabalho é justificada pelo fato deste peixe ser nativo e presente na área de estudo em questão e pela facilidade em se conseguir grande quantidade de larvas durante a época de reprodução.

#### 4.2.3 - *Cheirodon stenodon* (Cypriniformes, Characidae)

Os peixes pertencentes à subfamília Cheirodontinae são todos de pequeno porte, não ultrapassando 10 cm de comprimento (o maior exemplar de *Cheirodon stenodon* coletado no presente trabalho atingiu 6 cm de comprimento). Possuem apenas uma série de dentes nas maxilas, a partir dos quais é feita a identificação, pois os numerosos gêneros de Cheirodontinae são muito semelhantes entre si. As espécies desta subfamília são conhecidos como "pequiras" e são comuns em todo o Brasil, em ambientes lóticos e lênticos (BRITSKY, 1972).

O gênero *Cheirodon*, da bacia do Paraná, possui dentes multicúspides com 5 ou mais pontas e corpo com linha lateral incompleta. No estado de São Paulo ocorrem duas espécies: *C. notomelas*, que possui uma mancha negra posterior envolvendo todo o pedúnculo caudal, nadadeira dorsal com base escura, corpo relativamente alto e dentes de topo largo; *C. stenodon*, por sua vez, possui corpo mais afilado, uma mancha reduzida na base da nadadeira caudal e dentes de topo mais estreito (BRITSKY, 1972) (Figura 2).

#### 4.2.4 - *Hyphessobrycon bifasciatus* (Cypriniformes, Characidae)

*H. bifasciatus*, conhecido como "mato-grosso", é uma espécie de pequeno porte (não ultrapassa 6 cm de comprimento), corpo relativamente alto e coloração avermelhada, o que a torna interessante para a aquariofilia (figura 2). Os peixes do gênero *Hyphessobrycon* possuem linha lateral interrompida e lobos da nadadeira caudal não escamosos. Tetragonopterinae é a subfamília de Characidae com o maior número de espécies no Brasil. Os peixes pertencentes a esta subfamília são conhecidos, no estado de São Paulo, como lambarís e podem ser encontrados desde a fronteira do México com os EUA até a Argentina. No Estado de São Paulo, *H. bifasciatus* é encontrado nas bacias do Paraná, do Paraíba, do Ribeiro e nos rios do litoral (BRITSKY, 1972).

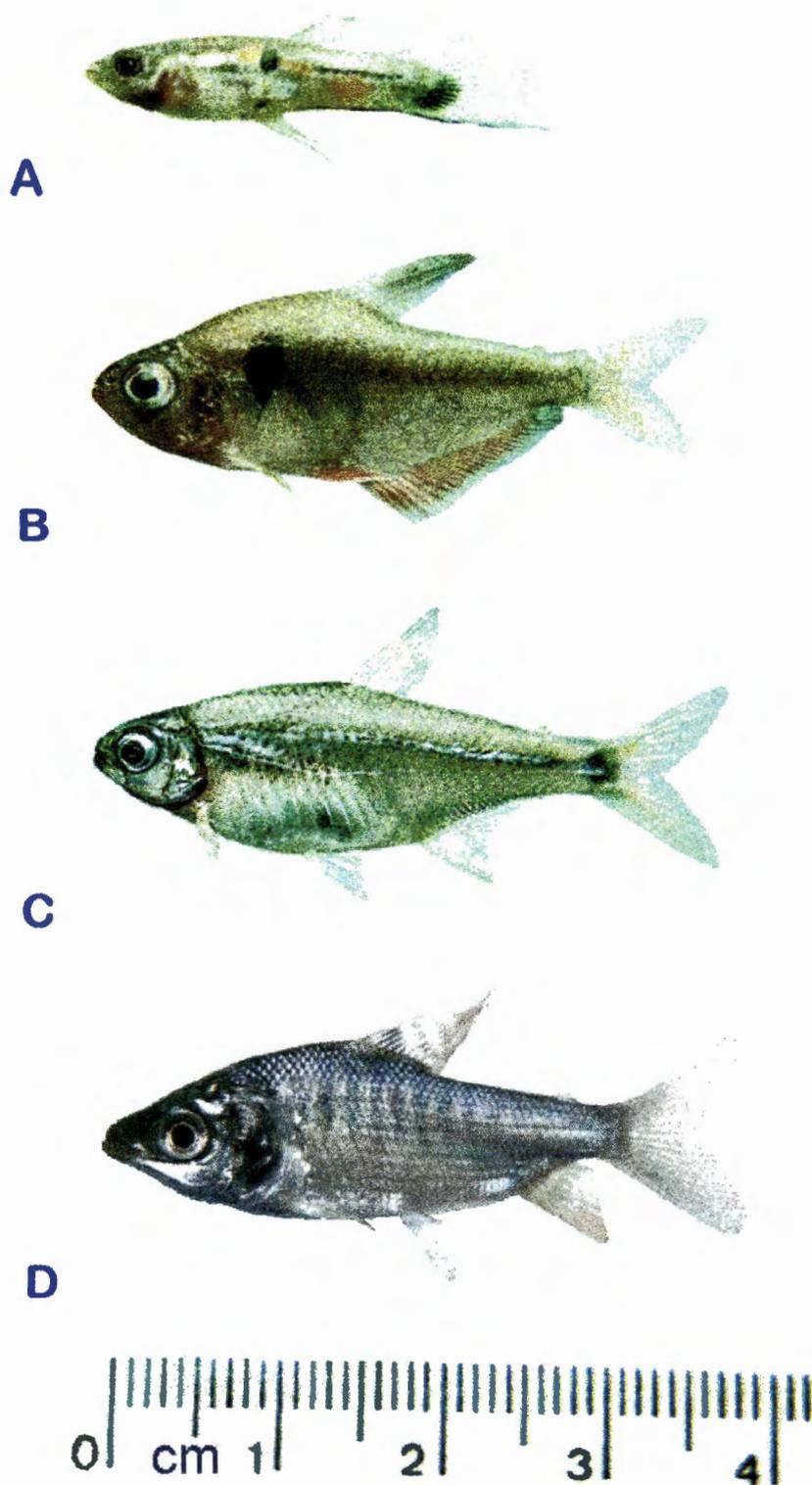


FIGURA 2: Organismos-teste seleccionados:

- A - *Poecilia reticulata* (Atheriniformes, Poeciliidae)
- B - *Hyphessobrycon bifasciatus* (Cypriniformes, Characidae)
- C - *Cheirodon stenodon* (Cypriniformes, Characidae)
- D - *Prochilodus scrofa* (Cypriniformes, Prochilodontidae)

#### **4.3 - Procedimentos adotados para a coleta e manutenção dos organismos teste**

De acordo com BURTON (1995), os organismos-teste podem ser obtidos de culturas de laboratório, fornecedores comerciais, ou pela captura no ambiente (organismos selvagens). As espécies cultivadas em laboratório nos permitem saber da sua idade, história, tamanho e qualidade. Já os organismos obtidos diretamente de populações selvagens devem ser coletados somente em áreas reconhecidamente não poluídas. Dos organismos utilizados no presente trabalho, apenas uma espécie, *Prochilodus scrofa*, foi obtida a partir de reprodução em laboratório. Os organismos das outras três espécies foram capturados na natureza. No entanto, todos os organismos utilizados em um teste pertenciam a um mesmo lote e possuíam qualidade aceitável, ou seja, organismos machucados, mortos, anormais ou doentes foram descartados. Um grupo de organismos não deve ser utilizado se os indivíduos parecerem estar doentes ou estressados, ou se mais de 5% da população morrerem durante as 48 horas que antecedem o teste (ABNT, 1990a; BURTON, 1995). Procedimentos semelhantes a estes e outros métodos para a execução de testes de toxicidade foram detalhadamente descritos por DOUDOROFF et al. (1951).

Os tanques ou aquários de manutenção foram mantidos em um espaço separado daquele em que foram realizados os testes de toxicidade. Os organismos foram manuseados de maneira que não ficassem desnecessariamente estressados. Os organismos que eventualmente foram derrubados, diretamente manuseados ou ainda os que saltaram para fora dos aquários de manutenção foram descartados.

Os organismos-teste não foram submetidos a variações de temperatura maiores que 3 °C em um período de 24 horas.

Quando uma população era levada ao espaço de testes, ela permanecia separada dos outros organismos, inclusive dos da mesma espécie. Foram utilizadas redes e outros equipamentos de manuseio individuais (cada espécie/aquário tinha o seu). Os organismos passaram

sempre por um período de adaptação às condições do teste em laboratório antes do início dos experimentos.

Estes procedimentos para a manutenção dos organismos-teste são básicos, e recomendações semelhantes são encontradas nos documentos da ABNT (1993a; 1993b; 1993c) que tratam dos testes de toxicidade com peixes.

#### **4.3.1 - *Poecilia reticulata***

Os exemplares de *Poecilia reticulata* foram coletados nos tanques de piscicultura do Presídio de Itirapina, em Itirapina, SP, com o auxílio de uma rede (puçá) de nylon.

Devidamente acondicionados em sacos plásticos contendo água do local, os organismos foram, a seguir, transportados ao Laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva (DEBE) da Universidade Federal de São Carlos em São Carlos, SP, onde os mais saudáveis passaram por um processo de adaptação em aquários de vidro, local em que permaneceram até o momento dos testes.

Nos aquários, a água foi aerada artificialmente e a densidade populacional nunca ultrapassou dois peixes por litro.

A alimentação, à base de ração balanceada em flocos (Tetrafood<sup>®</sup>, Tetra Menu<sup>®</sup>) foi administrada diariamente. Estas rações são elaboradas a base de óleo de soja, óleo de peixe, extrato de algas, sorbitol, lecitina e conservante (ethoxyquin) e possuem a seguinte composição: proteína bruta, mínimo de 42%; lipídios, 4%; fibras, 2%; umidade, 6%; vitaminas  $\cong$  400 mg.kg<sup>-1</sup> (informações do fabricante no rótulo da embalagem).

A temperatura (mantida a 22 $\pm$ 1 °C), o pH e o nível da água nos aquários de manutenção foram constantemente monitorados e os organismos mortos, retirados. A água que abastece o DEBE é isenta de cloro, possui pH de levemente ácido (6,6) a neutro (7,0) e dureza em torno de 26 mg/L de CaCO<sub>3</sub>. Eventualmente, por falhas no sistema de abastecimento do laboratório, a água passava a vir das caixas d'água do prédio, alterando ligeiramente as características da água de manutenção.

Nestas ocasiões, o pH chegava a levemente alcalino (7,5) e a dureza ultrapassava 40 mg/L de CaCO<sub>3</sub>. No entanto, a água utilizada mostrou-se sempre de muito boa qualidade para a manutenção dos organismos.

#### **4.3.2. *Prochilodus scrofa***

As larvas de *Prochilodus scrofa*, recém eclodidas, foram fornecidas pelo CEPTA (Centro de Pesquisa e Treinamento em Aqüicultura) e pelo Instituto de Pesca em Pirassununga, SP. As larvas foram alimentadas com plâncton selvagem, constituído principalmente de algas, rotíferos e neonatas de cladóceros, coletado no Reservatório do Lobo, em Itirapina - SP. A coleta do plâncton foi feita com uma rede de malha de 40 µm. A seguir, o material coletado foi passado por uma rede de malha de 68 µm a fim de retirar organismos maiores, como copépodos. Os organismos não retidos pela malha de 68 µm foram, então, utilizados como alimento para as larvas de curimatá. Este procedimento é comumente utilizado no CEPTA, em Pirassununga - SP (SENHORINI, comunicação pessoal). Os organismos receberam alimentação por um curto período de tempo, já que foram submetidos aos testes com apenas uma semana de vida.

As larvas foram mantidas em aquários de vidro, com água aerada artificialmente e temperatura controlada, até o momento dos testes. No Instituto de Pesca, em Pirassununga, as larvas eram mantidas em água levemente salobra (devido à alimentação com o rotífero *Brachionus plicatilis*). Assim, após transportadas ao Laboratório de Ecotoxicologia do DEBE/UFSCar, as larvas tiveram que passar por um processo de adaptação, pelo qual a água original foi gradativamente substituída pela nova água de manutenção.

#### **4.3.3 - *Cheirodon stenodon* e *Hyphessobrycon bifasciatus***

Estas duas espécies foram coletadas na Lagoa do Diogo, na Reserva Ecológica do Jataí, no Município de Luís Antônio, SP. O procedimento utilizado para a coleta e manutenção dessas espécies foi o mesmo utilizado para *Poecilia reticulata*.

#### 4.4 - Coleta e manutenção das amostras de água e de sedimento

As amostras de água e sedimento foram coletadas em seis pontos da bacia do rio Piracicaba, correspondentes aos locais de captação de água para o abastecimento público das cidades de Limeira, Americana, Piracicaba, Santa Bárbara d'Oeste, Campinas e Sumaré, todas no estado de São Paulo, mais um ponto controle, na Represa do Tatú, antiga usina da CESP no Ribeirão do Pinhal, em Limeira (tabela 2; figura 3). Os pontos de amostragem estão localizados no mapa (figura 1).

A água foi coletada superficialmente com um balde e armazenada em galões de 20 litros. O sedimento, coletado com o auxílio de uma draga VanVeen, foi acondicionado em sacos plásticos e a seguir, transportado em caixas de isopor para o Laboratório de Ecotoxicologia do DEBE/UFSCar, onde foi armazenado em um refrigerador a 4°C. Os galões com as amostras de água foram mantidos em uma sala a 20°C. Na maioria dos testes com sedimento o material foi utilizado em até uma semana após a coleta. Somente no segundo teste realizado com as espécies *Cheirodon stenodon* e *Hyphessobrycon bifasciatus* o sedimento foi utilizado 43 dias após a coleta.

CARR et al.(1989)<sup>1</sup> apud OTHOUDT et al.(1991) constataram que a estocagem, o congelamento e o degelo da água intersticial não afetou os resultados dos testes de toxicidade subseqüentes. No entanto, SCHUYTEMA (1989)<sup>2</sup> apud OTHOUDT et al.(1991) diz que o congelamento e o degelo podem alterar a disponibilidade dos agentes tóxicos contidos no sedimento e sua toxicidade a invertebrados bentônicos.

<sup>1</sup> CARR, R.S.; WILLIAMS, J.W.; FRAGATE, C.T. (1989). *Environmental Toxicology and Chemistry*. v.8, p.533-543. apud OTHOUDT, R.A.; GIESY, J.P.; GRZYB, K.R.; VERBRUGGE, D.A.; HOKE, R.A.; DRAKE, J.B.; ANDERSON, D. (1991). Evaluation of the Effects of Storage Time on the Toxicity of Sediments. *Chemosphere*, v.22, n.9-10, p.801-807.

<sup>2</sup> SCHUYTEMA, G.S.; NEBEKER, A.V.; GRIFFIS, W.L.; MILLER, C.E. (1989). *Environmental Toxicology and Chemistry*. v.8, p.883-891. apud OTHOUDT, R.A.; GIESY, J.P.; GRZYB, K.R.; VERBRUGGE, D.A.; HOKE, R.A.; DRAKE, J.B.; ANDERSON, D. (1991). Evaluation of the Effects of Storage Time on the Toxicity of Sediments. *Chemosphere*, v.22, n.9-10, p.801-807.

TABELA 2 : Pontos de Amostragem na bacia do rio Piracicaba

Pontos	rios	Localização	Profundidade aproximada	Amostragem de água	Amostragem de sedimento
1	Represa do Tatu, Ribeirão do Pinhal (Controle)	Seguindo pela Via Anhangüera, sentido Americana-Limeira, 5km após a GoodYear, seguir $\cong$ 10km por estrada de terra (placa indicando Captação Limeira). Localiza-se 500 m antes da Captação de Limeira.	4,0m	Superficial, próximo à margem direita	Próximo à margem direita
2	Jaguari	Captação de Limeira, mesma descrição dada ao ponto 1	2,0 m	Superficial, próximo às bombas de captação da ETA (margem direita)	Próximo às bombas de captação da ETA (margem direita)
3	Piracicaba	Captação de Americana- No acesso para a Good Year - sentido Ripasa, distante da via Anhanguera $\cong$ 3 km	2,3 m	Superficial, próximo às bombas de captação, na margem esquerda	Próximo às bombas de captação, na margem esquerda
4	Piracicaba	Futura captação de Sta Bárbara. Pela Rodovia do Açúcar, seguir pelo acesso para o Bairro Caiobi até o Recreio Cruzeiro do Sul	1,0 m	Superficial, próximo à margem esquerda	Próximo à margem esquerda
5	Piracicaba	Captação de Piracicaba - Na cidade de Piracicaba, próximo à Rua do Porto	1,0 m	Superficial, na margem direita do rio, próximo à entrada do canal de captação	Na margem direita, próximo à entrada do canal de captação
6	Atibaia	Captação de Sumaré. $\cong$ Km 118 Via Anhanguera, seguir $\cong$ 15 km por estrada de terra para Paulínia	1,5 m	Superficial, no canal de captação, próximo às bombas, na margem esquerda	No canal de captação, próximo às bombas, na margem esquerda
7	Atibaia	Captação de Campinas Rod. D.Pedro, próximo ao acesso para Valinhos	2,0 m	Superficial, próximo às bombas de captação da ETA, na margem esquerda	Próximo às bombas de captação da ETA, na margem esquerda

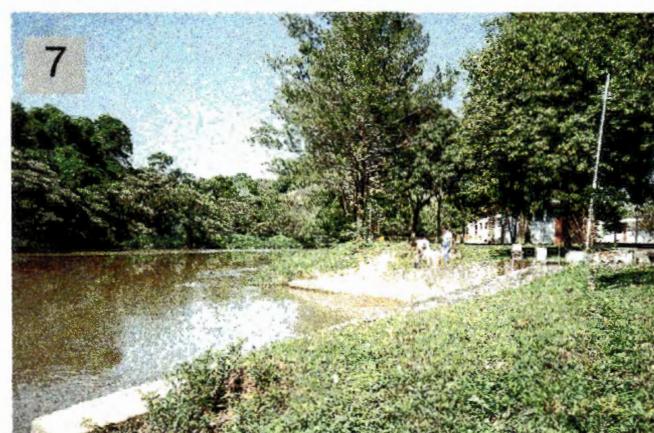
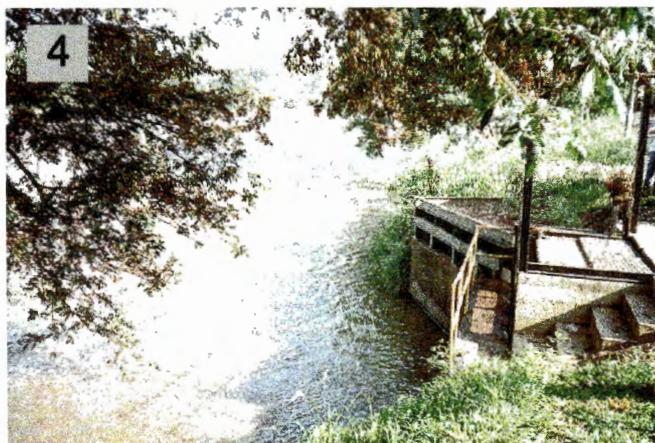
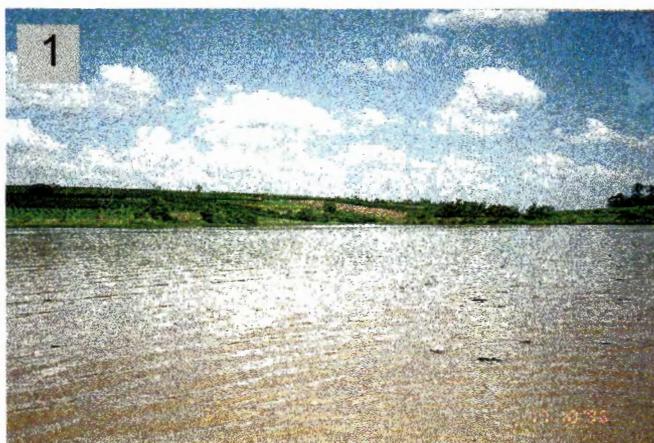


Figura 3 : Pontos de amostragem na bacia do rio Piracicaba, sendo o primeiro o ponto controle e os demais referentes às estações de captação de água para abastecimento:

1. Represa do Tatu (Rib. Pinhal, Limeira-SP)
2. Rio Jaguari , Limeira - SP
3. Rio Piracicaba, Americana - SP
4. Rio Piracicaba, Piracicaba - SP
5. Rio Piracicaba, Sta Bárbara d'Oeste - SP  
(local próximo à futura estação de captação)
6. Rio Atibaia, Sumaré - SP
7. Rio Atibaia, Campinas - SP

OTHOUDT et al. (1991) realizaram um experimento a fim de determinar os efeitos do tempo de estocagem na toxicidade dos sedimentos de vários pontos dos "Laurentian Great Lakes", armazenados por mais de 112 dias, utilizando como organismos-teste o microcrustáceo *Daphnia magna* e o invertebrado bentônico *Chironomus tentans*. Os autores concluíram que as amostras de sedimento contaminado não apresentaram alterações estatisticamente significativas em suas características químicas e de toxicidade depois desse período de tempo armazenados a 4°C.

Ainda segundo OTHOUDT et al. (1991), os testes de toxicidade desenvolvidos para avaliar a toxicidade dos sedimentos são relativamente simples, mas requerem tempo para preparar o material e para serem conduzidos. Normalmente as amostras são coletadas e os experimentos são realizados com material fresco, dentro de 14 dias após a coleta. Isto é feito para minimizar as alterações físicas e químicas que possam ocorrer no sedimento durante a estocagem, que deve ser feita pelo resfriamento do material a 4°C.

De acordo com BURTON (1994) não é possível que as amostras de sedimento sejam coletadas, transportadas ao laboratório, armazenadas e então testadas, sem que a estrutura e as características químicas originais se alterem, devido à sua frágil integridade. Quando o sedimento é coletado, a amostra tende a romper e perder a fina camada superficial, que é a mais ativa biologicamente e talvez a que possui a maior concentração de contaminantes. Na coleta também é destruído o gradiente de estratificação vertical do sedimento, o que faz com que as camadas anóxicas inferiores sejam expostas ao oxigênio, resultando na conversão de complexos químicos reduzidos a oxidados, dentro de horas.

#### **4.5. Preparação das amostras para os testes**

Quanto à preparação das amostras de sedimento para testes de toxicidade, existem duas metodologias: a do sedimento misturado e a do não misturado. Na primeira, os sedimentos são removidos dos recipientes de amostragem e colocados em outro recipiente para mistura e peneiramento, a fim de remover fragmentos e organismos que possam

interferir no experimento e para melhor homogeneizar a amostra. Estes processos resultam na (1) introdução de oxigênio em ambientes anaeróbios, (2) ruptura dos gradientes microbiológicos, (3) alteração das condições de equilíbrio por substâncias associadas com a água intersticial e partículas do sedimento, e (4) introdução de novos compostos via processos de oxidação (BURTON, 1994). Na segunda metodologia, a do sedimento não misturado, os sedimentos são removidos dos recipientes de amostragem e transferidos diretamente para os recipientes-teste, não recebendo, portanto, nenhum tratamento especial. Esta foi a metodologia escolhida para este trabalho por preservar as características originais do material, devido à reduzida manipulação.

#### **4.6 - Testes com água de diferentes localidades da bacia e com uma substância de referência ( $K_2Cr_2O_7$ )**

Os testes de toxicidade aguda são, hoje, muito utilizados por laboratórios brasileiros especializados, como a CETESB, e também por algumas instituições privadas, como por exemplo a Ripasa S/A Celulose e Papel (GALVÃO et al., 1987; ROSA et al., 1990). Nesse tipo de teste, os organismos são expostos aos agentes tóxicos por um curto período de tempo, que é, para peixes, geralmente de 96 horas, e cujo efeito observado é a letalidade ( $CL_{50}$ ), ou seja, a concentração do agente tóxico presente no ambiente aquático que causa 50% de mortalidade.

Foram realizados testes de toxicidade aguda com as amostras de água coletadas nos locais de estudo e também com dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ), uma substância de referência à qual os organismos ficaram expostos por um período de 24 horas. Nestes testes foi considerada a concentração de cromo, e não a de dicromato de potássio (1g de Cr = 2,817 g de dicromato de potássio). As diferentes concentrações das soluções-teste foram preparadas a partir de soluções-estoque de 10 g/L de Cr ou 28,17 g/L de dicromato de potássio. A solubilidade do dicromato de potássio, a 20°C é de 131 g/L (AMBROGI et al., 1987).

Para todas as espécies, os testes de toxicidade aguda seguiram as normas descritas pela ABNT (1993a) no documento NBR 12714 e pela CETESB (1992b). Porém, algumas modificações foram realizadas com relação à metodologia descrita nesses documentos, no que diz respeito ao recipiente-ensaio utilizado e ao número de organismos por réplica. Enquanto as normas sugerem o uso de recipientes de vidro, neste trabalho foram utilizados baldes plásticos (4 L de capacidade até a borda; 3 L efetivos) revestidos com sacos plásticos, que têm a vantagem de serem mais seguros no sentido de não apresentarem o risco de conter resíduos de testes anteriores, pois são descartáveis. Em testes de toxicidade com efluentes industriais (FONSECA, 1991), esse tipo de recipiente-ensaio mostrou ser muito prático e barato. Outra modificação foi quanto à água de diluição.

Em testes de toxicidade, a água de diluição é aquela utilizada nos controles e também para obter as diferentes concentrações da substância testada (BUIKEMA, 1982).

Enquanto as normas seguidas recomendam a utilização de água reconstituída, neste trabalho foi utilizada água de origem natural de boa qualidade, proveniente do poço artesiano que abastece o DEBE (mesma origem da água de manutenção). De acordo com a CETESB (1990), em testes de toxicidade "deve ser utilizada água natural de boa qualidade, que possibilite a sobrevivência e a reprodução de organismos aquáticos. Opcionalmente, caso não seja possível a obtenção de água natural, pode-se utilizar água reconstituída".

Tanto nos testes com dicromato de potássio, quanto nos testes com as amostras de água, foram utilizados seis organismos por réplica. Se fossem utilizados dez organismos por réplica, conforme o recomendado pela norma, a relação peso dos organismos/volume do recipiente-teste excederia 1g/L. Além disso, o volume de água coletado nos rios deveria ser bem maior (quase o dobro), dificultando o transporte e inviabilizando a coleta em um único dia, em todos os locais de estudo.

Para os testes com amostras de água de diferentes localidades da bacia optou-se por utilizar diferentes concentrações (100% (não diluída),

50%, 25%, 12,5%, além de um controle (água de diluição)), pois não se tinha noção da toxicidade do material.

#### **4.7 - Testes com sedimento de diferentes localidades da bacia**

Os testes com sedimento seguiram a metodologia proposta por BURTON (1994) para o "fathead minnow", *Pimephales promelas*, devidamente adaptada para as espécies em questão.

O mesmo autor descreve, ainda, as metodologias para testes com os microcrustáceos *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia*, para o anfípoda *Hyaella azteca*, para os quironomídeos *Chironomus tentans* e *Chironomus riparius*, entre outros. As metodologias para testes com *Hyaella azteca*, *Chironomus tentans*, e *Lumbriculus variegatus* são bem descritas pela EPA (USEPA, 1994). Algumas recomendações importantes a respeito dos testes de toxicidade com sedimento podem ser encontradas também nos guias da SETAC (1993).

Segundo BURTON (1994), os testes devem ser realizados com peixes em estágio juvenil, utilizados em testes agudos, ou em estágio larval, para testes sub-letais de 7 dias, na avaliação dos parâmetros sobrevivência e crescimento. Os mesmos procedimentos podem também ser aplicados quando se testam elutriados, água intersticial ou o sedimento por inteiro. O tamanho mínimo do recipiente-teste, para um teste agudo, deve ser de 250 ml (béquer de vidro), com 200 ml de volume de solução-teste. Elutriados ou água intersticial devem ser testados em uma única concentração (normalmente 100%) ou em uma série de concentrações a fim de determinar o valor da CL<sub>50</sub>. Testes de toxicidade aguda podem também ser feitos com o sedimento por inteiro, embora sem diluições. Neste caso, uma proporção de 1:4 de sedimento/água deve ser mantida nos recipientes-teste e a água deve ser adicionada cuidadosamente a fim de não revolver o sedimento.

Para a diluição pode ser utilizada água reconstituída artificialmente, água da torneira (sem cloro) ou água coletada diretamente do corpo d'água analisado. A escolha da água de diluição depende do objetivo do teste de toxicidade (BUIKEMA 1982). A fim de representar o máximo as condições reais, optou-se por utilizar água de diluição proveniente dos mesmos locais

de amostragem de sedimento. O controle foi realizado com sedimento e água coletados em local supostamente não poluído (Represa do Tatu, em Limeira, SP). Os recipientes-teste foram iguais aos utilizados nos testes com dicromato de potássio. Assim como nos outros testes, para cada tratamento foram utilizadas duas réplicas, com seis peixes em cada, distribuídos aleatoriamente. A duração dos testes foi de 96 horas, realizados a  $22\pm 1^{\circ}\text{C}$ , com fotoperíodo de 12:12 horas claro/escuro. As medições de oxigênio dissolvido, temperatura, pH, condutividade e dureza foram determinadas no início (0 horas), meio (48 horas) e final do teste (96 horas). As observações foram realizadas a cada 12 horas (no primeiro dia com maior frequência) para a retirada dos organismos mortos.

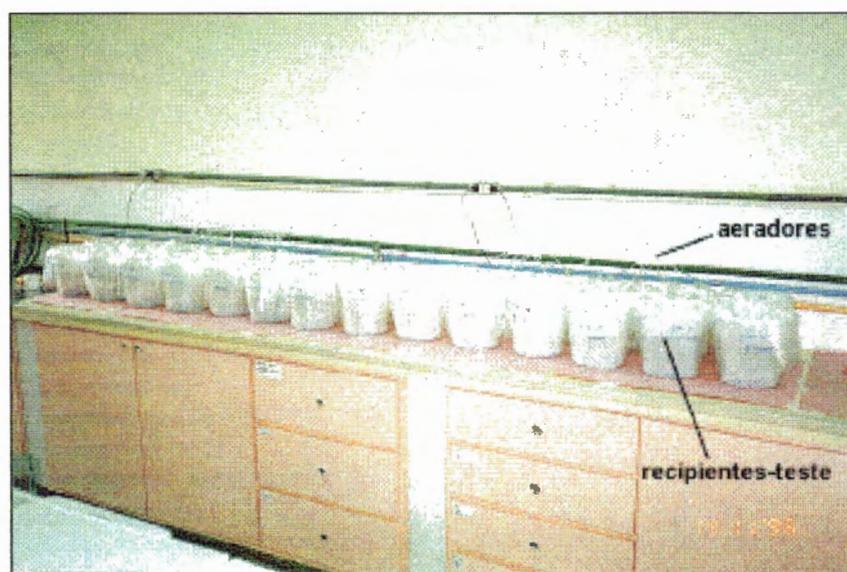


FIGURA 4 - Montagem de um teste de toxicidade da água e do sedimento com peixes no Laboratório de Ecotoxicologia Aquática do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da UFSCar.

#### 4.8 - Testes *in situ*

Nos testes de toxicidade aguda *in situ*, os peixes (*Cheirodon stenodon*) ficaram contidos em gaiolas mergulhadas nos corpos d'água analisados (BOUDOU & RIBEYRE, 1989), por um período de 96 horas (BURTON, 1992). Estes testes foram realizados nas estações de captação

de água das cidades de Limeira (rio Jaguari), Americana (rio Piracicaba) e Sumaré (rio Atibaia). Foram utilizadas duas réplicas, com um número de seis organismos em cada uma. Os recipientes-teste utilizados, de capacidade de 1 litro, foram confeccionados com frascos plásticos e telas de nylon fixadas com cola de silicone, de acordo com o modelo sugerido por BURTON (comunicação pessoal<sup>3</sup>). Os recipientes-teste foram protegidos por gaiolas metálicas (gaiolas para hamsters), fixados no interior destas por tiras de borracha. As gaiolas, que abrigaram dois recipientes-teste cada, foram fixadas próximas ao sedimento por meio de estacas de ferro de 2 metros de comprimento, a uma profundidade de 1 a 1,5 metros (figura 5).

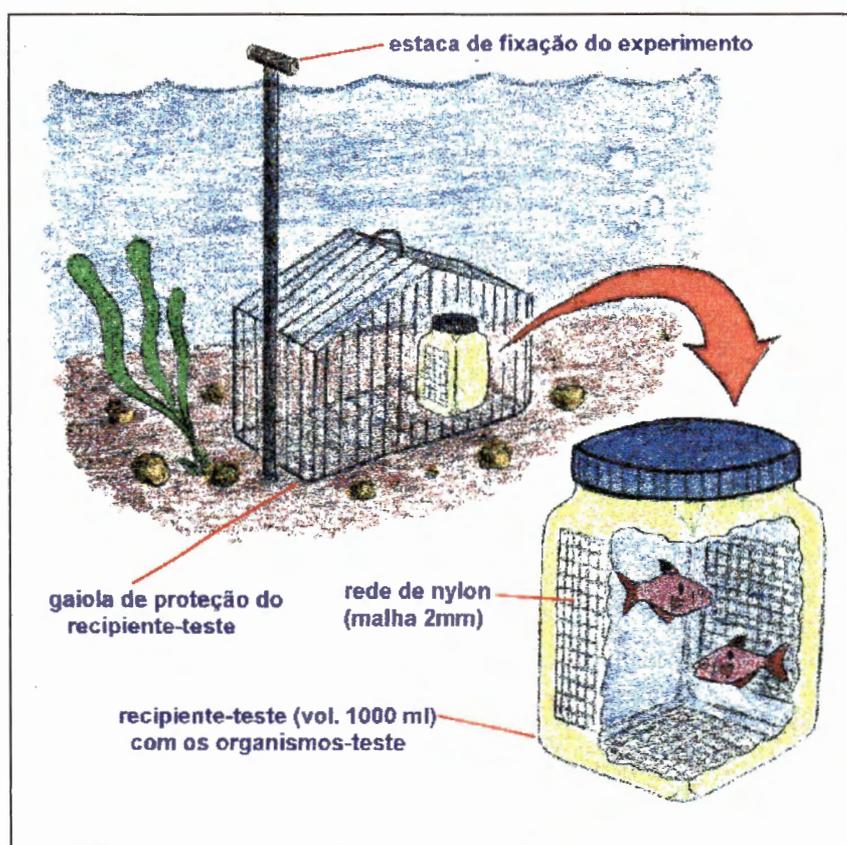


FIGURA 5 - Esquema da montagem de um teste de toxicidade da água e do sedimento com peixes, realizados *in situ*.

<sup>3</sup> BURTON, G.A., Jr., (1995). *Aquatic Ecotoxicology*. /Curso ministrado no XXVI SIL INTERNATIONAL CONGRESS (Pre Congress Short Courses), em São Carlos, SP, nos dias 19 e 20 de julho/

De acordo com BOUDOU & RIBEYRE (1989), este tipo de teste possui um procedimento simples e os animais são expostos aos agentes tóxicos sob condições reais. Entretanto, as gaiolas podem ser levadas pela força da água sob condições adversas, ou danificadas, a menos que sejam monitoradas constantemente. Desta forma, os experimentos foram monitorados todos os dias para a retirada dos organismos mortos, medição das características físicas e químicas e averiguação da integridade dos recipientes-teste. A retirada dos organismos mortos foi realizada pela suspensão das gaiolas à superfície. Os recipientes-teste foram, então, retirados das gaiolas e colocados rapidamente em uma bandeja plástica contendo água do local. A seguir, os recipientes voltaram para o interior das gaiolas, que foram submersas nos mesmos locais.

Cabem aqui algumas informações importantes:

- 1) Os recipientes teste foram confeccionados a partir de frascos plásticos de um litro de volume e de seção transversal quadrada. As telas de circulação de água foram instaladas no fundo (para contato com o sedimento) e em apenas duas laterais. Para observar se haveria influência da correnteza, um recipiente foi instalado no interior da gaiola com a tela lateral voltada contra o fluxo d'água (perpendicular ao fluxo) e o outro com as telas dispostas paralelamente ao fluxo. Não foram observadas diferenças no número de organismos mortos entre os dois tipos de disposição dos recipientes-teste em nenhum dos locais.
- 2) Em locais de sedimento "fofo" (rio Atibaia, rio Jaguari e Represa do Tatu), barras de ferro de 2m de comprimento e ½ polegada de diâmetro foram instaladas paralelas à lateral da gaiola de proteção (perpendiculares ao fundo destas) e utilizadas como estacas. No rio Piracicaba, onde o sedimento apresentou-se mais "duro", a barra foi amarrada ao fundo da gaiola de proteção (paralela ao fundo da gaiola e à superfície do sedimento) e foi utilizada não como estaca, mas como peso.

As características físicas e químicas, monitoradas com o auxílio de um aparelho Horiba Water Checker modelo U-10, foram: pH, condutividade, turbidez, temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e salinidade.

#### 4.9 - Análises físicas e químicas da água e do sedimento

As amostras de água coletadas a cada teste foram analisadas quanto às características físicas e químicas. As análises mais simples, como as de pH, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade, foram realizadas no local da coleta, com o auxílio de um aparelho Horiba Water Checker U-10. O pH do sedimento foi medido no momento da coleta, por um potenciômetro Corning, modelo PS 15. As análises de nitrogênio amoniacal (KOROLEF, 1976, apud GOLTERMAN et al, 1978), nitrato, fósforo total (MACKERETH et al, 1978), nitrito, fosfato inorgânico (GOLTERMAN et al, 1978), fosfato total, nitrogênio total (VALDERRAMA, 1981), silicato reativo (STRICKLAND e PARSONS, 1968), e material em suspensão (técnica gravimétrica - TEIXEIRA E KUTNER, 1965) foram realizadas no Laboratório de Análises Químicas do DEBE.

Foi realizada também a determinação das concentrações dos metais: zinco, chumbo, cádmio, níquel, ferro, manganês, cobre e cromo, de acordo com as metodologias contidas no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 17<sup>a</sup> edição (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA, 1989). No Laboratório de Análises Químicas do DEBE as amostras de água passaram por um processo de digestão com ácido nítrico, e a seguir foram levadas ao Laboratório de Análises Químicas do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP), onde foi realizada a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica.

As determinações da demanda química de oxigênio (DQO) das amostras de água coletadas foram realizadas no Laboratório de Processos Anaeróbios do Departamento de Hidráulica e Saneamento da EESC.

Foram realizadas, ainda, as análises granulométricas das amostras de sedimento, de acordo com a metodologia de rotina do Laboratório de Paleolimnologia do DEBE, descrita a seguir:

##### I - Extração da matéria orgânica:

Em frascos previamente pesados (um para cada amostra), foram colocadas 10g de sedimento (previamente seco a temperatura ambiente e destorroado) e adicionada água destilada até a metade do volume dos

frascos, que foram levados em banho-maria para aquecer. À medida que as amostras ferviam, foi sendo adicionada água oxigenada ( $H_2O_2$ ) até a completa digestão da matéria orgânica, com o cuidado de não deixar o conteúdo do frasco secar. Após a digestão, o volume do frasco foi completado com água destilada, e as amostras foram deixadas em repouso até a etapa posterior.

#### II - Sifonação:

Com auxílio de uma seringa (20ml) foi feita a sifonação do sobrenadante, após a completa decantação do sedimento. Durante este processo tomou-se o cuidado de não revolver o mesmo. Esta operação, ou seja, a lavagem das amostras com água destilada, foi repetida até que o sobrenadante estivesse bem límpido (indicativo de que todas as impurezas foram eliminadas).

#### III - Determinação das frações granulométricas:

Após a sifonação, as amostras foram levadas para a estufa a 100 - 110°C durante 24 horas para posterior pesagem. Em seguida foram transferidas para os copos do homogeneizador com o auxílio de uma pisseta com água destilada, com muito cuidado para que nada se perdesse. A seguir foram adicionados 10 ml de NaOH -1N às amostras, que foram agitadas por 15 minutos. As amostras foram então transferidas para uma peneira de 0,053 mm (Granutest) encaixada em um "fundo".

O conteúdo da peneira de 0,053 mm, ou seja, a fração grosseira retida, foi transferido para um frasco de peso conhecido e levado para secar em estufa a 100°C por 24 horas. Quanto à fração fina, ou seja, o conteúdo do fundo, esta foi transferida para provetas de 1000 ml e deixada em repouso também por 24 horas. O conteúdo das provetas foi, então, agitado com o auxílio de um bastão de vidro durante 58 segundos. A seguir, 1 minuto após o cessamento da agitação, retirou-se um volume correspondente a 20 cm (marcados em uma pipeta volumétrica de 25ml), que foi transferido para um frasco de peso conhecido e levado para a estufa a 100°C por 24 horas. Finalmente efetuou-se a pesagem desta fração para o cálculo das porcentagens de silte e argila.

O cálculo da porcentagem de matéria orgânica foi feito subtraindo-se, dos 10 g iniciais, o peso das amostras após a digestão. A porcentagem de areia (fração grosseira) foi calculada do peso do material retido na peneira de 0,053 mm. Pelo peso do material pipetado foi calculada a porcentagem de silte. A porcentagem de argila foi determinada pela subtração da porcentagem de silte da porcentagem da fração fina.

#### **4.10 - Biometria dos organismos-teste**

A biometria é um procedimento importante, pois é recomendável que, em um mesmo teste de toxicidade, sejam utilizados organismos de peso e tamanho semelhantes, para que estes parâmetros não interfiram no resultado final do experimento. DOUDOROFF et al. (1951) recomendam que o comprimento do maior animal utilizado em um teste não ultrapasse 1,5 vezes o comprimento do menor animal. A biometria também é necessária para a escolha do tamanho adequado do recipiente teste. A ABNT (1993a), por exemplo, recomenda que o recipiente-teste deve comportar um volume de solução-teste que permita manter a relação de, no máximo, 1,0 g de peixe por litro de solução.

Desta maneira, os organismos-teste foram medidos e pesados antes de sua utilização nos testes de toxicidade, pois durante os testes, os organismos que morressem e que eventualmente não fossem prontamente retirados poderiam ser danificados (comidos total ou parcialmente pelos peixes sobreviventes), o que influenciaria os resultados da biometria. Os dados biométricos - comprimentos (em cm) total e padrão (da extremidade anterior à base da nadadeira caudal) e peso em gramas - foram obtidos colocando os peixes, um por vez, em uma placa de Petri e cobrindo-os com um vidro de relógio (um pouco maior que o comprimento do peixe, para que este não se movesse). A placa era, então, sobreposta a uma folha de papel milimetrado para que o peixe fosse medido. A seguir o peixe era pesado (em uma balança Micronal, modelo B 3600) com a placa (a qual tinha o peso tarado) e transferido para béqueres (um béquer para cada réplica de cada concentração ou tratamento), onde permaneceria até que todos fossem medidos e pesados. A captura dos peixes nos aquários de

manutenção foi sempre aleatória e a transferência para os béqueres foi feita em etapas, de modo que uma etapa só era iniciada se todos os béqueres já tivessem o mesmo número de organismos. Ao final da biometria, os peixes já separados por concentração (testes com dicromato) ou por tratamento (testes com sedimento) foram transferidos todos de uma vez aos recipientes-teste.

O método utilizado para as medições dos organismos vivos, embora não seja tão preciso (precisão de 0,5 mm) quanto um paquímetro, parece ser o mais prático e menos estressante para o peixe, já que não há contato manual e permite uma leitura rápida. Este método foi utilizado para medir todos as espécies, com exceção de *Prochilodus scrofa* em estágio larval, que possuía um tamanho muito reduzido e por isso foi medido com o auxílio de um microscópio estereoscópio. Neste caso foi utilizado outro método, pois notou-se que os organismos ficavam muito estressados ao serem levados à lupa. Além disso, o peso fresco não seria muito preciso devido ao pequeno tamanho das larvas (haveria muita interferência da água). Assim, decidiu-se coletar os dados biométricos de organismos que não fossem participar do teste, através da amostragem de dez por cento da população utilizada no experimento. O peso fresco foi obtido pela pesagem conjunta dos organismos, da qual foi calculada a média dos pesos. O peso seco, apesar de mais preciso para peixes deste tamanho, não daria subsídios à comparações com os outros organismos ou mesmo com *P. scrofa* em estágios mais avançados do desenvolvimento.

## 5 - RESULTADOS

### 5.1 - Testes de toxicidade aguda da água

Estes testes foram realizados apenas com amostras de água coletadas em 08/12/95 nas estações de captação de Limeira, Americana, Santa Bárbara, Piracicaba e no ponto controle (represa do Tatu). Não foram realizados testes com água para as estações de Sumaré e Campinas pelo fato destes pontos terem sido incluídos posteriormente. As espécies utilizadas foram *Prochilodus scrofa* (em estágio larval, de 7 dias) e *Poecilia reticulata* (apenas machos). Não foi observada mortalidade significativa em nenhum dos tratamentos, com exceção daquele com 100% da amostra de água de Limeira com *Poecilia reticulata*, no qual morreram todos os organismos expostos em apenas uma réplica. Na outra réplica não foi observado nenhum organismo morto (TABELAS 3 e 4). Quanto às características físicas e químicas monitoradas, não foram observadas grandes alterações destas do início para o final do teste, como mostra a TABELA 5. Embora a concentração inicial de oxigênio dissolvido não tenha sido medida, observa-se pelas concentrações finais que não houve problema de desoxigenação da água.

### 5.2 - Testes de toxicidade aguda do sedimento

#### 5.2.1 - Testes com *Prochilodus scrofa*

Os primeiros testes de toxicidade aguda do sedimento (amostras coletadas em 19/01/96) foram realizados nos dias 25 e 29 de janeiro de 1996, utilizando como organismos-teste, larvas de curimatá (*Prochilodus scrofa*) com 12 e 16 dias de vida respectivamente. Estes testes indicaram toxicidade nas amostras de Sumaré, tratamento no qual foi observada a maior mortalidade (83,33% dos organismos expostos no primeiro teste e 50% no segundo), e de Piracicaba (em ambos os testes 41,67% dos organismos expostos morreram). Foi observada baixa mortalidade nos tratamentos referentes a Limeira (16,67% e 25%), Santa Bárbara (25% e

16,67%) e Americana (25% ao final apenas do segundo teste). Nas amostras provenientes do ponto controle e de Campinas não foi observada mortalidade relevante, com apenas um organismo morto ou 8,33% dos 12 expostos no segundo teste (FIGURA 6).

TABELA 3: Número de organismos mortos ao longo do teste de toxicidade aguda da água, com *Prochilodus scrofa* (7 dias de vida).  
Data do início: 08/12/95.

CONTROLE (Água de Manutenção)					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
—	A	0	0	0	2
—	B	0	1	1	1
—	C	0	0	0	0
—	D	0	0	0	1
CONTROLE (TATU)					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	1	1	1
	B	0	0	0	0
25 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	1
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
100 %	A	0	0	0	0
	B	0	1	2	2
LIMEIRA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	1
25 %	A	0	0	1	1
	B	0	0	1	2
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
100 %	A	0	0	1	1
	B	0	0	0	0
AMERICANA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	1
25 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	1	1
50 %	A	0	0	0	0
	B	1	1	1	1
100 %	A	0	0	2	2
	B	0	1	1	2
PIRACICABA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	0
25 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
100 %	A	1	1	1	1
	B	1	1	1	1
SANTA BARBARA D'OESTE					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	1	2
	B	0	0	1	1
25 %	A	0	0	1	2
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	2	2
	B	1	1	2	2
100 %	A	1	1	1	1
	B	0	0	0	0

TABELA 4: Número de organismos mortos ao longo do teste de toxicidade aguda da água, com *Poecilia reticulata*.  
Data do início: 08/12/95.

CONTROLE (Água de Manutenção)					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
—	A	0	0	0	0
—	B	0	0	1	1
—	C	0	0	0	2
—	D	0	0	0	0
CONTROLE (TATU)					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	1	1	1
	B	0	0	0	0
25 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	0
100 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
LIMEIRA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
25 %	A	2	2	2	3
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	1	2
100 %	A	0	0	2	6
	B	0	0	0	0
AMERICANA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
25 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	1	2
100 %	A	0	0	1	1
	B	0	0	0	0
PIRACICABA					
Concentração	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
25 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	1
	B	0	0	0	2
100 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
SANTA BÁRBARA D'OESTE					
réplica	réplicas	24 horas	48 horas	72 horas	96 horas
12,5 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
25 %	A	1	2	2	2
	B	0	0	0	0
50 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	0	0
100 %	A	0	0	0	0
	B	0	0	1	1

TABELA 5: Características físicas e químicas monitoradas no início e ao final dos testes de toxicidade da água com *Prochilodus scrofa* e *Poecilia reticulata*.

Início (08/12): valores para as duas espécies						
Tratamento	Conc.	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)	Dureza (mg/L CO <sub>3</sub> )
Controle(manut.)		7,76	0,080	—	21,6	39,9
Controle (Tatu)	50 %	7,47	0,071	—	21,7	28,5
	100 %	7,67	0,060	—	21,6	19,0
Limeira	50 %	7,73	0,080	—	22,2	30,4
	100 %	7,71	0,079	—	21,9	20,9
Americana	50 %	7,55	0,106	—	22,6	32,3
	100 %	7,68	0,131	—	22,2	28,5
Piracicaba	50 %	7,73	0,142	—	22,1	38,0
	100 %	7,74	0,202	—	22,0	34,2
Santa Bárbara	50 %	7,75	0,147	—	21,7	38,0
	100 %	7,77	0,212	—	21,5	38,0

Final (12/12): <i>Prochilodus scrofa</i>						
Tratamento	Conc.	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)	Dureza (mg/L CO <sub>3</sub> )
Controle(manut.)	*	7,38	0,081	7,42	21,6	36,1
Controle (Tatu)	50 %	7,23	0,076	7,98	21,5	26,6
	100 %	7,17	0,069	8,28	21,3	17,1
Limeira	50 %	7,28	0,083	4,80	21,5	30,4
	100 %	7,11	0,087	6,75	21,6	22,8
Americana	50 %	7,22	0,107	8,80	21,9	30,4
	100 %	7,18	0,137	8,20	21,9	26,6
Piracicaba	50 %	7,29	0,142	5,84	21,8	38,0
	100 %	7,26	0,205	7,00	21,8	38,0
Santa Bárbara	50 %	7,33	0,154	7,12	21,1	36,1
	100 %	7,30	0,222	7,52	21,1	38,0

Final (12/12): <i>Poecilia reticulata</i>						
Tratamento	Conc.	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)	Dureza (mg/L CO <sub>3</sub> )
Controle(manut.)	*	7,11	0,088	7,47	21,5	37,0
Controle (Tatu)	50 %	7,04	0,074	7,63	21,5	26,6
	100 %	7,20	0,071	5,58	21,3	17,1
Limeira	50 %	7,06	0,083	7,70	21,5	30,4
	100 %	6,90	0,083	5,70	21,6	22,8
Americana	50 %	6,91	0,107	7,90	21,9	30,4
	100 %	6,85	0,140	5,90	21,8	26,6
Piracicaba	50 %	7,05	0,154	7,00	21,9	38,0
	100 %	6,98	0,216	7,50	21,7	38,0
Santa Bárbara	50 %	7,01	0,159	6,70	21,0	36,1
	100 %	7,10	0,234	8,20	21,1	38,0

\* média das quatro réplicas

### **5.2.2 - Testes com *Poecilia reticulata***

No primeiro teste (I) de toxicidade do sedimento (coletado em 24/05/96) realizado com *Poecilia reticulata*, nenhuma das amostras apresentou alta toxicidade a esta espécie (FIGURA 7). A maior mortalidade (25 %) foi observada no tratamento referente a Americana. Em "Limeira", "Santa Bárbara" e no tratamento controle não foi observada mortalidade significativa (8,33 %). Nos demais tratamentos não houve mortalidade.

Nos demais testes (II e III) realizados com esta espécie foram utilizadas amostras de sedimento coletado dia 17/10/96. A maior toxicidade a *Poecilia reticulata* (41,67 %) foi observada no tratamento referente a Limeira, no teste II. No teste III, esta amostra apresentou baixa toxicidade, com a mortalidade de 16,67 % dos organismos expostos. A mesma mortalidade foi observada nos tratamentos referentes a Piracicaba e a Campinas, no teste II. Nos tratamentos referentes a Sumaré (II e III), Piracicaba (III) e Campinas (III), não houve mortalidade significativa. Em "Santa Bárbara"(III) foi observada a mortalidade de 25 % dos organismos expostos. O mesmo tratamento no teste II não apresentou mortalidade, assim como os tratamentos controle e "Americana" (FIGURA 7).

### **5.2.3 - Testes com *Cheirodon stenodon***

Os testes utilizando esta espécie foram realizados com as amostras de sedimento coletadas dia 17/10/96. Nos dois testes realizados, foi observada alta mortalidade dos organismos expostos às amostras de sedimento de Sumaré (91,67 % no teste I e 100 % no teste II). As amostras de sedimento referentes aos demais pontos não apresentaram toxicidade a esta espécie (FIGURA 8).

### **5.2.4 - Testes com *Hyphessobrycon bifasciatus***

Assim como os testes realizados com *Cheirodon stenodon*, os testes com *Hyphessobrycon bifasciatus* foram realizados com as amostras coletadas em 17/10/96. Para esta espécie também foi observada alta toxicidade no tratamento referente a Sumaré, no qual, em ambos os testes,

todos os organismos expostos morreram. Foi observada, ainda, uma pequena mortalidade nos tratamentos "Limeira", "Santa Bárbara" e "Piracicaba". Porém, somente neste último o resultado se repetiu no segundo teste (FIGURA 9).

### **5.2.5 - Monitoramento das características físicas e químicas**

O monitoramento das características físicas e químicas da água dos testes com sedimento indicou pequenas variações de pH ao longo das 96 horas, na maioria dos tratamentos. A condutividade aumentou significativamente em "Campinas" e em "Sumaré", principalmente. Neste último tratamento foi possível detectar salinidade ao final de todos os testes, com o sensor utilizado. A temperatura, de um teste para outro, variou de 18 a 23 °C. Em um mesmo teste, porém, não variou em mais de 2 °C do início para o final do experimento. Quanto à dureza, as maiores variações ocorreram nos tratamentos "Campinas" e principalmente "Sumaré", no qual houve um grande aumento dessa variável do início para o final da maior parte dos testes. Nos demais tratamentos, exceto em "Tatu" (controle), os valores de dureza tiveram um ligeiro aumento no decorrer dos testes. No controle, a dureza pouco variou, ficando a concentração de  $\text{CO}_3$  ligeiramente menor ao final dos testes (TABELAS 6 a 14). Durante a realização do teste II, as variáveis físicas e químicas só puderam ser monitoradas ao final do experimento, pela não disponibilidade do sensor múltiplo.

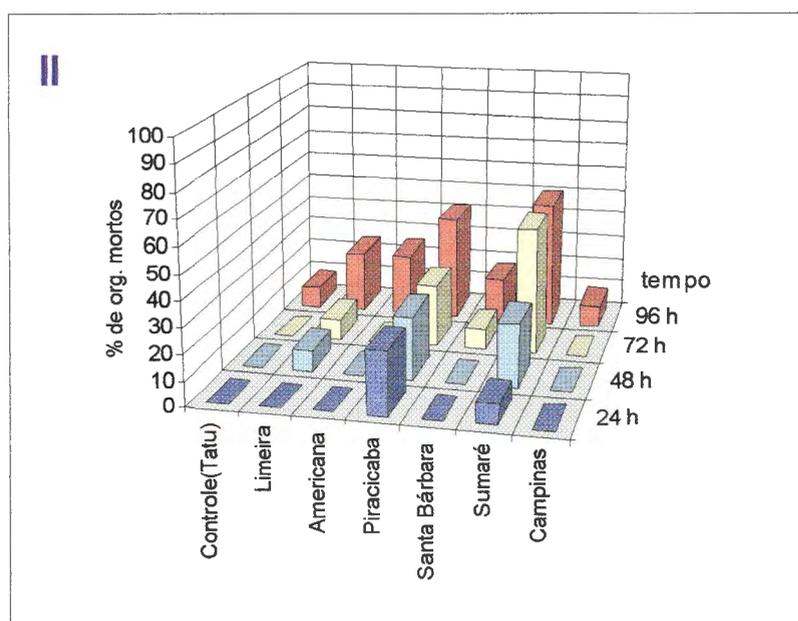
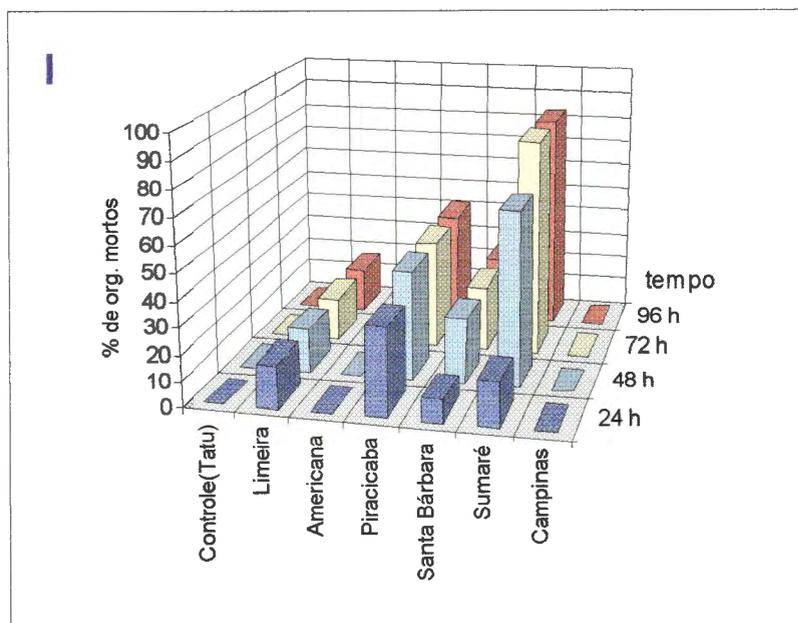


FIGURA 6: Mortalidade de *Prochilodus scrofa* ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento.

I - Sedimento coletado em 19/01/96 ; Início do teste em 25/01/96

II - Sedimento coletado em 19/01/96; Início do teste em 29/01/96

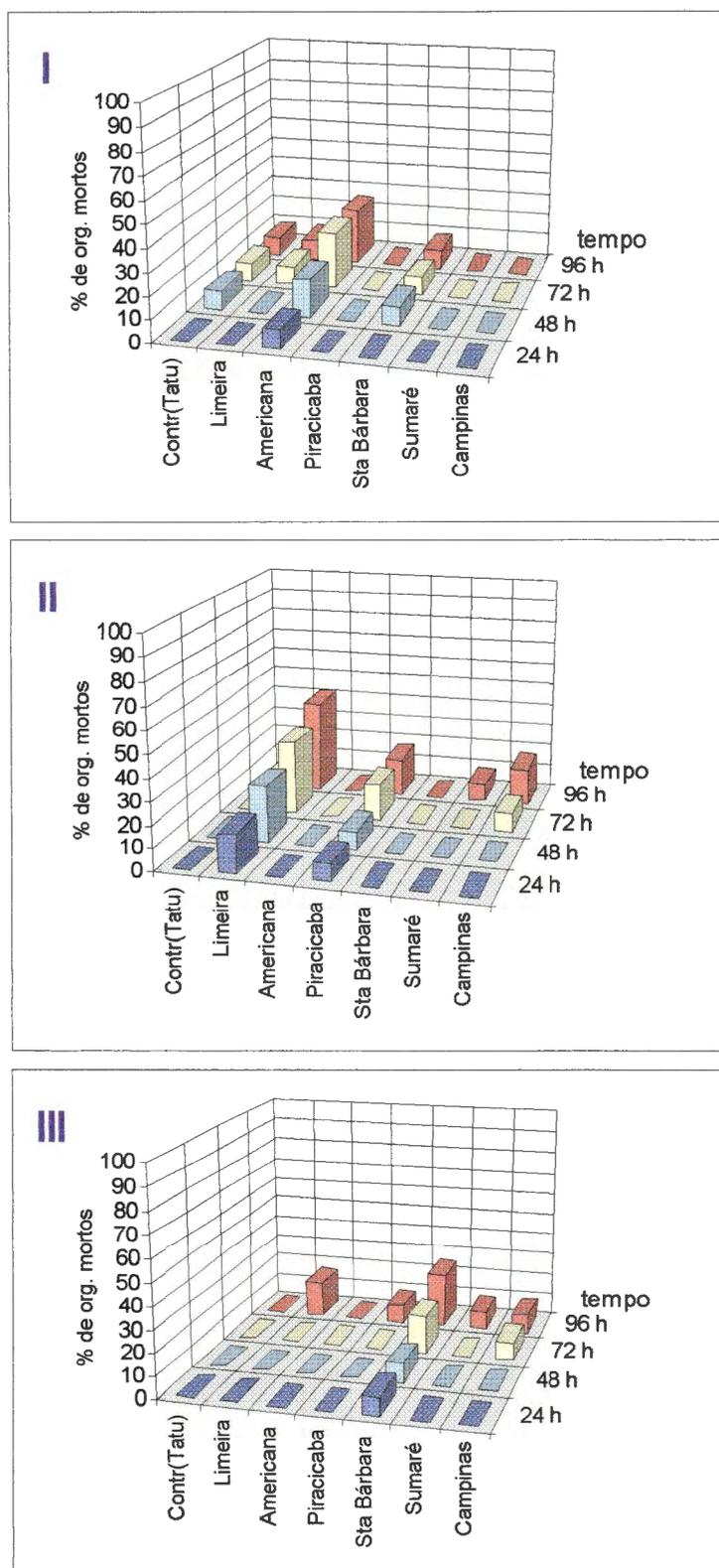


FIGURA 7: Mortalidade de *Poecilia reticulata* ao longo de três testes de toxicidade aguda do sedimento.

- I - Sedimento coletado em 24/05/96 ; Início do teste em 31/05/96
- II - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 23/10/96
- III - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 31/10/96

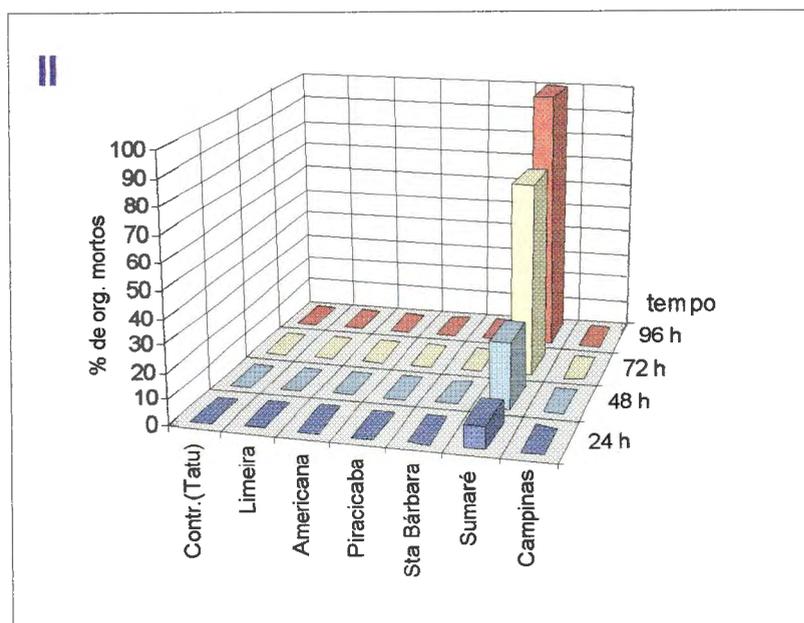
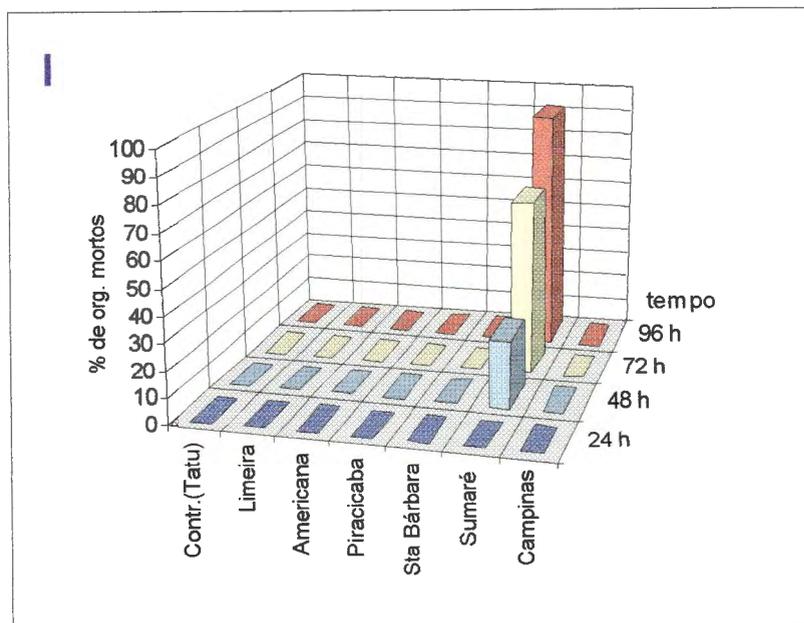


FIGURA 8: Mortalidade de *Cheirodon stenodon* ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento.

II - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 23/10/96

III - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 29/11/96

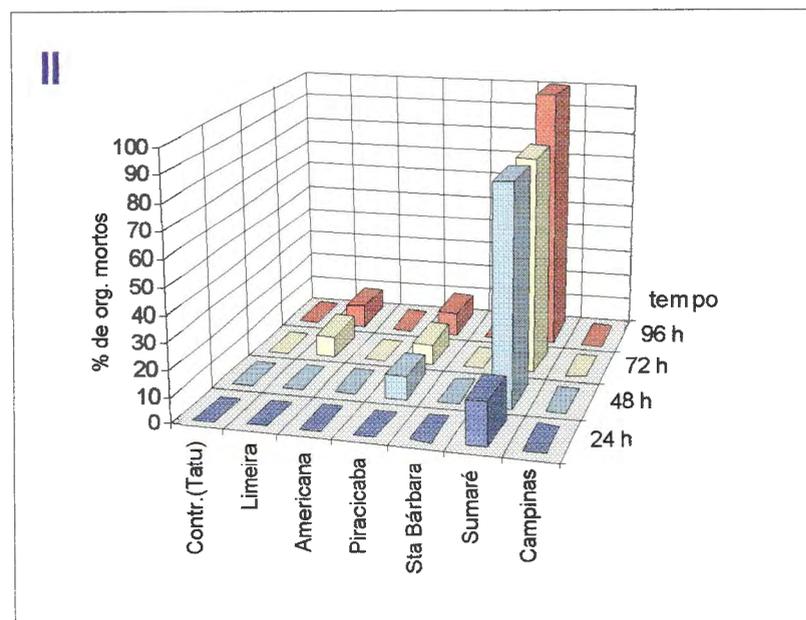
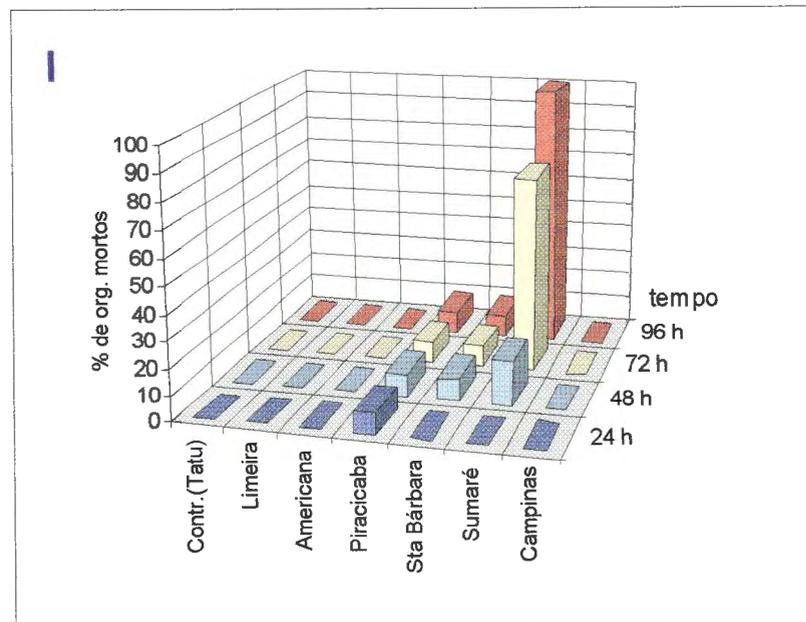


FIGURA 9 : Mortalidade de *Hypheosobrycon bifasciatus* ao longo de dois testes de toxicidade aguda do sedimento.

II - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 31/10/96

III - Sedimento coletado em 17/10/96 ; Início do teste em 29/11/96

TABELA 6: Características físicas e químicas da água monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Prochilodus scrofa* de 12 dias de vida.

96hs - Data: 29/01/96					
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)
Tatu	6,24	0,038	5,20	22,4	0,00
Limeira	6,68	0,095	5,83	22,2	0,00
Americana	7,15	0,086	5,22	22,8	0,00
Piracicaba	7,11	0,140	5,60	22,6	0,00
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,09	0,149	5,48	22,7	0,00
Sumaré	7,80	0,345	5,30	22,2	0,01
Campinas	7,20	0,117	4,83	22,6	0,00

TABELA 7: Características físicas e químicas da água monitoradas no início e ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Prochilodus scrofa* de 16 dias de vida.

0h - Data: 29/01/96					
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)
Tatu	6,68	0,055	6,13	20,4	0,00
Limeira	7,13	0,054	5,12	20,7	0,00
Americana	7,09	0,076	5,27	20,6	0,00
Piracicaba	7,09	0,107	5,39	20,7	0,00
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,12	0,096	5,42	20,7	0,00
Sumaré	7,12	0,141	5,43	20,4	0,00
Campinas	7,15	0,083	5,27	20,5	0,00

96hs - Data: 02/02/96					
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)
Tatu	6,56	0,058	5,61	21,8	0,00
Limeira	6,88	0,116	5,15	21,5	0,00
Americana	7,21	0,135	5,25	21,6	0,00
Piracicaba	7,34	0,180	5,51	21,5	0,00
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,24	0,198	5,19	21,6	0,00
Sumaré	7,41	0,437	4,40	21,6	0,01
Campinas	7,10	0,138	4,25	21,9	0,00

TABELA 8: Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Poecilia reticulata* - Teste I

0h - Data: 31/05/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,30	0,029	6,98	18,4	0,00	13,3
Limeira	7,38	0,107	6,57	18,4	0,00	19,0
Americana	7,39	0,107	6,75	18,5	0,00	22,8
Piracicaba	7,32	0,164	6,65	18,4	0,00	30,4
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,31	0,162	6,45	18,3	0,00	30,4
Sumaré	7,53	0,302	6,34	18,4	0,01	26,6
Campinas	7,25	0,090	6,28	18,4	0,00	19,0

48hs - Data: 02/06/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,33	0,032	5,93	19,8	0,00	—
Limeira	7,40	0,124	6,16	19,7	0,00	—
Americana	7,37	0,115	6,69	19,7	0,00	—
Piracicaba	7,18	0,154	6,12	19,7	0,00	—
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,41	0,178	6,04	19,7	0,00	—
Sumaré	7,81	0,359	6,10	19,7	0,01	—
Campinas	7,30	0,127	5,76	19,8	0,00	—

96hs - Data: 04/06/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,07	0,033	5,73	18,6	0,00	7,6
Limeira	7,17	0,109	6,34	18,6	0,00	39,9
Americana	7,16	0,108	6,45	18,6	0,00	30,4
Piracicaba	6,94	0,141	5,48	18,6	0,00	24,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,29	0,192	6,30	18,6	0,00	38,0
Sumaré	7,78	0,357	5,98	18,7	0,01	41,8
Campinas	7,42	0,150	5,77	18,9	0,00	41,8

TABELA 9: Características físicas e químicas monitoradas da água durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Poecilia reticulata* - Teste II

0h - Data: 23/10/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,84	0,033	7,00	21,0	0,00	19,0
Limeira	7,25	0,088	6,76	21,1	0,00	19,0
Americana	7,12	0,096	6,92	21,1	0,00	22,0
Piracicaba	7,01	0,152	6,82	21,1	0,00	28,5
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,19	0,158	6,44	21,1	0,00	31,6
Sumaré	7,64	0,414	4,04	21,2	0,01	28,5
Campinas	7,43	0,189	6,06	21,3	0,00	19,0

48hs - Data: 25/10/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,88	0,031	6,71	20,7	0,00	12,7
Limeira	7,15	0,086	6,66	20,9	0,00	28,5
Americana	7,25	0,094	7,05	20,9	0,00	19,0
Piracicaba	6,99	0,153	6,88	20,8	0,00	38,0
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,25	0,165	6,13	20,9	0,00	38,0
Sumaré	7,60	0,440	6,33	21,0	0,01	98,2
Campinas	7,54	0,213	6,44	21,2	0,00	12,7

96hs - Data: 27/10/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,87	0,031	7,48	20,1	0,00	13,3
Limeira	7,05	0,077	6,63	20,4	0,00	30,4
Americana	7,13	0,099	6,96	20,5	0,00	26,6
Piracicaba	6,93	0,167	6,39	20,4	0,00	43,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,20	0,177	6,48	20,4	0,00	45,6
Sumaré	7,81	0,497	6,67	20,5	0,02	117,8
Campinas	7,65	0,246	6,64	20,9	0,00	15,2

TABELA 10: Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Poecilia reticulata* - Teste III

0h - Data: 31/10/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,97	0,035	6,69	22,9	0,00	13,3
Limeira	7,18	0,095	6,39	23,3	0,00	19,0
Americana	7,12	0,094	6,29	23,2	0,00	17,1
Piracicaba	7,01	0,147	6,75	22,9	0,00	24,7
S <sup>la</sup> Bárbara	7,12	0,148	6,40	23,0	0,00	24,7
Sumaré	7,52	0,382	4,96	2,34	0,01	22,8
Campinas	7,44	0,167	6,31	23,5	0,00	19,0

48hs - Data: 02/11/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,09	0,030	7,16	20,3	0,00	9,5
Limeira	7,05	0,082	6,71	20,4	0,00	26,6
Americana	7,20	0,100	7,20	20,3	0,00	20,9
Piracicaba	7,04	0,163	7,17	20,2	0,00	28,5
S <sup>la</sup> Bárbara	7,24	0,169	6,73	20,4	0,00	34,2
Sumaré	7,93	0,458	7,00	20,2	0,01	95,0
Campinas	7,85	0,242	6,87	20,3	0,00	95,0

96hs - Data: 04/11/96						
	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,06	0,031	7,31	19,8	0,00	9,5
Limeira	7,04	0,081	6,70	20,0	0,00	22,8
Americana	7,18	0,104	8,02	19,9	0,00	22,8
Piracicaba	7,15	0,167	7,13	19,8	0,00	41,8
S <sup>la</sup> Bárbara	7,20	0,173	6,62	19,9	0,00	30,4
Sumaré	7,99	0,464	7,27	19,9	0,01	95,0
Campinas	7,90	0,248	7,37	20,0	0,00	89,3

TABELA 11: Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Cheirodon stenodon* - Teste I

0h - Data: 23/10/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,43	0,033	6,44	21,2	0,00	19,0
Limeira	7,05	0,103	6,93	21,1	0,00	19,0
Americana	7,07	0,097	6,90	21,1	0,00	22,0
Piracicaba	6,76	0,150	6,44	21,2	0,00	28,5
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,12	0,156	6,46	21,1	0,00	31,6
Sumaré	7,50	0,425	3,48	21,0	0,01	28,5
Campinas	7,34	0,190	5,64	21,0	0,00	19,0

48hs - Data: 25/10/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,23	0,031	6,48	20,9	0,00	12,7
Limeira	7,21	0,102	6,72	20,7	0,00	28,5
Americana	7,22	0,095	7,31	20,7	0,00	19,0
Piracicaba	7,14	0,155	6,70	20,9	0,00	38,0
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,10	0,160	6,95	20,8	0,00	38,0
Sumaré	7,79	0,449	6,22	20,6	0,00	98,2
Campinas	7,52	0,217	5,99	20,7	0,00	12,7

96hs - Data: 27/10/96

	pH	Conduct. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,91	0,031	7,55	20,6	0,00	13,3
Limeira	6,97	0,096	6,06	20,5	0,00	30,4
Americana	7,19	0,096	7,36	20,5	0,00	26,6
Piracicaba	6,94	0,164	7,75	20,6	0,00	43,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,19	0,179	6,71	20,6	0,00	45,6
Sumaré	7,84	0,514	5,91	20,2	0,02	117,8
Campinas	7,37	0,253	5,26	20,3	0,00	15,2

TABELA 12: Características físicas e químicas da água monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Cheirodon stenodon* - Teste II

96hs - Data: 03/12/96

	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	6,50	0,030	7,11	20,6	0,00	12,7
Limeira	6,48	0,072	6,62	20,3	0,00	25,3
Americana	6,45	0,104	6,05	20,6	0,00	28,5
Piracicaba	6,33	0,171	6,80	20,5	0,00	50,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	6,75	0,172	6,23	20,5	0,00	28,5
Sumaré	7,72	0,487	6,86	20,2	0,02	91,8
Campinas	7,63	0,272	6,39	20,3	0,01	63,3

TABELA 13: Características físicas e químicas da água monitoradas durante o teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Hyphessobrycon bifasciatus* - Teste I

0h - Data: 31/10/96

	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,13	0,034	5,84	22,9	0,00	13,3
Limeira	7,17	0,090	6,40	22,8	0,00	19,0
Americana	7,15	0,094	6,18	22,8	0,00	17,1
Piracicaba	7,01	0,151	6,53	22,8	0,00	24,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,11	0,155	6,63	22,8	0,00	24,7
Sumaré	7,49	0,387	5,17	22,7	0,01	22,8
Campinas	7,31	0,171	5,65	22,8	0,00	19,0

48hs - Data: 02/11/96

	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,60	0,035	7,27	20,5	0,00	9,5
Limeira	7,11	0,085	7,20	20,4	0,00	26,6
Americana	7,23	0,101	6,74	20,3	0,00	20,9
Piracicaba	7,14	0,170	6,73	20,4	0,00	28,5
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,28	0,174	6,48	20,3	0,00	34,2
Sumaré	7,87	0,500	6,62	20,3	0,02	95,0
Campinas	7,64	0,271	6,68	20,3	0,01	95,0

96hs - Data: 04/11/96

	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/CO <sub>3</sub> )
Tatu	7,10	0,031	7,57	19,9	0,00	9,5
Limeira	7,05	0,084	6,84	19,8	0,00	22,8
Americana	7,26	0,101	7,28	19,8	0,00	22,8
Piracicaba	6,98	0,168	6,92	19,9	0,00	41,8
S <sup>ta</sup> Bárbara	7,28	0,174	7,41	19,8	0,00	30,4
Sumaré	7,90	0,510	6,40	19,8	0,02	95,0
Campinas	7,68	0,280	6,47	19,8	0,01	89,3

TABELA 14: Características físicas e químicas da água monitoradas ao final do teste de toxicidade aguda do sedimento, com *Hyphessobrycon bifasciatus* - Teste II

96hs - Data: 03/12/96

	pH	Condut. (mS/cm)	OD (mg/l)	Temp. (°C)	Sal. (%)	Dureza (mg/ICO <sub>3</sub> )
Tatu	6,38	0,031	6,95	20,6	0,00	12,7
Limeira	6,58	0,079	6,16	20,8	0,00	25,3
Americana	6,60	0,100	5,95	20,7	0,00	28,5
Piracicaba	6,45	0,167	6,43	20,7	0,00	50,7
S <sup>ta</sup> Bárbara	6,95	0,184	6,39	20,6	0,00	28,5
Sumaré	7,87	0,456	7,00	20,9	0,01	91,8
Campinas	7,56	0,260	6,18	21,1	0,01	63,3

### 5.3 - Testes *in situ*

Os testes *in situ* indicaram alta toxicidade para *Cheirodon stenodon* no Rio Atibaia (captação de Sumaré), no qual todos os organismos expostos morreram em 24 horas, quando o experimento foi realizado no canal de captação. Na segunda montagem do experimento, realizado na entrada do canal, foi observada a mortalidade de 50 % dos organismos até o terceiro dia (72 horas). Em Americana, 25 % dos organismos expostos morreram em 96 horas. Em Limeira não foi observada mortalidade e no ponto controle (Represa do Tatu) houve a morte de um organismo (8,33 %) ao final do teste (FIGURA 10).

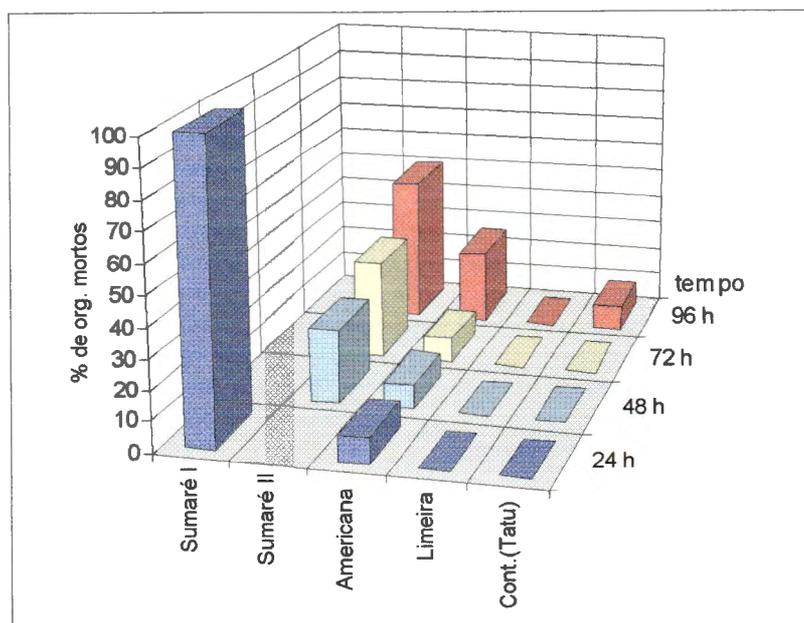


FIGURA 10: Mortalidade de *Cheirodon stenodon* ao longo dos testes *in situ*.  
Início dos testes em 18/11/96.

⇒ Observação: “Sumaré I” refere-se à primeira montagem do teste e “Sumaré II” à segunda, na qual o experimento, neste local, teve duração de apenas 72 horas.

Quanto às características físicas e químicas da água monitoradas, não foram observadas grandes variações no pH, que foi neutro, ou na concentração de oxigênio dissolvido, que foi abaixo de 5 mg/L apenas no segundo dia de teste (20/11), em Sumaré. Observa-se ligeiro decréscimo na condutividade no segundo dia, mas um aumento da mesma no final (22/11), exceto no ponto controle, onde houve um decréscimo ao longo de todo o experimento. As maiores variações foram observadas nas medidas de turbidez. No segundo dia de teste foi observada maior turbidez da água em Limeira, Americana e Sumaré. No quarto dia registrou-se uma menor turbidez nestes locais, mas um aumento na represa do Tatu. A temperatura, sempre acima dos 20 °C, diminuiu do início para o final do teste, em aproximadamente 4 °C em Sumaré, Limeira e na Represa do Tatu, e em

3,2°C em Americana. Não foi detectada salinidade em nenhum dos locais (TABELA 15).

TABELA 15: Características físicas e químicas monitoradas ao longo dos testes *in situ*.

18/11/96	pH	Cond(mS/cm)	Turbidez	OD(mg/L-O <sub>2</sub> )	Temp.(°C)	Sal. %
Tatu	7,01	0,058	6	4,45	24,3	0,00
Limeira	7,13	0,054	24	7,68	25,8	0,00
Americana	7,26	0,100	11	6,30	25,6	0,00
Sumaré	7,18	0,120	41	5,24	26,0	0,00
19/11/96	pH	Cond(mS/cm)	Turbidez	OD(mg/L-O <sub>2</sub> )	Temp.(°C)	Sal. %
Tatu	7,09	0,054	10	5,36	24,1	0,00
Limeira	7,10	0,055	49	7,89	24,0	0,00
Americana	7,13	0,104	18	7,35	24,9	0,00
Sumaré	7,00	0,132	45	5,27	25,5	0,00
20/11/96	pH	Cond(mS/cm)	Turbidez	OD(mg/L-O <sub>2</sub> )	Temp.(°C)	Sal. %
Tatu	7,10	0,052	9	5,99	24,2	0,00
Limeira	7,13	0,050	247	8,07	22,8	0,00
Americana	7,07	0,089	277	7,17	23,6	0,00
Sumaré	7,22	0,119	174	4,08	23,1	0,00
22/11/96	pH	Cond(mS/cm)	Turbidez	OD(mg/L-O <sub>2</sub> )	Temp.(°C)	Sal. %
Tatu	6,88	0,033	229	4,88	20,6	0,00
Limeira	7,25	0,051	164	9,16	21,4	0,00
Americana	7,19	0,091	107	8,02	22,4	0,00
Sumaré	7,26	0,137	38	5,86	22,2	0,00

#### **5.4 - Análises físicas e químicas das amostras de água e de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba**

##### **5.4.1 - Análises físicas e químicas realizadas com o sensor múltiplo no momento da coleta das amostras de água e de sedimento**

As análises físicas e químicas realizadas nos locais de coleta indicaram, na água, pH 8,86 em Limeira, local onde também foram observadas as maiores mudanças nesta variável (6,97 em 19/01/96 e 8,86 em 04/12/95). Nos demais locais a variação de pH entre as datas de amostragem foi menor. O pH do sedimento de uma forma geral foi ligeiramente menor que o da água em todos os pontos e datas de amostragem, exceto em 04/12/95, quando esta variável não foi analisada. Em Piracicaba, Santa Bárbara e Sumaré foram detectados os maiores valores de condutividade (sempre acima de 120 mS/cm), exceto em 19/01/96, quando o maior valor dessa variável foi registrado em Campinas (124 mS/cm). A menor condutividade entre os pontos de amostragem foi registrada, em todas as datas, para a água da Represa do Tatu. Em 04/12/95 foram observados os maiores valores de condutividade nos locais analisados. Quanto à concentração de oxigênio dissolvido, esta esteve abaixo de 5 mg/L em Piracicaba e Santa Bárbara em todas as datas, exceto em 19/01/96 neste último local. Em 04/12/95 foram detectadas concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 2 mg/L nesses locais (0,66 mg/L em Piracicaba e 1,55 mg/L em Santa Bárbara). As maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram detectadas em Limeira (máxima de 10,55 mg/L em 04/12/95) e em Campinas. Não foram observadas grandes variações de temperatura da água entre os locais estudados. Já entre as datas, as maiores temperaturas foram observadas em 04/12/95 (entre 27,1 e 28,7 °C) e as menores em 24/05/96 (entre 18,9 e 21,0 °C). A água apresentou-se mais turva em todos os pontos de amostragem em 19/01/96 (não foi possível detectar turbidez em Sumaré nesta data, e em todos os locais em 24/05/96)(tabela 16).

TABELA 16: Análises físicas e químicas realizadas com o sensor múltiplo no momento da coleta das amostras de água e de sedimento.

04/12/95	hora	pH (da água)	Conduct. (mS/cm)	Turbidez	O.D. (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)
Tatu (contr.)	14:00	7,17	0,059	17	7,71	28,7
Limeira	15:30	8,86	0,077	29	10,55	27,6
Americana	16:30	8,07	0,129	22	9,10	27,5
Piracicaba	08:30	6,13	0,199	20	1,55	27,5
S <sup>ta</sup> Bárbara	11:00	6,67	0,211	28	0,66	27,1

Obs.: • céu limpo em Piracicaba e Santa Bárbara; Nublado nos demais pontos.

• água limpa (não barrenta) em todos os pontos.

19/01/96	hora	pH (da água)	pH (do sedimento)	Conduct. (mS/cm)	Turbidez	O.D. (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)
Tatu(contr.)	13:30	6,63	6,8	0,045	78	4,57	25,2
Limeira	14:35	6,97	6,9	0,044	131	7,50	25,0
Americana	15:35	6,76	6,7	0,061	35	5,83	25,4
Piracicaba	08:30	6,65	6,5	0,090	27	4,80	25,5
S <sup>ta</sup> Bárbara	10:20	6,79	6,5	0,083	259	5,37	24,9
Sumaré	18:45	7,10	6,8	0,070	—	6,86	25,4
Campinas	09:20	6,68	—	0,124	127	5,88	25,8

Obs.: • a coleta em Campinas foi realizada no dia 20/01/96.

• céu nublado e água barrenta em todos os pontos.

24/05/96	hora	pH (da água)	pH (do sedimento)	Conduct. (mS/cm)	Turbidez	O.D. (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)
Tatu(contr.)	15:15	6,94	7,0	0,036	—	7,13	21,0
Limeira	14:20	7,39	7,1	0,062	—	7,18	19,9
Americana	13:25	7,17	7,1	0,098	—	6,15	20,3
Piracicaba	07:45	7,39	7,0	0,152	—	3,08	20,2
S <sup>ta</sup> Bárbara	08:50	7,06	6,8	0,161	—	2,69	20,3
Sumaré	12:20	7,16	6,9	0,195	—	4,55	20,2
Campinas	10:50	7,20	7,4	0,072	—	7,35	18,9

Obs.: • céu parcialmente nublado e água limpa (não barrenta) em todos os pontos.

17/10/96	hora	pH (da água)	pH (do sedimento)	Conduct. (mS/cm)	Turbidez	O.D. (mg/L O <sub>2</sub> )	Temp. (°C)
Tatu(contr.)	15:10	7,05	6,8	0,047	93	5,37	23,3
Limeira	12:17	7,35	6,9	0,065	2	7,57	23,0
Americana	07:45	7,00	6,7	0,090	3	6,02	23,2
Piracicaba	07:55	6,51	6,8	0,148	30	3,35	22,8
S <sup>ta</sup> Bárbara	10:00	6,55	—	0,141	46	4,33	22,8
Sumaré	12:00	6,87	6,4	0,190	12	5,47	23,6
Campinas	09:45	7,02	7,0	0,068	4	7,83	21,8

Obs.: • as coletas em Americana, Sumaré e Campinas foram realizadas no dia 18/10/96.

• céu limpo, ensolarado em todos os pontos. Água limpa (não barrenta) em todos os pontos.

#### **5.4.2 - Análise de nutrientes das amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba**

As análises de nutrientes das amostras de água coletadas em 04/12/95, 19/01/96, 24/05/96 e 17/10/96 indicaram, no ponto controle (Represa do Tatu), em Limeira (Rio Jaguari) e em Americana (Rio Piracicaba), maiores concentrações de nitrato que de nitrito ou amônia. Nos pontos de amostragem de Piracicaba e Santa Bárbara (ambos no Rio Piracicaba) e de Sumaré e Campinas (ambos no Rio Atibaia), as análises indicaram que o nitrogênio inorgânico encontra-se, principalmente, sob a forma de amônia, exceto em 19/01/96, em que as concentrações de nitrato foram maiores também em Piracicaba e Campinas.

As menores concentrações de nitrogênio inorgânico total (nitrito+nitrato+amônia) foram encontradas, em todas as datas de coleta, nas amostras do ponto controle. As maiores concentrações foram detectadas nas amostras de Sumaré, exceto no material coletado em 04/12/95, quando não foram realizadas coletas em Campinas e Sumaré. Nesta data, as maiores concentrações de nitrogênio inorgânico total foram detectadas em Santa Bárbara e Piracicaba, principalmente sob a forma de nitrogênio amoniacal (maiores que  $800 \mu\text{g/L NH}_4^+$ ) (figuras 11a e 11b).

Embora não tenham sido realizadas coletas em Sumaré e Campinas em 04/12/95, as análises das amostras de água dos outros locais indicaram as maiores concentrações de fósforo total, fosfato orgânico e fosfato inorgânico nesta data. As menores concentrações destes compostos, na média dos pontos de amostragem, foram detectadas em 19/01/96.

Nas amostras do ponto controle foram observadas, em todas as datas de coleta, as menores concentrações de fósforo total, fosfato orgânico e fosfato inorgânico (as concentrações máximas detectadas neste local foram  $50,53 \mu\text{g/L P}$ ,  $14,18 \mu\text{g/L PO}_4 \text{ org.}$  e  $8,86 \mu\text{g/L PO}_4 \text{ inorg.}$ , em 04/12/95).

Em todas as datas de coleta, com exceção da primeira, as maiores concentrações de fósforo total e fosfato inorgânico foram detectadas nas amostras de água de Sumaré. O mesmo foi observado para o fosfato

orgânico, exceto em 17/10/96, quando a maior concentração deste composto foi detectada na amostra de Santa Bárbara (figuras 13a e 13b).

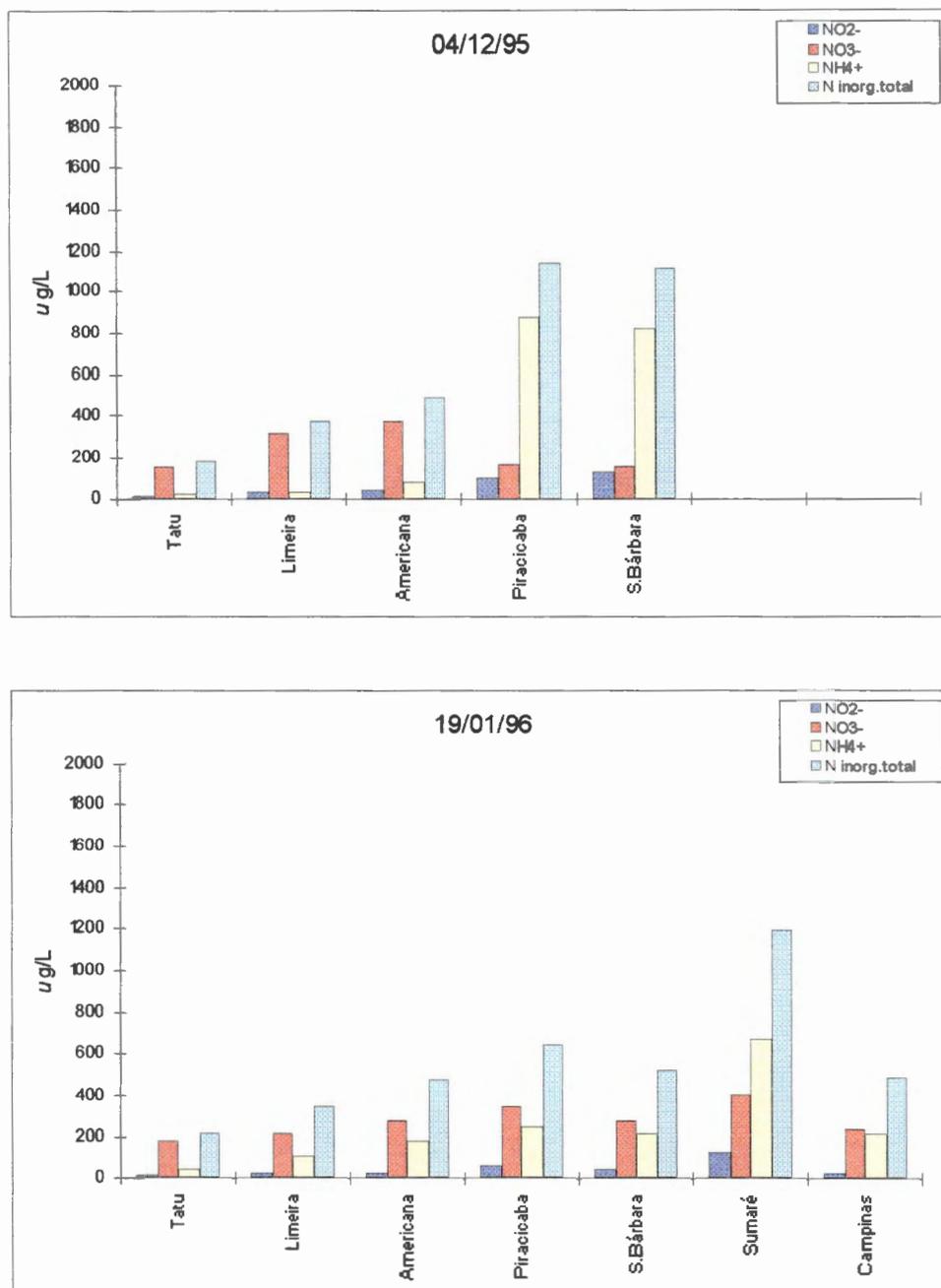


FIGURA 11a: Concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96.

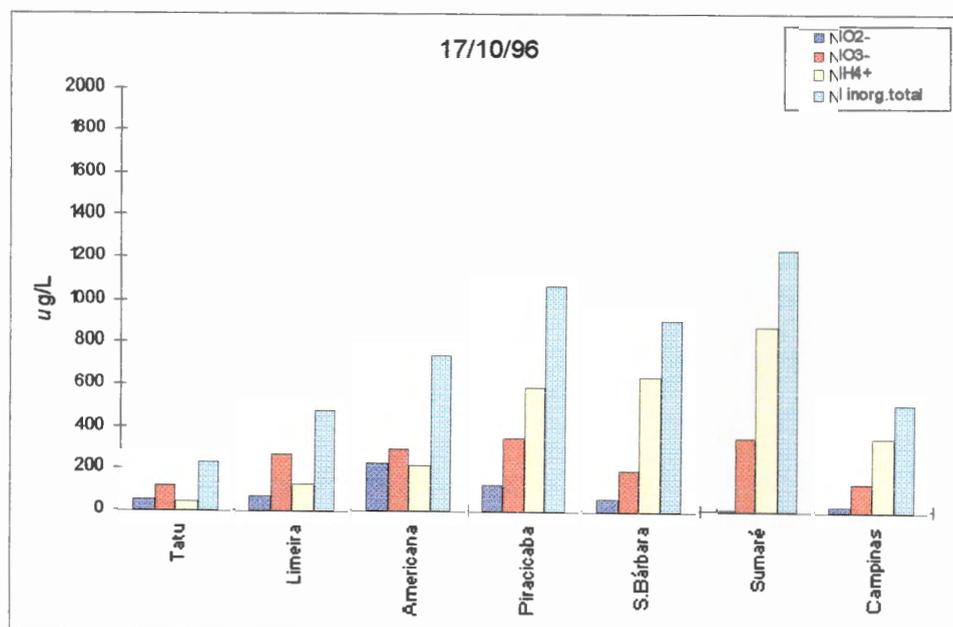
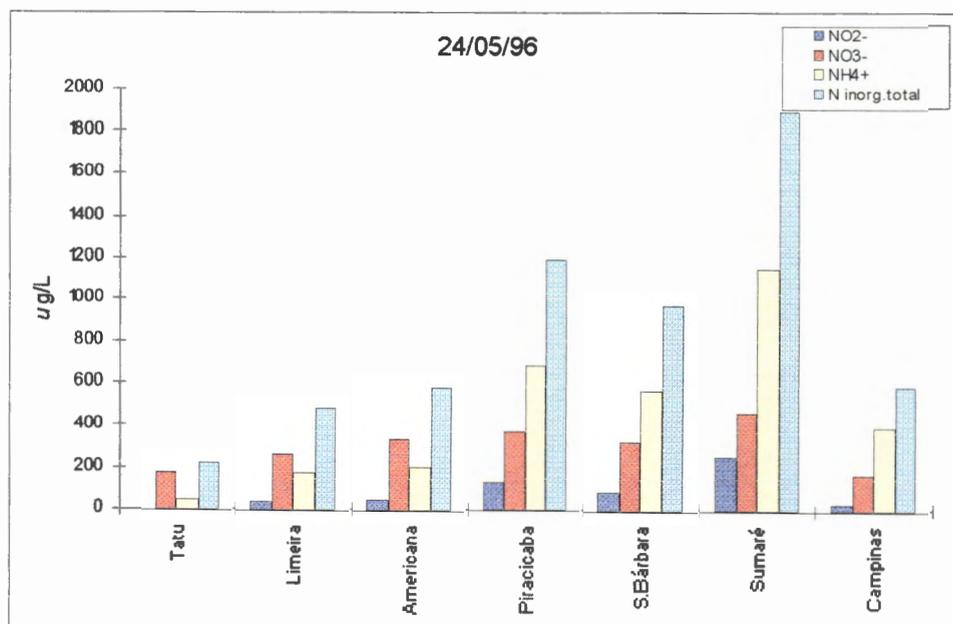


FIGURA 11b: Concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio inorgânico total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96.

A porcentagem de amônia não-ionizada foi calculada utilizando-se a seguinte fórmula:

$$\%NH_3 = \frac{100}{1 + \text{antilog}(pK_a - \text{pH})}$$

onde  $pK_a$  é igual ao logaritmo negativo da constante de ionização (ALABASTER & LLOYD, 1982). Os valores para o  $pK_a$  da amônia em temperaturas entre 5 e 30 °C são os seguintes:

Temperatura (°C)	5	10	15	20	25	30
$pK_a$	9,90	9,73	9,56	9,40	9,24	9,09

(EMMERSON *et al.*(1975)<sup>1</sup> apud ALABASTER & LLOYD (1982)).

As concentrações calculadas de amônia não-ionizada encontram-se no anexo 15.

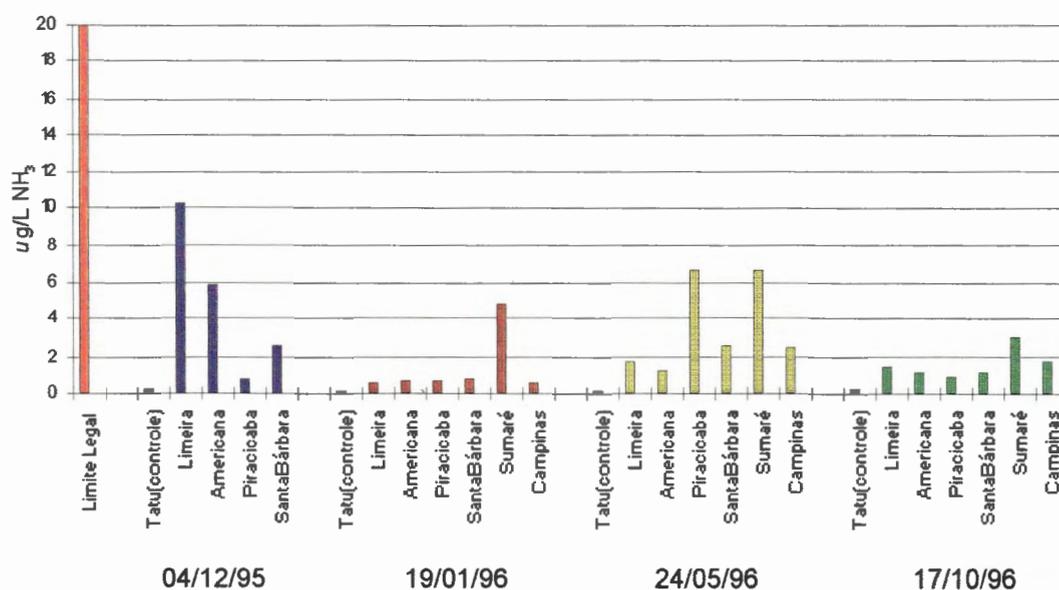


FIGURA 12 - Concentrações de amônia não-ionizada (NH<sub>3</sub>), em µg.L<sup>-1</sup>, nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

<sup>1</sup> EMMERSON, K.; RUSSO, R.C.; LUND, R.E.; THURSTON, R.V. (1975). Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *J. Fish. Res. Bd Can.* v.32, n.12, p.2379-2383. apud ALABASTER, J.S.; LLOYD, R. (1982). *Water quality criteria for freshwater fish*. 2<sup>a</sup> edição. London, Butterworth Scientific.

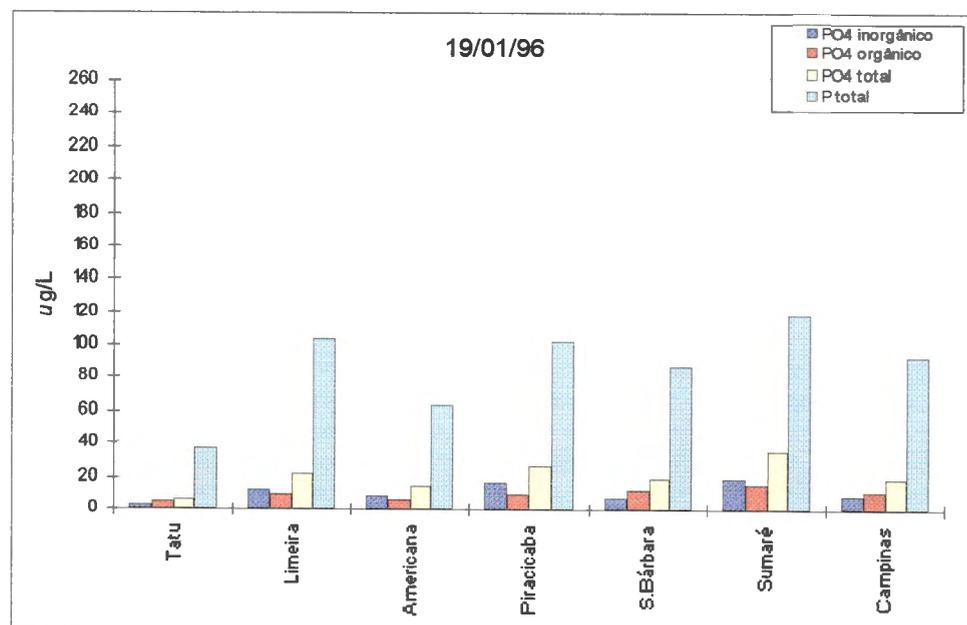
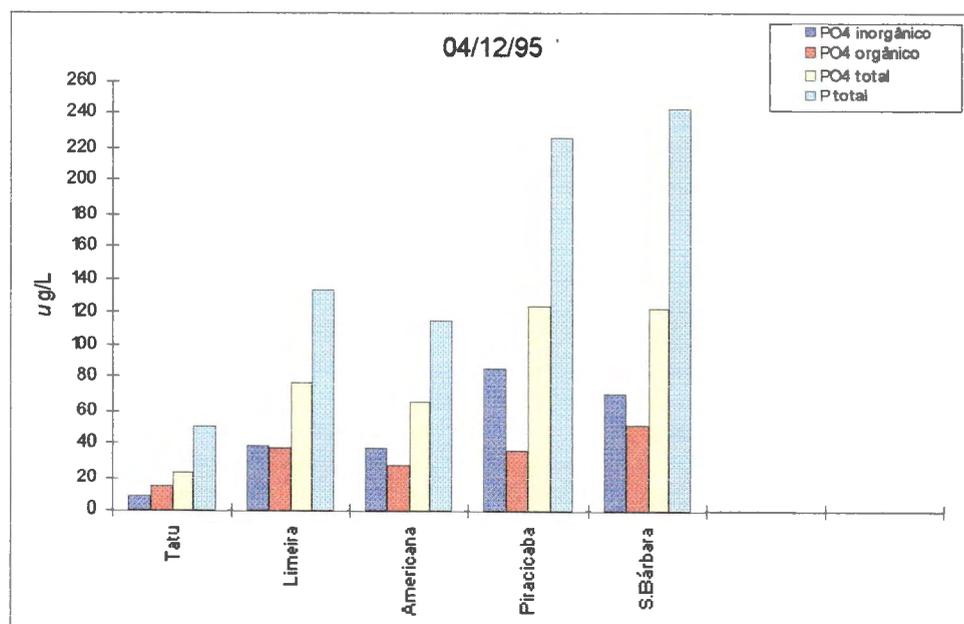


FIGURA 13a: Concentrações de fosfato inorgânico, fosfato orgânico, fosfato total e fósforo total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96.

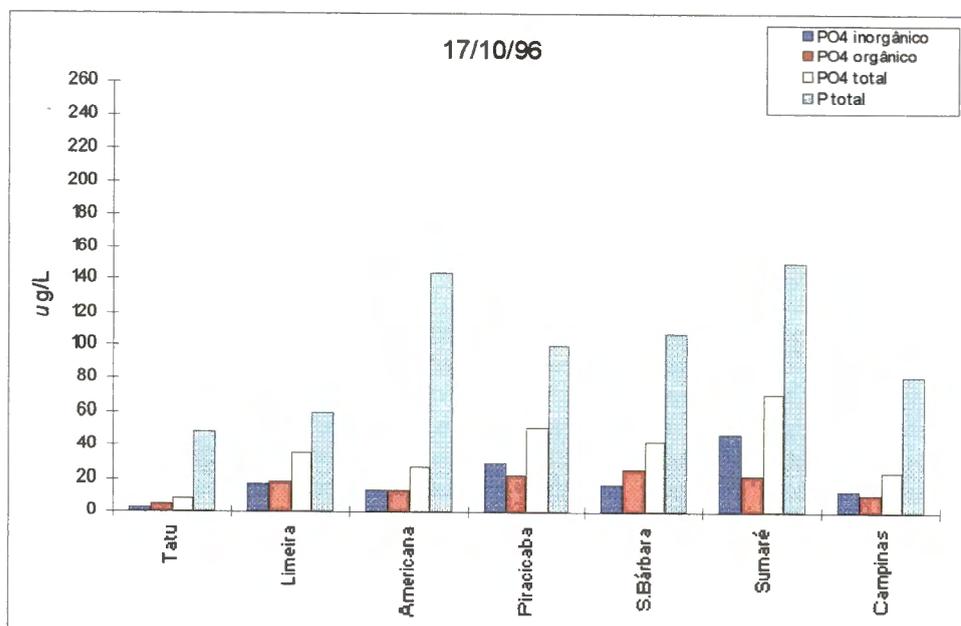
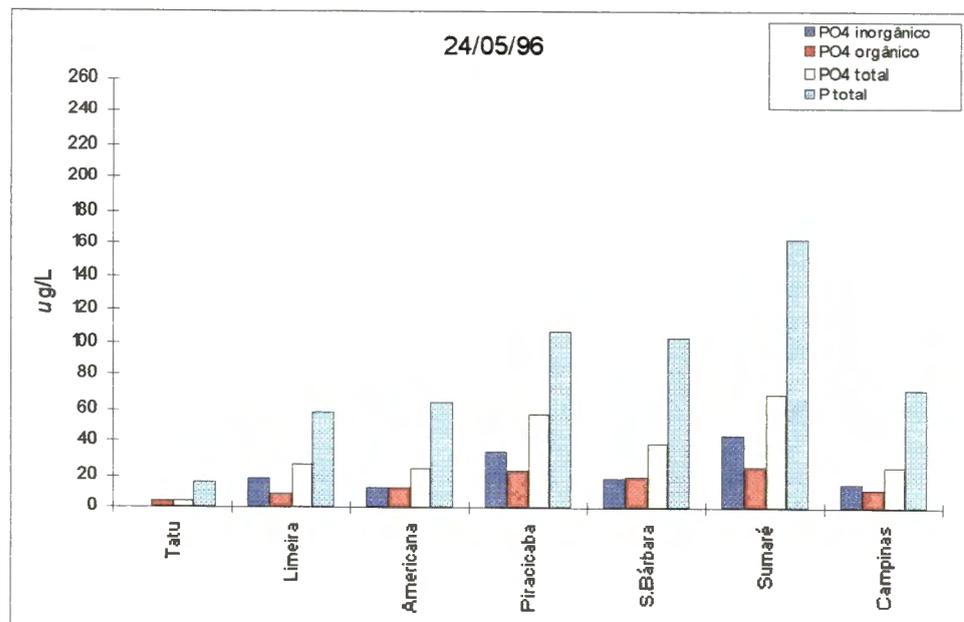


FIGURA 13b: Concentrações de fosfato inorgânico, fosfato orgânico, fosfato total e fósforo total em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96.

As análises de material em suspensão revelaram as menores concentrações de matéria orgânica e matéria inorgânica nas amostras de água coletadas em 04/12/95 e em 24/05/96. A quantidade de material em suspensão das amostras coletadas nestas duas datas pouco variou entre os pontos de amostragem. Em 04/12/95 a maior concentração de material em suspensão foi observada em Limeira (20,60 mg/L) e a menor no ponto controle (Represa do Tatu) (11,10 mg/L). As análises das amostras coletadas nesta data permitiram observar que as concentrações de matéria orgânica e matéria inorgânica foram semelhantes. Em 24/05/96 foi detectada a maior concentração de material em suspensão em Santa Bárbara (21,25 mg/L) e a menor em Sumaré (13,25 mg/L). Nas amostras coletadas nesta data foram observadas maiores concentrações de matéria inorgânica que de matéria orgânica (figura 14a e 14b).

Já nas amostras de 19/01/96 foram detectadas as maiores concentrações de material em suspensão (210,88 mg/L em Santa Bárbara), com concentrações de matéria inorgânica muito maiores que de matéria orgânica. As maiores concentrações de matéria orgânica e de matéria inorgânica foram registradas para a amostra coletada em Santa Bárbara (24,88 mg/L e 186,00 mg/L, respectivamente), e as menores concentrações foram obtidas na amostra coletada no ponto controle (7,00 mg/L e 28,75 mg/L, respectivamente). Nos demais pontos de amostragem, as concentrações de material em suspensão situaram-se na faixa de 72,50 mg/L (Piracicaba) a 109,13 mg/L (Limeira) (figura 14a).

Em 17/10/96, a maior concentração de material em suspensão foi detectada na amostra do ponto controle (96,25 mg/L). Nos demais pontos de amostragem a concentração de sólidos suspensos não ultrapassou 50,50 mg/L (Piracicaba) (figura 14b).

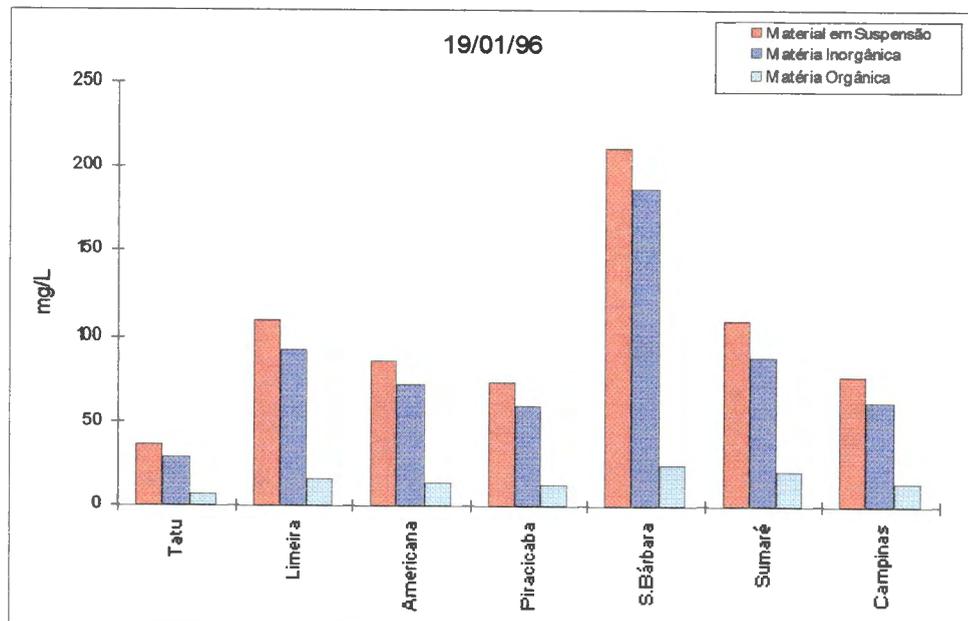
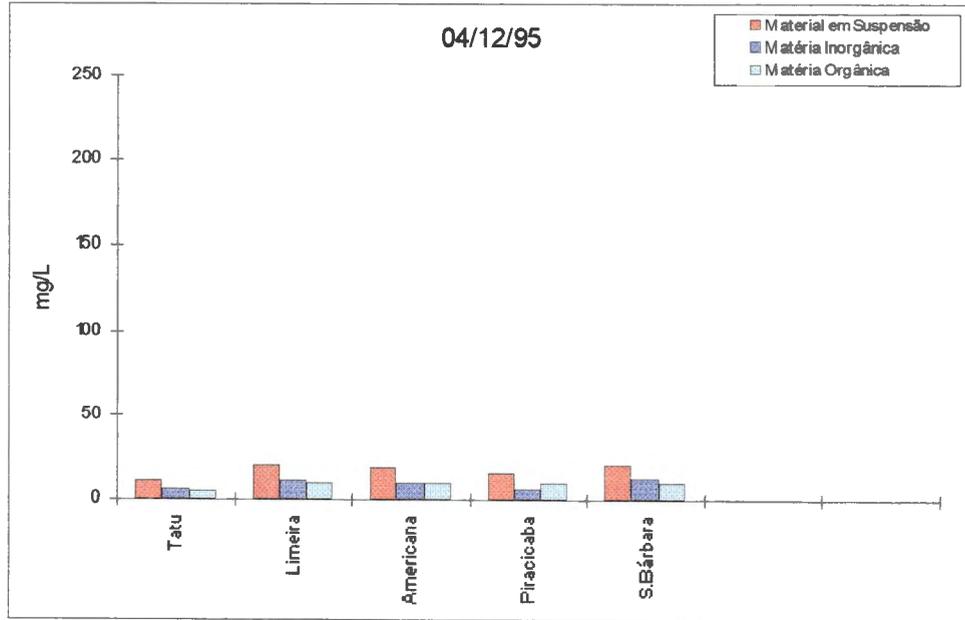


FIGURA 14a: Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 04/12/95 e 19/01/96.

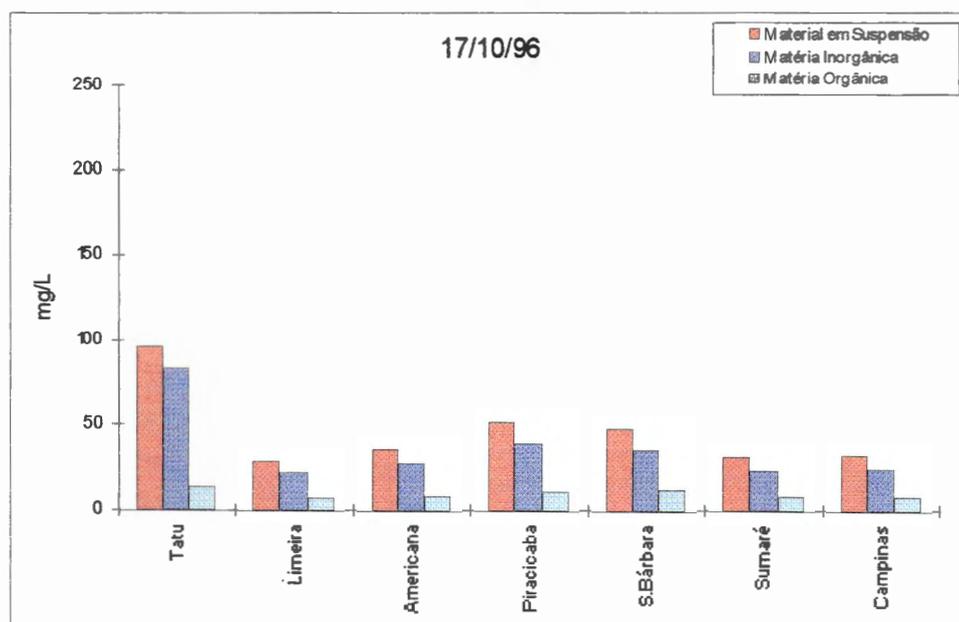
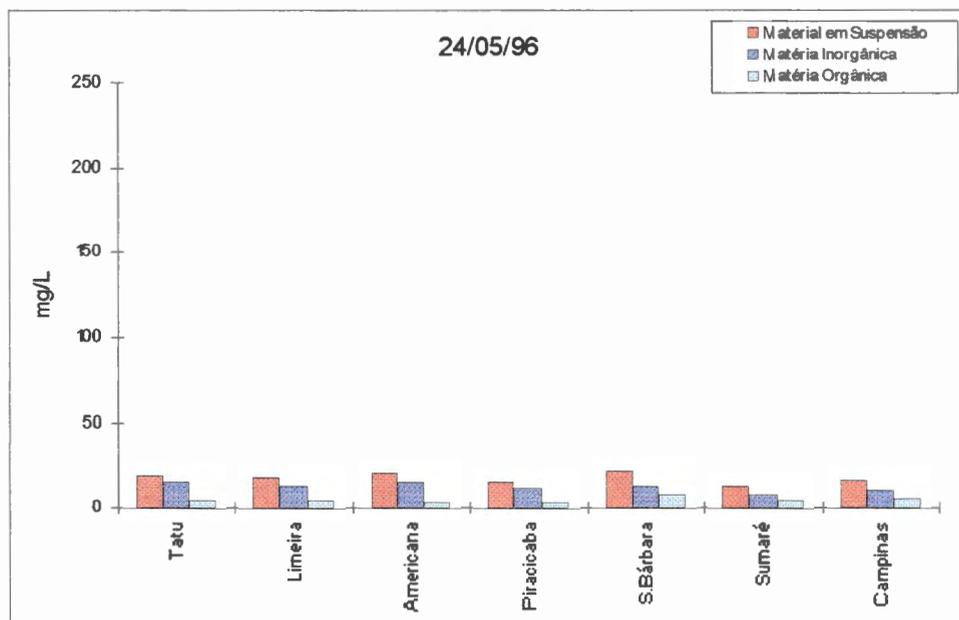


FIGURA 14b: Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba em 24/05/96 e 17/10/96.

### 5.4.3 - Análise de silicato reativo das amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba

As maiores concentrações de silicato foram detectadas em 24/05/96 em todos os pontos de amostragem, com exceção do ponto controle (Represa do Tatu), o qual apresentou a maior concentração em 17/10/96. Já as menores concentrações de silicato foram observadas em 19/01/96, em todos os pontos de amostragem (tabela 17). Em média, no ponto controle foram detectadas as menores concentrações de silicato, e em Piracicaba, Limeira e Sumaré, as maiores.

TABELA 17: Concentrações de silicato (mg/L) nas amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do Rio Piracicaba.

	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	3,80	3,53	3,80	4,74
Limeira	5,50	3,19	7,27	5,84
Americana	3,30	2,58	5,83	5,16
Piracicaba	4,21	2,66	8,07	6,48
Santa Bárbara	4,56	2,81	5,60	5,44
Sumaré	—	4,45	6,98	6,45
Campinas	—	3,00	6,90	5,07

#### 5.4.4 - Análise da demanda química de oxigênio (DQO) das amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba

As análises de DQO foram realizadas somente com as amostras coletadas em 04/12/95, 24/05/96 e 17/10/96. Em Sumaré e Campinas não houve coleta no dia 04/12/96. Com exceção das amostras de Americana e Sumaré, as maiores demandas químicas de oxigênio foram observadas nas amostras de água coletadas em 24/05/96. Em Americana e Sumaré as maiores DQOs foram detectadas em 17/10/96. As maiores DQOs foram detectadas no ponto controle (45,48 mg/L O<sub>2</sub>), Piracicaba (42,80 mg/L O<sub>2</sub>), Santa Bárbara (37,44 mg/L O<sub>2</sub>) em 25/05/96 e em Sumaré (41,46 mg/L O<sub>2</sub> em 24/05/96 e 42,80 mg/L O<sub>2</sub> em 17/10/96) (figura 15).

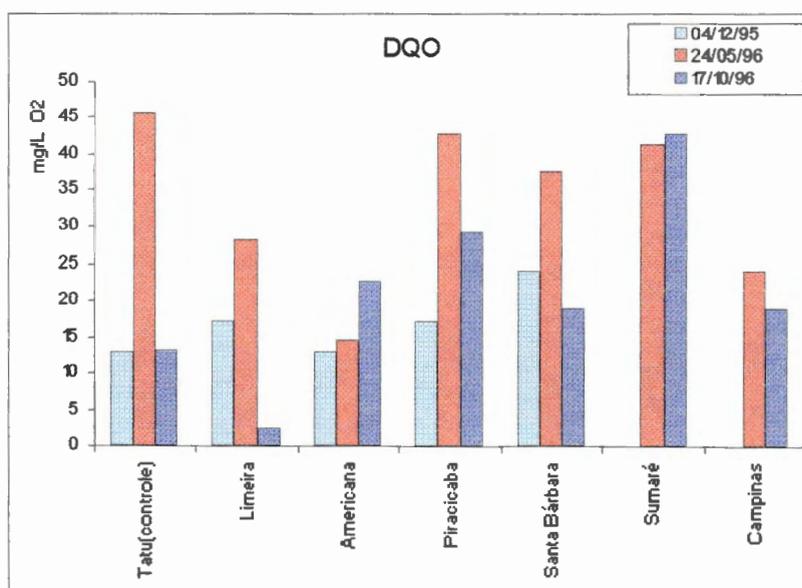


FIGURA 15: Demanda química de oxigênio (mg O<sub>2</sub>/L) em diversas localidades da bacia do rio Piracicaba

#### 5.4.5 - Análise de metais pesados nas amostras de água coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba

##### ⇒ Zinco:

A maior concentração de zinco, de 2,520 mg/L, foi detectada em Limeira, na amostra de 24/05/96. Nesta mesma data foi observada, na amostra de Sumaré, concentração de 0,250 mg/L deste metal. Em Limeira, na amostra coletada em 19/01/96 também foi detectada concentração significativa de zinco, igual a 0,160 mg/L. Nas amostras coletadas nos demais locais de estudo as concentrações de zinco não ultrapassaram 0,054 mg/L (figura 16).

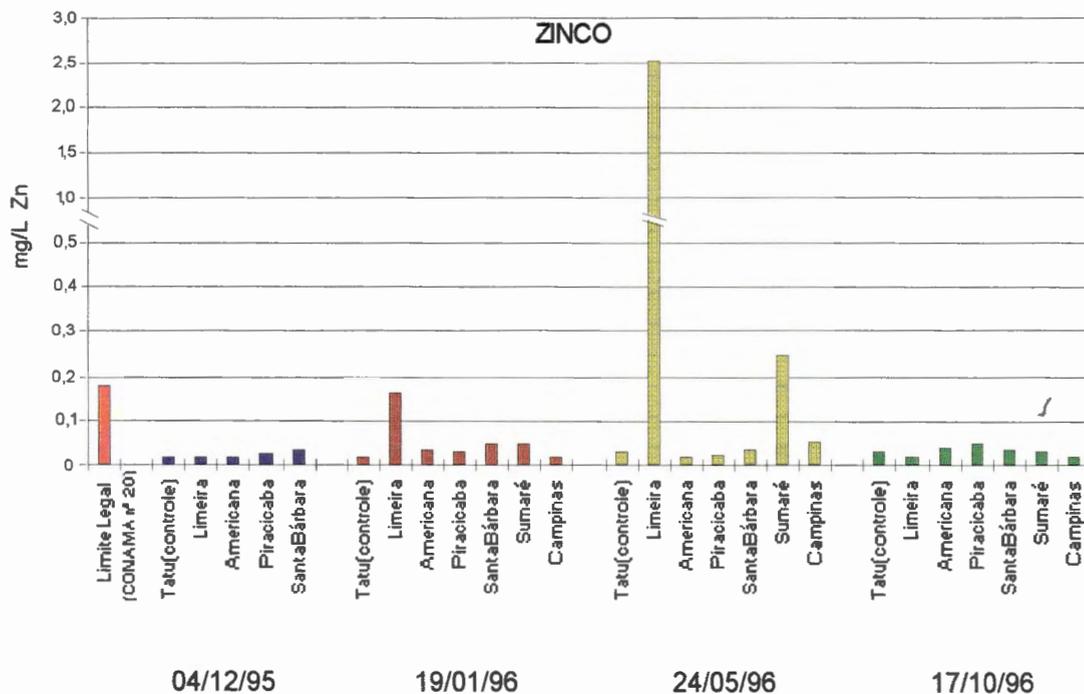


FIGURA 16: Concentrações de zinco (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Chumbo:**

Em Sumaré, na amostra de 19/01/96, foi detectada a maior concentração de chumbo, de 0,0510 mg/L. Na mesma data, em Santa Bárbara, detectou-se 0,0140 mg/L deste metal, e em Americana, em 04/12/95, foi detectada a concentração de 0,0200 mg/L. Foi possível detectar a concentração de chumbo, embora em concentrações menores, em outros pontos, como em Piracicaba (1<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup>, e 4<sup>a</sup> coletas), Americana (2<sup>a</sup> coleta), Limeira (2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> coletas), Santa Bárbara (3<sup>a</sup> coleta), Sumaré (4<sup>a</sup> coleta), Campinas (3<sup>a</sup> coleta), e no ponto controle (3<sup>a</sup> coleta) (figura 17).

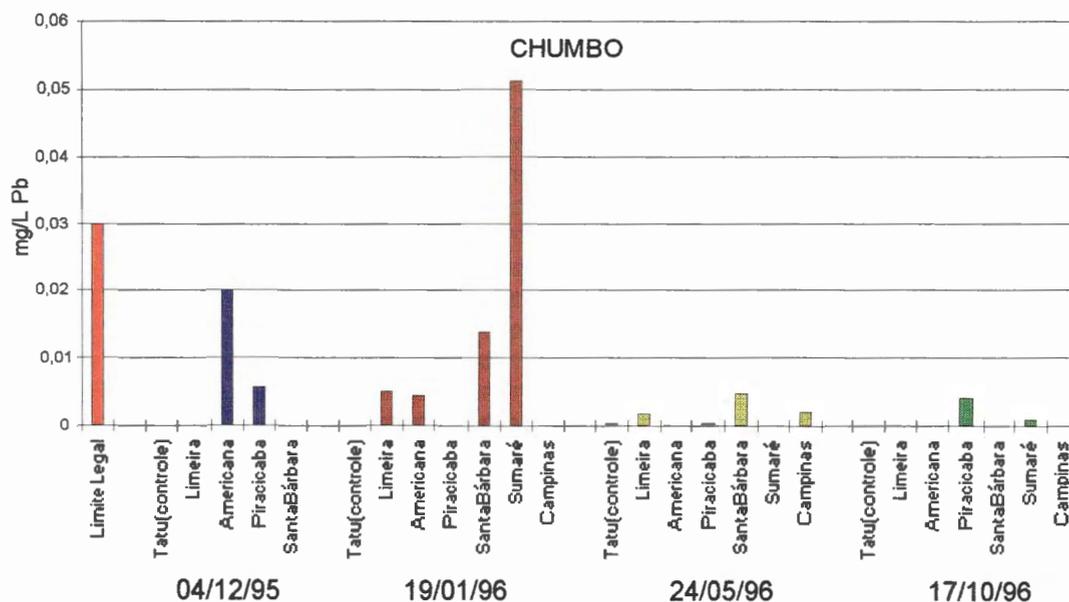


FIGURA 17: Concentrações de chumbo (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Cádmio:**

Este metal foi encontrado em alta concentração (0,0017 mg/L) na amostra de água de Sumaré, coletada em 19/01/96. Nos outros locais, concentrações deste metal não puderam ser detectadas pelo método de análise utilizado (figura 18).

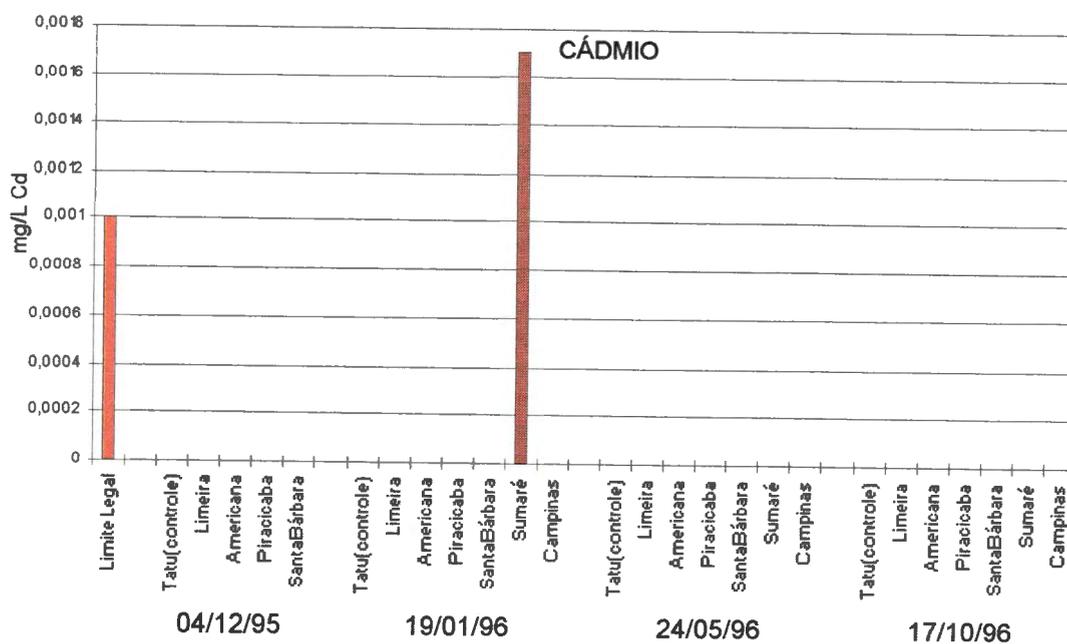


FIGURA 18: Concentrações de cádmio (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Níquel:**

A maior concentração deste metal, detectada em 19/01/96, em Santa Bárbara, foi de 0,0064 mg/L. Nos outros locais em que pôde ser detectada a presença deste metal, as concentrações não ultrapassaram 0,0031 mg/L (Santa Bárbara, 24/05/96). A data de amostragem em que este metal foi detectado em um maior número de pontos foi 24/05/96, quando só não foi observado no ponto controle (figura 19).

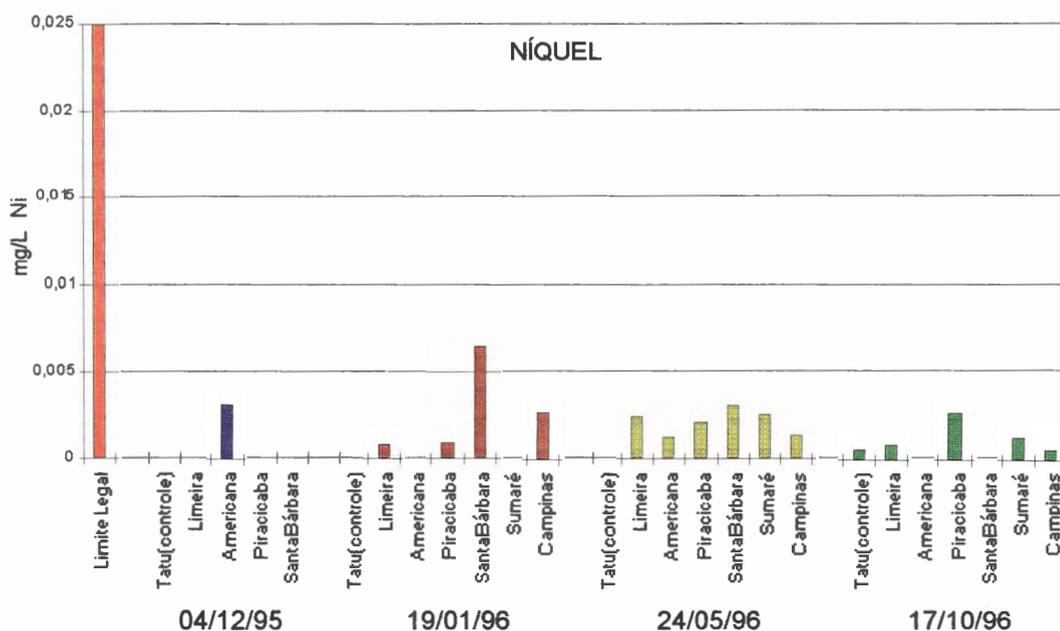


FIGURA 19: Concentrações de níquel (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Ferro:**

Foram observadas as maiores concentrações de ferro nas amostras coletadas em 19/01/96, na maior parte dos locais de estudo. Nesta data, a concentração de ferro foi de 11,520 mg/L em Santa Bárbara, 5,310 em Piracicaba, 4,870 mg/L em Limeira e em Americana, e 4,500 mg/L em Sumaré. No ponto controle e em Campinas as maiores concentrações (6,400 mg/L e 2,700 mg/L, respectivamente) foram detectadas em 17/10/96 (figura 20).

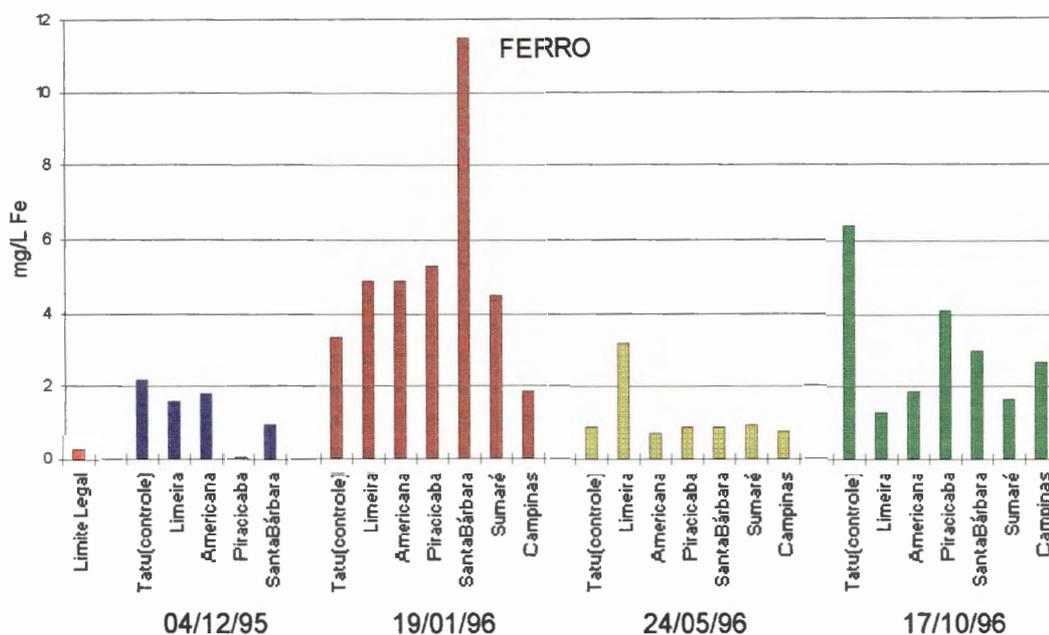


FIGURA 20: Concentrações de ferro (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Manganês:**

As maiores concentrações de manganês foram detectadas em Sumaré (0,140 mg/L) em 19/01/96 e em Piracicaba (0,083 mg/L) e Santa Bárbara (0,086 mg/L) em 17/10/96. Nos demais locais de estudo as concentrações deste metal variaram de 0,015 mg/L (controle, 24/05/96 e Limeira, 17/10/96) a 0,061 mg/L (Santa Bárbara, 19/01/96). Na maior parte dos pontos de amostragem, as maiores concentrações de manganês foram detectadas nas amostras coletadas em 19/01/96 e 17/10/96 (figura 21).

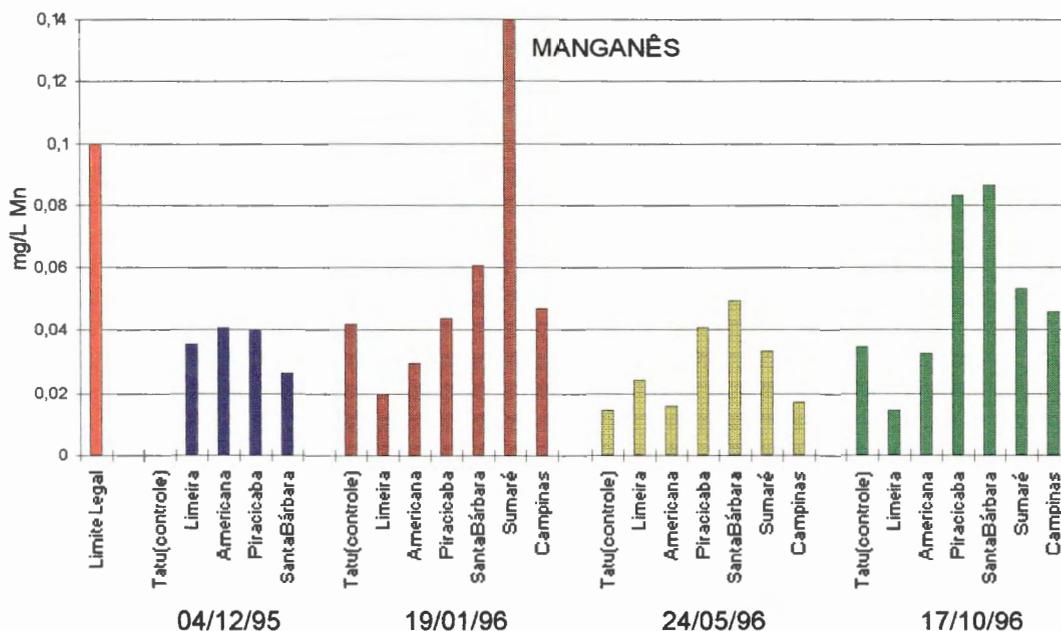


FIGURA 21: Concentrações de manganês (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Cobre:**

As maiores concentrações deste metal foram detectadas, na maior parte dos locais de estudo, nas amostras coletadas em 04/12/95 e em 19/01/96. As amostras de Santa Bárbara de 04/12/95 e de 19/01/96 apresentaram as maiores concentrações de cobre, de 0,0130 mg/L e 0,0140 mg/L, respectivamente, seguidas das amostras de Limeira e Piracicaba de 04/12/95, nas quais detectou-se 0,0120 mg/L do metal. Em Sumaré a maior concentração foi detectada em 19/01/96 e em Americana, em 04/12/95. Apenas no ponto controle e em Campinas as maiores concentrações foram detectadas em outro período, em 17/10/96 (figura 22).

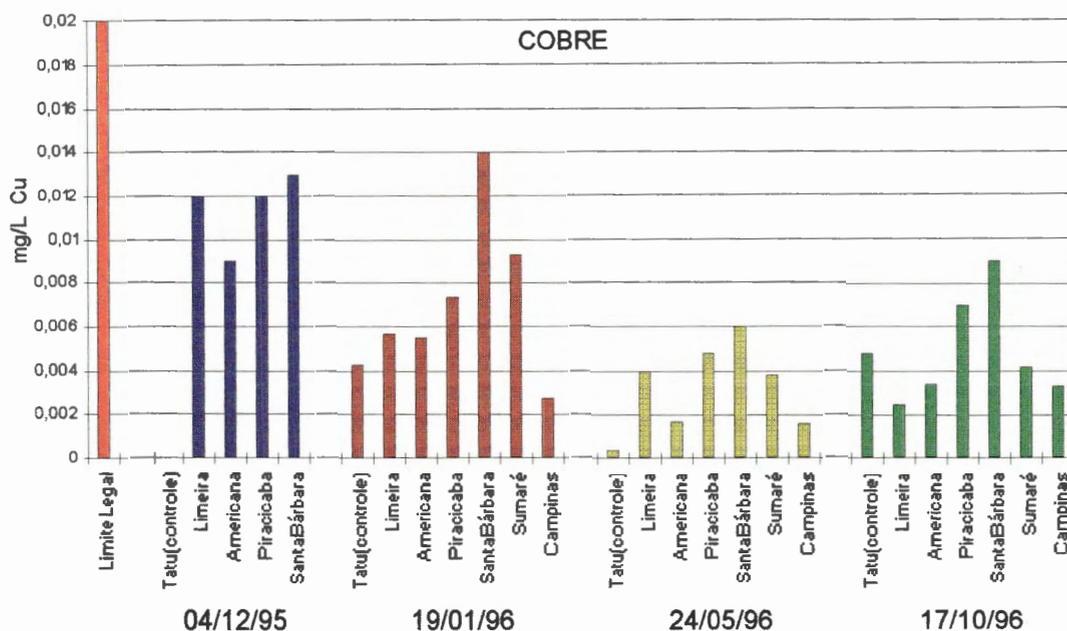


FIGURA 22: Concentrações de cobre (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

⇒ **Cromo:**

A amostra de Santa Bárbara, coletada em 19/01/96, apresentou 0,0210 mg/L de cromo, a maior concentração deste metal entre todos os pontos, de todas as datas de coleta. Concentrações deste metal só puderam ser detectadas, em 04/12/95, nas amostras de Limeira, Americana e Santa Bárbara. Das amostras coletadas em 19/01/96, somente a de Campinas não apresentou níveis detectáveis de cromo. Nas duas últimas datas de amostragem foram detectadas concentrações deste metal em todos os pontos de coleta, dentre os quais Piracicaba apresentou a maior concentração (0,0110 mg/L, em 24/05/96) (figura 23).

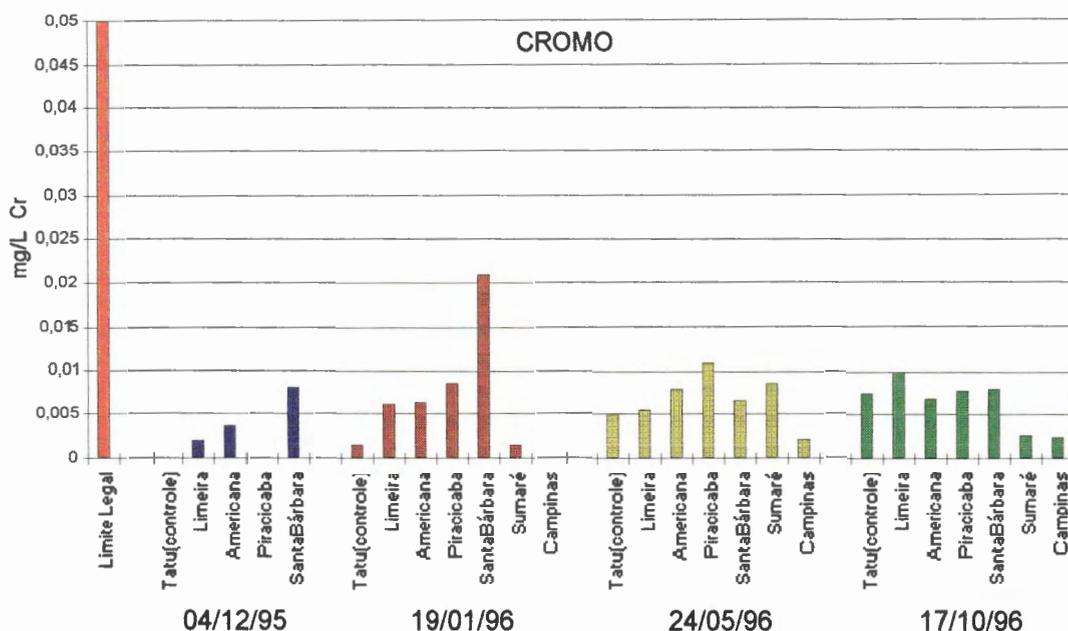


FIGURA 23: Concentrações de cromo (mg/L) nas amostras de água de diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, coletadas em diferentes datas.

#### 5.4.6 - Análise granulométrica do sedimento

##### ⇒ Represa do Tatu (ponto controle):

A constituição do sedimento coletado na Represa do Tatu foi, em todas as análises, predominantemente argilosa. Nas amostras da primeira (04/12/95) e segunda (19/01/96) coletas, a porcentagem de argila foi maior que 75%, e nas amostras da terceira (24/05/96) e quarta (17/10/96) coletas, ultrapassou 90%. A porcentagem de matéria orgânica variou de 4,55% a 9,8% entre as amostras das diferentes datas. A porcentagem de silte foi pequena nas amostras da segunda, terceira e quarta coletas (máximo de 3,3%). Já na primeira coleta a porcentagem desse componente atingiu 10,43%. A fração de areia foi pequena nas amostras da primeira, terceira e quarta coletas (máximo de 2,89%). Na amostra da segunda coleta, porém, esta fração correspondeu a 12,69% da composição do sedimento.

##### ⇒ Limeira:

Nas amostras coletadas no Rio Jaguari, em Limeira, a porcentagem de areia no sedimento variou de 51,36% (17/10/96) a 67,13% (04/12/95). A porcentagem de argila, por sua vez, variou de 27,24% (04/12/95) a 44,19% (17/10/96). As frações de silte e de matéria orgânica foram sempre pequenas. As porcentagens máximas observadas, desses componentes, foram de 3,33% de silte, em 19/01/96 e 3,60% de matéria orgânica, em 17/10/96.

##### ⇒ Americana:

As análises granulométricas revelaram porcentagens de areia entre 72,6% e 83,05%, e de argila inferiores a 22,26% nas amostras coletadas em 04/12/95, 19/01/96 e 17/10/96 no Rio Piracicaba, em Americana. Na amostra coletada em 24/05/96 a porcentagem de areia no sedimento foi de 54,67% e a de argila, 40,79%. Em todas as amostras as porcentagens de matéria orgânica e de silte não ultrapassaram 2,5% e 3,34%, respectivamente.

⇒ **Piracicaba:**

De acordo com as análises, o sedimento do Rio Piracicaba, na estação de coleta de Piracicaba, é constituído basicamente de areia. Com exceção da amostra coletada em 24/05/96, a qual apresentou 64,46% de areia e 32,33% de argila, todas as outras amostras eram constituídas de aproximadamente 95% de areia. Em todas as amostras, a matéria orgânica e o silte somados, não chegaram a 4%.

⇒ **Santa Bárbara:**

A análise granulométrica do sedimento do Rio Piracicaba no ponto de amostragem em Santa Bárbara d'Oeste revelou porcentagens maiores de areia em 04/12/95 e 19/01/96 (57,66% e 76,64%, respectivamente). Por outro lado, em 17/10/96 foi maior a quantidade de argila (53,48%), e em 24/05/96 as proporções de argila e areia foram aproximadamente as mesmas (cerca de 47%). As maiores porcentagens de matéria orgânica e de silte foram, respectivamente, 4,2%, na amostra coletada em 17/10/96, e 7,69% na amostra de 04/12/95.

⇒ **Sumaré:**

A argila foi o principal constituinte do sedimento coletado no Rio Atibaia, no ponto de amostragem de Sumaré, com porcentagens que variaram de 68,23% a 85,98%. As maiores porcentagens de areia e silte foram observadas na amostra de 19/01/96 (24% e 3,57%, respectivamente), e a maior quantidade de matéria orgânica foi encontrada na amostra de 17/10/96 (6,6%). Não houve coletas em Sumaré e Campinas em 04/12/95.

⇒ **Campinas:**

As constituições granulométricas dos sedimentos coletados em 19/01/96 e em 25/05/96 no Rio Atibaia, no ponto de amostragem de Campinas, foram semelhantes. Em ambas as datas o sedimento foi constituído de cerca de 50% de areia, aproximadamente 40% de argila e o restante de silte e matéria orgânica. Porém, na amostra coletada em

17/10/96, a argila correspondeu a 83,97% do sedimento, a areia a apenas 8,18%, a matéria orgânica a 6% e o silte a 1,85%. As porcentagens de matéria orgânica, areia, silte e argila dos sedimentos coletados em diferentes datas, em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba, estão expostas nas figuras 24, 25, 26 e 27.

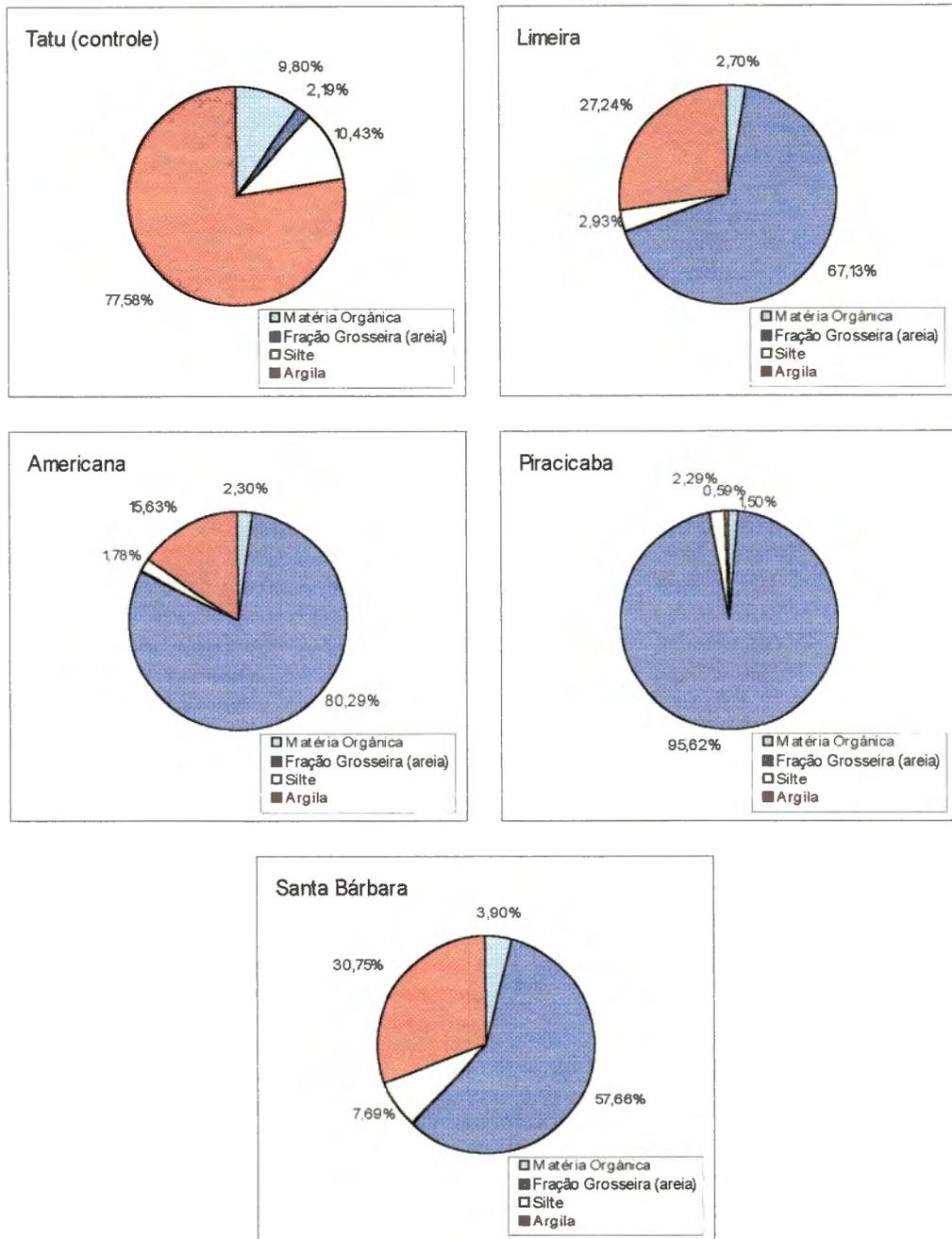


FIGURA 24: Resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 04/12/95.

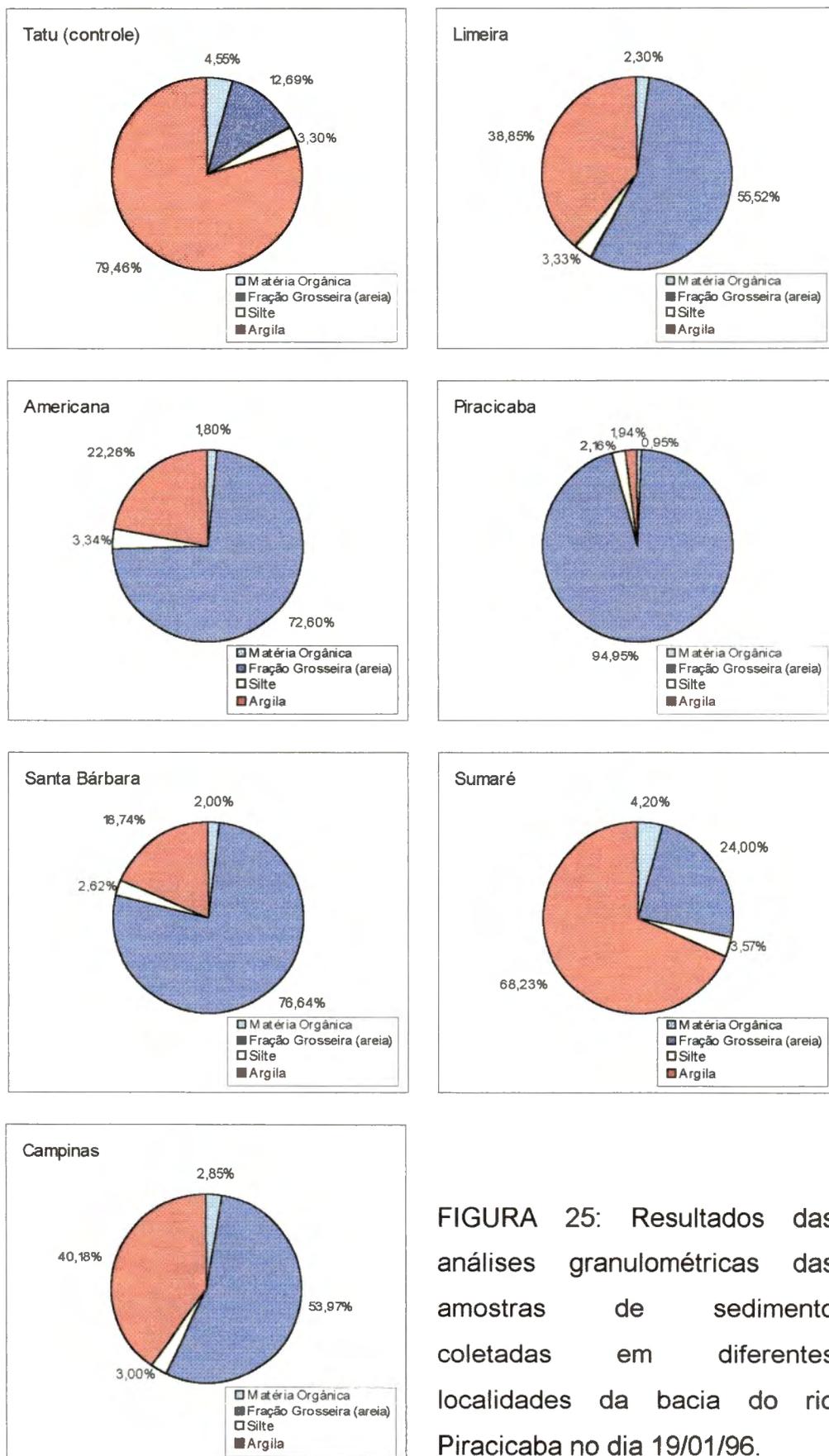


FIGURA 25: Resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 19/01/96.

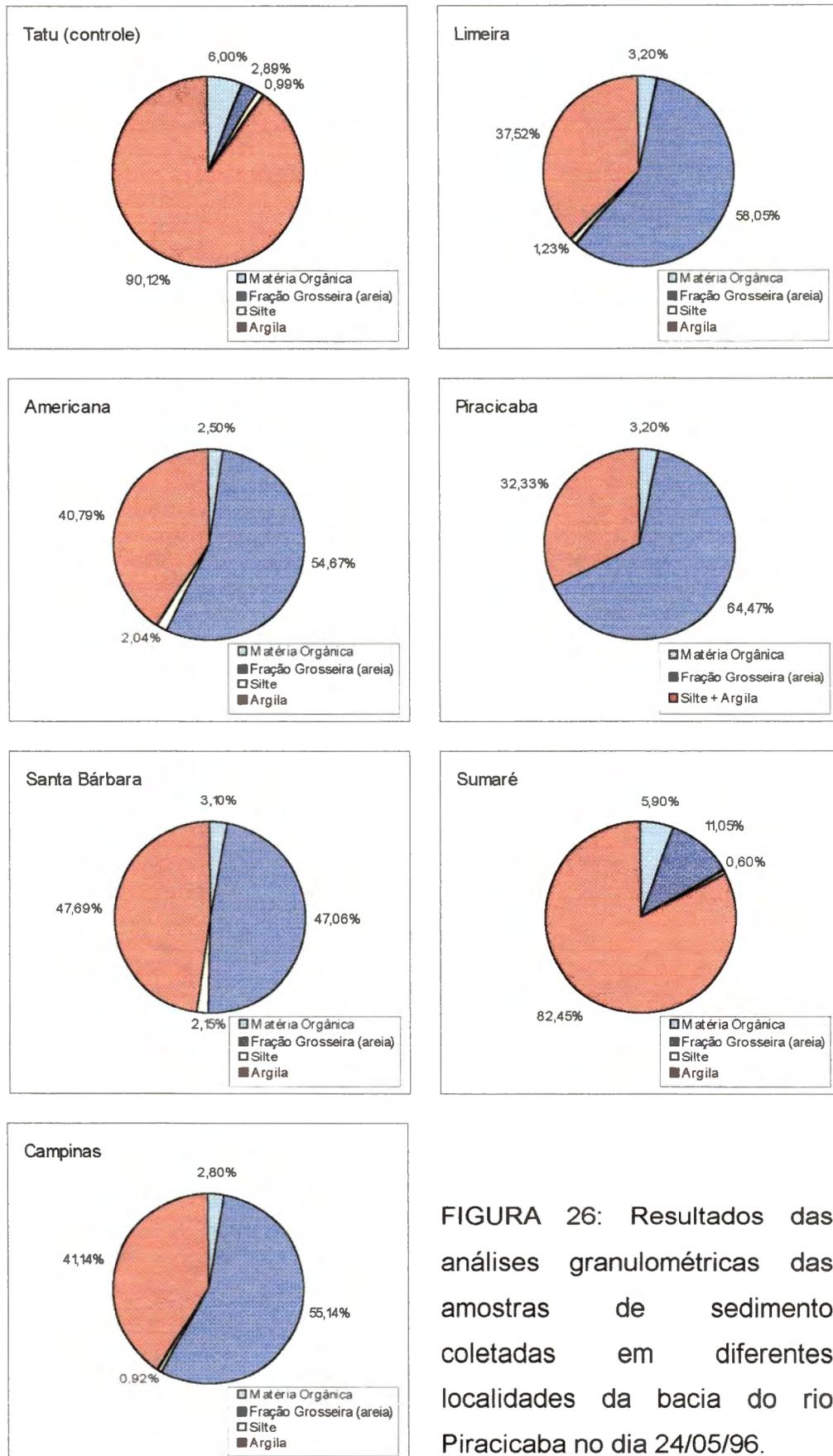


FIGURA 26: Resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 24/05/96.

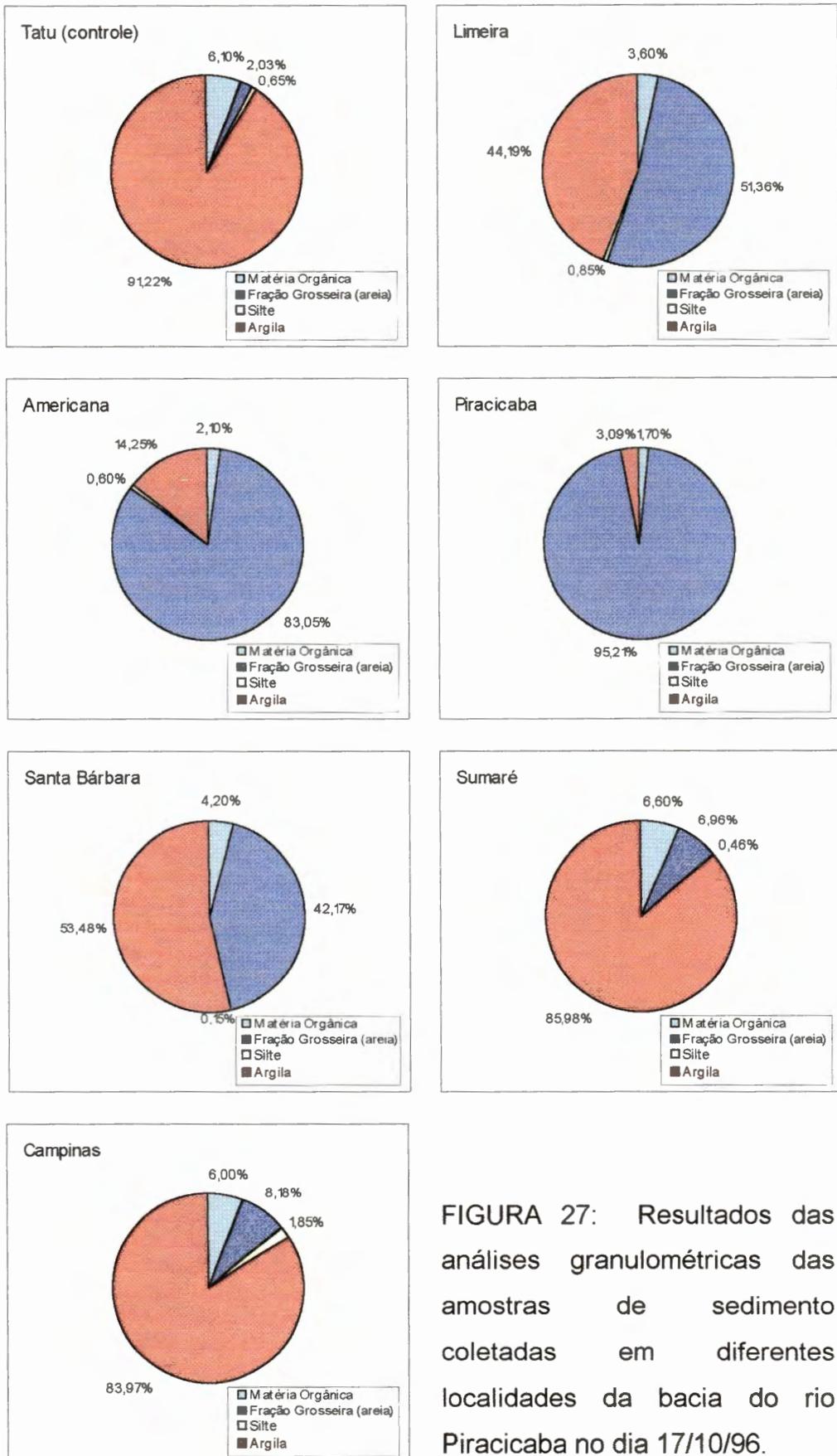


FIGURA 27: Resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento coletadas em diferentes localidades da bacia do rio Piracicaba no dia 17/10/96.

## 5.5 - Testes de sensibilidade ao cromo (toxicidade aguda/24h)

### 5.5.1 - Testes com *Prochilodus scrofa*

O teste com o curimatá de 35 dias indicou uma  $CL_{50}$  (concentração letal média) igual a 10,11 mg/L. Porém, os limites de confiança de 95% não são seguros e por isso não foi possível calculá-los. Isto se deve ao fato de não haver concentrações intermediárias entre a maior concentração que não causou letalidade significativa e a menor que causou 100 % de letalidade (TABELA 18). Um segundo teste foi realizado com intervalos menores de concentração e indicou uma  $CL_{50}$  igual a 24,31 mg/L de cromo (I.C. - intervalo de confiança = 17,51 a 33,77 mg/L) para *Prochilodus scrofa* com 42 dias de vida (TABELA 19).

Para *Prochilodus scrofa* de 132 dias, com peso médio de 1,50 g, foi observada uma  $CL_{50}$  de 45,38 mg/L (I.C. = 35,65 a 57,76 mg/L) e para organismos com 159 dias, com 2,14 g de peso médio, a  $CL_{50}$  encontrada foi de 60,84 mg/L de cromo (I.C. = 51,80 a 71,46 mg/L) (TABELA 20 e 21).

Nos testes realizados simultaneamente com *Prochilodus scrofa* de 6, 33 e 74 dias de vida e com *Poecilia reticulata* foi observado, nesta mesma ordem, um aumento dos valores da  $CL_{50}$ , ou seja, uma diminuição da sensibilidade. A  $CL_{50}$  observada para os curimatás com 6 dias de vida foi igual a 44,54 mg/L; com 33 dias de vida, a  $CL_{50}$  encontrada foi de 47,19 mg/L e com 74 dias de vida, 50,00 mg/L. Para *Poecilia reticulata* a  $CL_{50}$  observada foi de 63,00 m/L. (TABELA 22).

Estes resultados não foram acrescentados aos outros na figura 28 porque são provenientes de testes realizados sem réplica, devido ao pequeno número de organismos-teste disponíveis naquele momento. Mesmo assim o experimento foi realizado, já que estes organismos apresentavam-se em boas condições e poderiam fornecer dados adicionais. Além disso, por questões metodológicas, não poderiam ser misturados a outros organismos de um próximo lote.

TABELA18: Teste de sensibilidade ao cromo, com *Prochilodus scrofa* de 35 dias de vida.

Teste nº 1

Data do teste: 09/11/95

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	0,04	0,36	3,55	35,50
Número de organismos expostos	12	12	12	12
Número de organismos mortos	2	0	1	12
CL <sub>50</sub> calculada	<b>10,11 mg/L</b>			
Limite de confiança (95%) inferior	—			
Limite de confiança (95%) superior	—			

TABELA 19: Teste de sensibilidade ao cromo com *Prochilodus scrofa* de 42 dias de vida.

Teste nº 2

Data do teste: 16/11/95

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	3,55	8,87	17,84	26,62	35,50
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12
Número de organismos mortos	1	0	6	4	9
CL <sub>50</sub> calculada	<b>24,31 mg/L</b>				
Limite de confiança (95%) inferior	17,51 mg/L				
Limite de confiança (95%) superior	33,77 mg/L				
<b>Características físicas e químicas monitoradas ao final do teste</b>					
	pH	Cond.( $\mu$ S/cm)	T (°C)	Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
Controle	6,80	78	23	28,5	
17,74 mg/L	6,60	141	23	26,9	
35,50 mg/L	6,32	184	23	26,9	

TABELA 20: Teste de sensibilidade ao cromo com *Prochilodus scrofa* de 132 dias de vida.

Teste n° 3

Data do teste: 25/04/96

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	25,00	50,00	100,00	200,00		
Número de organismos expostos	12	12	12	12		
Número de organismos mortos	1	7	12	12		
CL <sub>50</sub> calculada	<b>45,38 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	35,65 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	57,76 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,4	7,0	19	19	32,3	34,2
25 mg/L	5,9	6,5	19	19	28,5	30,4
50 mg/L	5,8	6,2	19	19	26,6	28,5
100 mg/L	5,6	5,9	19	19	28,5	28,5
200 mg/L	5,4	5,7	19	19	28,5	26,6

TABELA 21: Teste de sensibilidade ao cromo com *Prochilodus scrofa* de 159 dias de vida.

Teste n° 4

Data do teste: 22/05/96

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	25,00	45,00	60,00	80,00	100,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	2	2	7	8	12	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>60,84 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	51,80 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	71,46 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,6	6,8	21	20	64,6	62,7
25 mg/L	6,8	7,1	21	20	60,8	58,9
45 mg/L	6,6	6,8	21	20	55,1	53,2
60 mg/L	6,5	6,7	21	20	57,0	51,3
80 mg/L	6,4	6,5	21	20	49,4	53,2
100 mg/L	6,4	6,4	21	20	51,3	53,2

TABELA 22: Teste de sensibilidade ao cromo com *Prochilodus scrofa* de 6, 33 e 74 dias de vida e com *Poecilia reticulata*.  
Data do teste: 19/12/95  
Duração do teste: 24 horas

<i>Prochilodus scrofa</i> - 6 dias de vida				
Concentração (mg/L de Cr)	25,00	50,00	100,00	200,00
Número de organismos expostos	6	6	6	6
Número de organismos mortos	0	4	6	6
CL <sub>50</sub> calculada	<b>44,54 mg/L</b>			
Limite de confiança (95%) inferior	34,11 mg/L			
Limite de confiança (95%) superior	58,17 mg/L			
<i>Prochilodus scrofa</i> - 33 dias de vida				
Concentração (mg/L de Cr)	25,00	50,00	100,00	200,00
Número de organismos expostos	6	6	6	6
Número de organismos mortos	1	3	6	6
CL <sub>50</sub> calculada	<b>47,19 mg/L</b>			
Limite de confiança (95%) inferior	30,67 mg/L			
Limite de confiança (95%) superior	72,62 mg/L			
<i>Prochilodus scrofa</i> - 74 dias de vida				
Concentração (mg/L de Cr)	25,00	50,00	100,00	200,00
Número de organismos expostos	6	6	6	6
Número de organismos mortos	0	3	6	6
CL <sub>50</sub> calculada	<b>50,00 mg/L</b>			
Limite de confiança (95%) inferior	37,68 mg/L			
Limite de confiança (95%) superior	66,35 mg/L			
<i>Poecilia reticulata</i>				
Concentração (mg/L de Cr)	25,00	50,00	100,00	200,00
Número de organismos expostos	6	6	6	6
Número de organismos mortos	0	2	5	6
CL <sub>50</sub> calculada	<b>63,00 mg/L</b>			
Limite de confiança (95%) inferior	44,83 mg/L			
Limite de confiança (95%) superior	88,51 mg/L			

TABELA 22 (continuação): Teste de sensibilidade ao cromo com *Prochilodus scrofa* de 6, 33 e 74 dias de vida e com *Poecilia reticulata*.  
 Data do teste: 19/12/95  
 Duração do teste: 24 horas

Dados Biométricos (valores médios)					
	<i>P. reticulata</i>	<i>P. scrofa</i> 6 dias	<i>P. scrofa</i> 33 dias	<i>P. scrofa</i> 74 dias	
Wt (g)	0,078	0,002	0,010	0,420	
Lt (cm)	2,13	0,68	1,20	3,60	
Ls (cm)	1,63	0,60	1,01	2,70	
Características físicas e químicas monitoradas					
	Concentração e Organismo	T (°C)	pH	Condutividade (mS/cm)	Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)
Inicial p/ todos os organismos	Controle	23	7,8	0,116	43,7
	50mg/L	23	6,2	0,260	41,8
	200mg/L	23	5,6	0,620	34,2
F	<i>P. scrofa</i> 6 Controle	22	7,5	0,113	43,7
	<i>P. scrofa</i> 6 50 mg/L	22	6,4	0,270	43,7
	<i>P. scrofa</i> 6 200mg/L	22	5,7	0,610	34,2
I	<i>P. scrofa</i> 33 Controle	22	7,4	0,158	41,8
	<i>P. scrofa</i> 33 50 mg/L	22	6,4	0,270	43,7
	<i>P. scrofa</i> 33 200mg/L	22	5,7	0,630	34,2
N	<i>P. scrofa</i> 74 Controle	22	7,2	0,124	41,8
	<i>P. scrofa</i> 74 50 mg/L	22	6,3	0,280	41,8
	<i>P. scrofa</i> 74 200mg/L	22	5,7	0,660	36,1
A	<i>P. reticulata</i> Controle	22	7,3	0,119	45,6
	<i>P. reticulata</i> 50 mg/L	22	6,3	0,270	41,8
	<i>P. reticulata</i> 200mg/L	22	5,7	0,630	36,1
L	<i>P. reticulata</i> Controle	22	7,3	0,119	45,6
	<i>P. reticulata</i> 50 mg/L	22	6,3	0,270	41,8
	<i>P. reticulata</i> 200mg/L	22	5,7	0,630	36,1

### 5.5.2 - Testes com *Poecilia reticulata*

O teste preliminar realizado com *Poecilia reticulata* indicou uma CL<sub>50</sub> igual a 82,38 mg/L de cromo, com um intervalo de confiança que varia de 73,06 a 92,89 mg/L. Em outros dois testes, com intervalos de concentração mais estreitos, a CL<sub>50</sub> situou-se entre 71,91 mg/L (I.C. = 50,15 a 103,11mg/L) e 97,74 mg/L (I.C. = 91,55 a 104,36 mg/L) (TABELAs 23, 24 e 25).

TABELA 23: Teste de sensibilidade ao cromo com *Poecilia reticulata*.

Teste nº 1

Data do teste: 13/06/96

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	25,00	45,00	60,00	80,00	100,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	0	0	1	5	10	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>82,38 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	73,06 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	92,89 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	7,6	7,6	19	19,5	25,3	28,5
25 mg/L	6,8	7,4	19	19,5	25,3	28,5
45 mg/L	6,5	7,3	19	19,5	25,3	28,5
60 mg/L	6,4	6,9	19	19,5	25,3	25,3
80 mg/L	6,3	6,7	19	19,5	25,3	22,2
100 mg/L	6,2	6,6	19	19,5	25,3	22,2

TABELA 24: Teste de sensibilidade ao cromo com *Poecilia reticulata*.

Teste nº 2

Data do teste: 11/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *P. reticulata*: Wt = 0,145 g ± 0,0172

Lt = 2,435 cm ± 0,2174

Ls = 1,795 cm ± 0,1066

Concentração (mg/L de Cr)	60,00	70,00	80,00	100,00		
Número de organismos expostos	12	12	12	12		
Número de organismos mortos	0	6	8	6		
CL <sub>50</sub> calculada	<b>71,91 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	50,15 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	103,11 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	26,9	28,5
70 mg/L	6,1	6,1	22	22	26,9	28,5
80 mg/L	6,1	6,1	22	22	26,9	28,5
90 mg/L	6,0	6,0	22	22	26,9	28,5

TABELA 25: Teste de sensibilidade ao cromo com *Poecilia reticulata*.

Teste nº 3

Data do teste: 15/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *P. reticulata*: Wt = 0,107 g ± 0,0231

Lt = 2,250 cm ± 0,1434

Ls = 1,625 cm ± 0,1007

Concentração (mg/L de Cr)	70,00	80,00	90,00	100,00	110,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	2	2	4	5	11	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>97,74 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	91,55 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	104,36 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
70 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
80 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5
90 mg/L	6,0	6,0	22	22	28,5	28,5
110 mg/L	5,9	5,9	22	22	28,5	28,5

### 5.5.3 - Testes com *Cheirodon stenodon*

O primeiro teste, de caráter preliminar, indicou uma concentração letal média de 47,72 mg/L. O teste seguinte não pôde ser considerado, pois além de apresentar resultados discrepantes entre as réplicas (teste nº 2, anexo 7), o número de organismos mortos na concentração mais alta não atingiu 50%, o que impossibilita o cálculo pelo programa estatístico. No terceiro teste foi observada uma CL<sub>50</sub> de 61,23 mg/L, semelhante à do último teste, de 64,92 mg/L, ambas maiores, portanto, que a do teste preliminar. No quarto teste, por sua vez, a CL<sub>50</sub> de 44,72 mg/L teve valor semelhante àquela observada no teste preliminar. No entanto, considerados os intervalos de confiança, as diferenças de CL<sub>50</sub> entre os testes diminuem (TABELAS 26 a 30).

TABELA 26: Teste de sensibilidade ao cromo com *Cheirodon stenodon*.

Teste nº 1

Data do teste: 07/09/96

Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	20,00	40,00	60,00	80,00
Número de organismos expostos	12	12	12	12
Número de organismos mortos	1	4	7	11
CL <sub>50</sub> calculada	47,72 mg/L			
Limite de confiança (95%) inferior	38,05 mg/L			
Limite de confiança (95%) superior	59,86 mg/L			

## Características físicas e químicas

	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	7,5	7,5	20,5	20,5	24,7	24,7
20 mg/L	6,6	6,8	20,8	20,5	24,7	24,7
40 mg/L	6,2	6,4	20,8	20,5	24,7	24,7
60 mg/L	6,0	6,0	20,8	20,5	24,7	24,7
80 mg/L	5,8	5,9	20,8	20,5	24,7	24,7

TABELA 27: Teste de sensibilidade ao cromo com *Cheirodon stenodon*.

Teste nº 2

Data do teste: 11/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *C. stenodon*: Wt = 0,189 g ± 0,0420

Lt = 2,735 cm ± 0,1634

Ls = 2,250 cm ± 0,1312

Concentração (mg/L de Cr)	30,00	40,00	50,00	60,00
Número de organismos expostos	12	12	12	12
Número de organismos mortos	0	2	4	5
CL <sub>50</sub> calculada	—			
Limite de confiança (95%) inferior	—			
Limite de confiança (95%) superior	—			

## Características físicas e químicas monitoradas

	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
30 mg/L	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,3	22	22	26,9	28,5
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	26,9	28,5

TABELA 28: Teste de sensibilidade ao cromo com *Cheirodon stenodon*.

Teste nº 3

Data do teste: 15/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *C.stenodon*: Wt = 0,224 g ± 0,0222

Lt = 2,780 cm ± 0,1085

Ls = 2,265 cm ± 0,0818

Concentração (mg/L de Cr)	40,00	50,00	60,00	70,00		
Número de organismos expostos	12	12	12	12		
Número de organismos mortos	4	3	6	7		
CL <sub>50</sub> calculada	61,23 mg/L					
Limite de confiança (95%) inferior	42,17 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	88,91 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,4	22	22	26,9	26,9
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
70 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5

TABELA 29: Teste de sensibilidade ao cromo com *Cheirodon stenodon*.

Teste nº 4

Data do teste: 25/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *C.stenodon*: Wt = 0,642 g ± 0,1552

Lt = 4,020 cm ± 0,4022

Ls = 3,265 cm ± 0,3110

Concentração (mg/L de Cr)	40,00	50,00	60,00	70,00	80,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	4	8	11	10	12	
CL <sub>50</sub> calculada	44,72 mg/L					
Limite de confiança (95%) inferior	37,71 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	53,03 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,3	22	22	26,9	26,9
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
70 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5
80 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5

TABELA 30: Teste de sensibilidade ao cromo com *Cheirodon stenodon*.

Teste nº 5 Data do teste: 25/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *C.stenodon*: Wt = 0,314 g ± 0,0670

Lt = 3,160 cm ± 0,3053

Ls = 2,635 cm ± 0,2698

Concentração (mg/L de Cr )	40,00	50,00	60,00	70,00	80,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	3	4	4	6	10	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>64,92 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	54,53 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	77,30 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,3	22	22	26,9	26,9
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
70 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5
80 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5

#### 5.5.4 - Testes com *Hyphessobrycon bifasciatus*

No teste preliminar realizado com *Hyphessobrycon bifasciatus* foi observada uma concentração letal média de 47,13 mg/L, semelhante à encontrada no teste preliminar com *Cheirodon stenodon*. Porém, nos testes seguintes, *Hyphessobrycon bifasciatus* apresentou maior sensibilidade, indicando concentrações letais médias entre 24,49 (I.C. = 17,97 a 33,39) e 39,36 mg/L (I.C. = 30,15 a 51,38) (TABELAs 31 a 34).

TABELA 31: Teste de sensibilidade ao cromo com *Hyphessobrycon bifasciatus*  
 Teste nº 1  
 Data do teste: 07/09/96  
 Duração do teste: 24 horas

Concentração (mg/L de Cr)	20,00	40,00	60,00	80,00		
Número de organismos expostos	12	12	12	12		
Número de organismos mortos	0	4	7	12		
CL <sub>50</sub> calculada	47,13 mg/L					
Limite de confiança (95%) inferior	39,40 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	56,38 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	7,70	7,40	20,0	21,0	24,7	24,7
20 mg/L	6,6	6,8	20,0	21,0	24,7	24,7
40 mg/L	6,2	6,4	20,0	21,0	24,7	24,7
60 mg/L	6,0	6,0	20,0	21,0	24,7	24,7
80 mg/L	5,8	5,9	20,0	21,0	24,7	24,7

TABELA 32: Teste de sensibilidade ao cromo com *Hyphessobrycon bifasciatus*  
 Teste nº 2  
 Duração do teste: 24 horas      Data do teste: 11/01/97  
 Dados biométricos de *H. bifasciatus*: Wt = 0,302 g ± 0,0529  
 Lt = 2,945 cm ± 0,1606  
 Ls = 2455 cm ± 0,1212

Concentração (mg/L de Cr)	30,00	40,00	50,00	60,00		
Número de organismos expostos	12	12	12	12		
Número de organismos mortos	2	8	9	9		
CL <sub>50</sub> calculada	36,88 mg/L					
Limite de confiança (95%) inferior	31,49 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	43,18 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
30 mg/L	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,3	22	22	26,9	28,5
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5

TABELA 33: Teste de sensibilidade ao cromo com *Hyphessobrycon*

Teste nº 3

*bifasciatus*

Data do teste: 15/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *H.bifasciatus*: Wt = 0,303 g ± 0,0397 ;

Lt = 2,860 cm ± 0,1265;

Ls = 2,385 cm ± 0,0883

Concentração (mg/L de Cr)	30,00	40,00	50,00	60,00	70,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	4	6	8	11	12	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>39,36 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	30,15 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	51,38 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
30 mg/L	6,5	6,5	22	22	26,9	26,9
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,4	22	22	26,9	26,9
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5
70 mg/L	6,1	6,1	22	22	28,5	28,5

TABELA 34: Teste de sensibilidade ao cromo com *Hyphessobrycon**bifasciatus*

Teste nº 4

Data do teste: 25/01/97

Duração do teste: 24 horas

Dados biométricos de *H.bifasciatus*: Wt = 0,233 g ± 0,0295 ;

Lt = 2,685 cm ± 0,1156

Ls = 2,230 cm ± 0,1229

Concentração (mg/L de Cr)	20,00	30,00	40,00	50,00	60,00	
Número de organismos expostos	12	12	12	12	12	
Número de organismos mortos	4	8	11	12	12	
CL <sub>50</sub> calculada	<b>24,49 mg/L</b>					
Limite de confiança (95%) inferior	17,97 mg/L					
Limite de confiança (95%) superior	33,39 mg/L					
Características físicas e químicas monitoradas						
	pH		T (°C)		Dureza (mg CO <sub>3</sub> /L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	final
Controle	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
20 mg/L	6,5	6,5	22	22	25,3	25,3
30 mg/L	6,5	6,5	22	22	26,9	26,9
40 mg/L	6,4	6,4	22	22	26,9	26,9
50 mg/L	6,3	6,3	22	22	26,9	26,9
60 mg/L	6,2	6,2	22	22	28,5	28,5

Na figura 28 é possível observar os valores de  $CL_{50}$ , com limites de confiança, encontrados para as quatro espécies.

As menores concentrações letais médias foram observadas para *Hyphessobrycon bifasciatus*, seguido por *Cheirodon stenodon* e *Poecilia reticulata*, para o qual foram observados os maiores valores de  $CL_{50}$ . Na análise dos resultados foi preciso considerar *Prochilodus scrofa* à parte, pois os testes com esta espécie foram realizados com organismos de diferentes idades. Para *P. scrofa* foi possível observar que a concentração letal média aumentou com a idade.

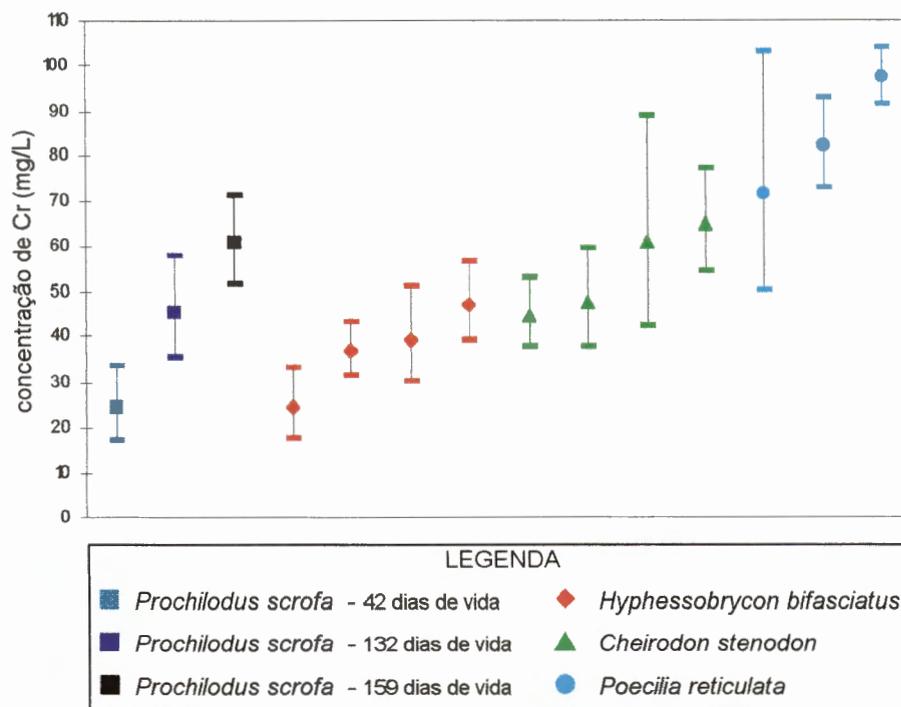


Figura 28: Concentrações letais médias (com limites de confiança) observadas nos testes de toxicidade com dicromato de potássio, para *Prochilodus scrofa* (com 42, 132 e 159 dias de vida), *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Cheirodon stenodon* e *Poecilia reticulata*.

### 5.6 - Dados morfométricos dos organismos utilizados nos testes de toxicidade.

As figuras 29 e 30 mostram a relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos organismos utilizados nos testes de toxicidade aguda com sedimento e dicromato de potássio. Nessas figuras estão representados todos os organismos utilizados nos dois tipos de testes, com exceção de *Prochilodus scrofa*. Embora não tenham sido realizados testes com fêmeas de *Poecilia reticulata*, algumas foram capturadas ocasionalmente juntamente com os machos. Desta maneira, os dados morfométricos destes organismos foram tomados como uma informação adicional. Os dados morfométricos podem ser observados nos anexos 9, 10, 11 e 12).

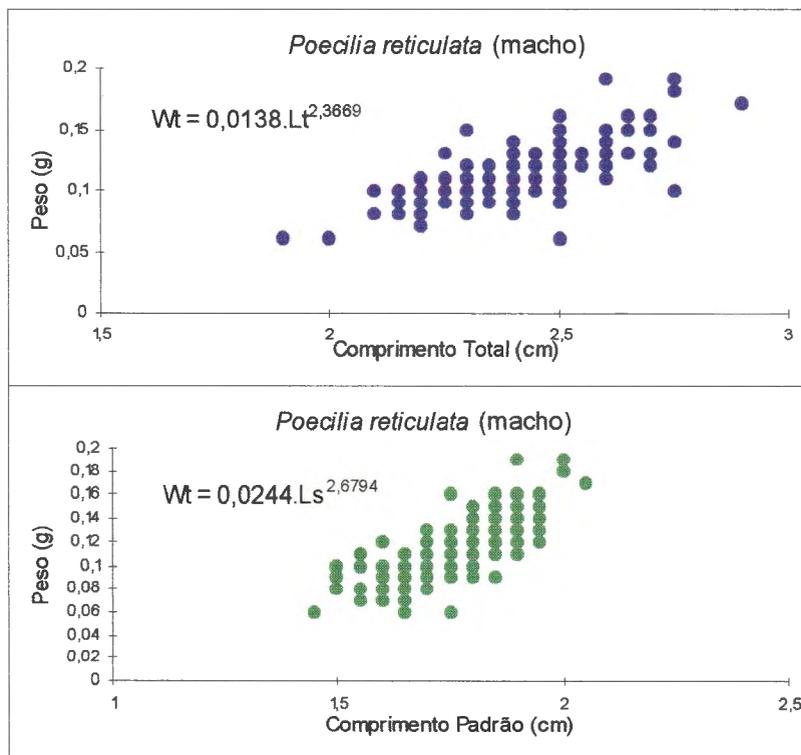


Figura 29a: Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de *Poecilia reticulata* (machos) utilizados nos testes de toxicidade.

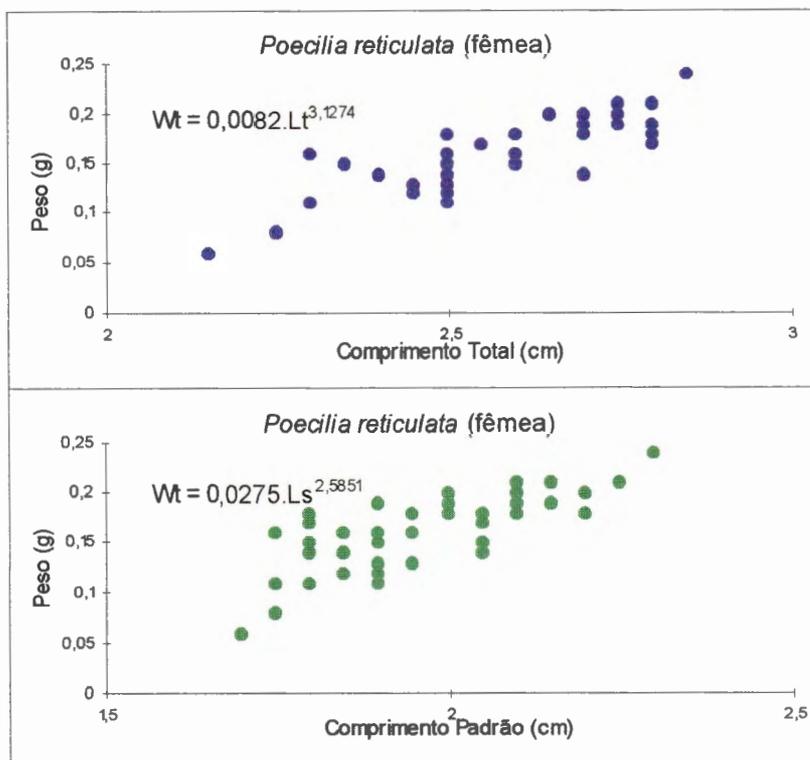


Figura 29b: Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de *Poecilia reticulata* (fêmeas) utilizados nos testes de toxicidade.

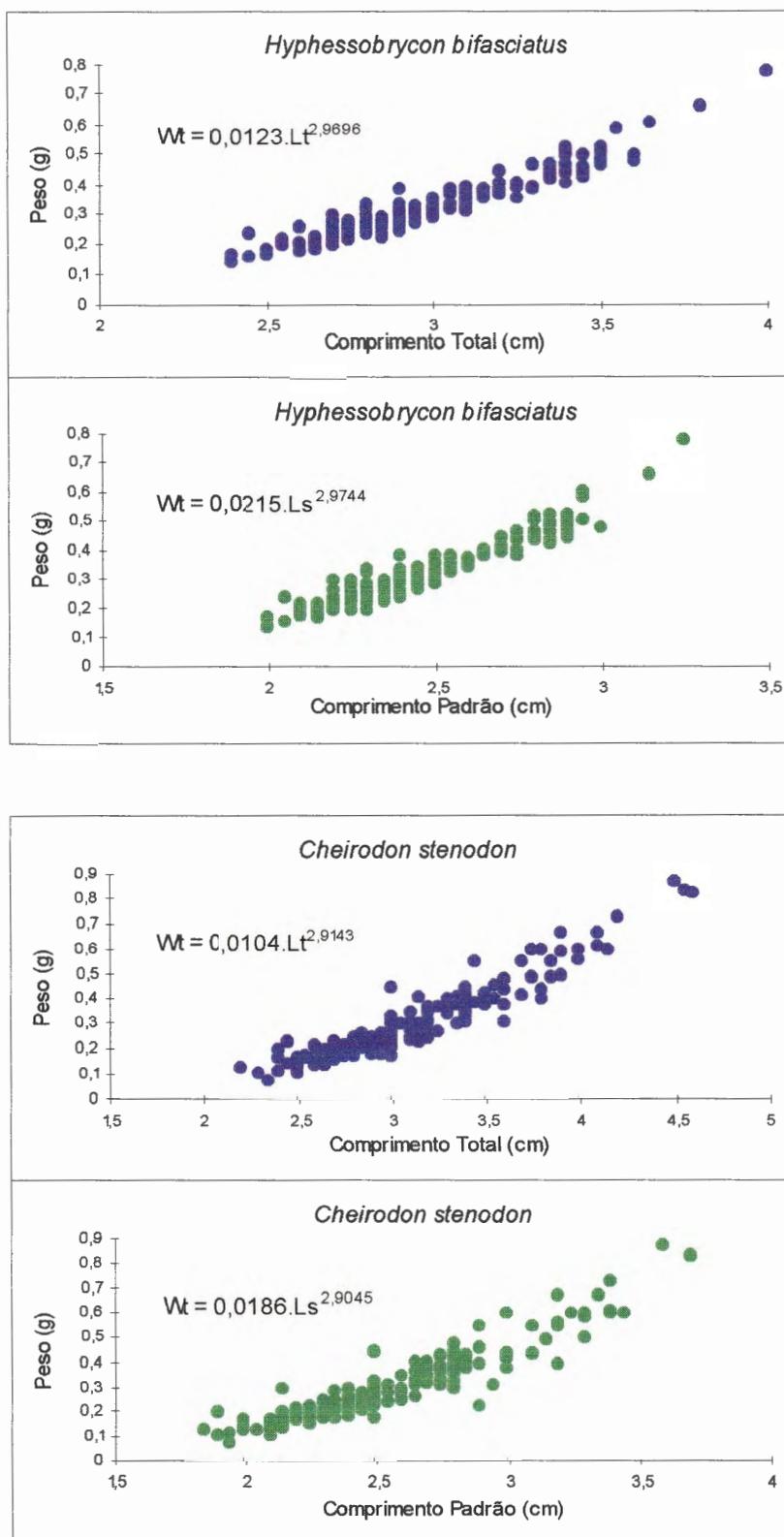


Figura 30: Relação entre o peso e os comprimentos total e padrão dos exemplares de *Hyphessobrycon bifasciatus* e de *Cheirodon stenodon* utilizados nos testes de toxicidade.

## 6 - DISCUSSÃO

### 6.1 - A sensibilidade das espécies utilizadas como organismos-teste.

Em testes de toxicidade, uma etapa importante é a avaliação da sensibilidade dos organismos-teste a substâncias de referência.

De todos os organismos testados, *Hyphessobrycon bifasciatus* apresentou, em média, a maior sensibilidade ao cromo. Para esta espécie, os valores de  $CL_{50}$  (24h) evidenciaram uma diminuição da sensibilidade com o aumento do peso. *H. bifasciatus* foi a espécie que apresentou, também, as menores diferenças entre os limites inferior e superior do intervalo de confiança das  $CL_{50}$ .

DAMATO (1997), trabalhando com *Hyphessobrycon callistus*, obteve concentrações letais médias de cromo (24h) mais elevadas. Para organismos entre 0,326 e 0,384 g, a  $CL_{50}$ (24 h) encontrada pelo referido autor foi de 70,10 mg Cr.L<sup>-1</sup> e para organismos entre 0,267 e 0,538 g, de 72,85 mg Cr.L<sup>-1</sup>. Entre as espécies de água doce que apresentam maior sensibilidade ao cromo que a espécie citada estão *Marone sexatilis* (26,50 a 35,00 mg Cr.L<sup>-1</sup>) e *Salvelinus fontinalis* (59,00 mg Cr.L<sup>-1</sup>) (USEPA, 1984<sup>1</sup> apud DAMATO, 1997).

*Cheirodon stenodon* foi menos sensível ao cromo que *H. bifasciatus*. Os valores de  $CL_{50}$ (24h) para esta espécie evidenciaram que a sensibilidade aumenta com o peso.

As concentrações letais médias obtidas para *Prochilodus scrofa* foram as que mais variaram, devido à grande diferença de peso entre os organismos testados. *P. scrofa* com 42 dias (peso médio de 0,15 g) e com

---

<sup>1</sup> UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1984). *Water Quality Criteria for Chromium*. Washington, D.C. apud DAMATO, M. (1997). *Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras*. São Paulo, 614 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

159 dias (2,14 g) apresentaram sensibilidade semelhante à *H. bifasciatus* e *C. stenodon*, respectivamente. Para esta espécie foi observado que a sensibilidade diminui com o aumento do peso.

Já, *Poecilia reticulata*, entre todas as espécies testadas, foi a menos sensível ao cromo.

Os valores de  $CL_{50}(24h)$  para todas as espécies testadas podem ser observados na figura 27.

## 6.2 - As características físicas e químicas das águas

Os trechos dos rios estudados no presente trabalho, classificam-se, de acordo com a SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (1994), como corpos d'água da classe 2.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986, artigo 1º, item III (BRASIL, 1986), as águas doces de classe 2 são destinadas:

- a) "ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
- d) à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas;
- e) à criação natural e/ou intensivas (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana."

A mesma Resolução, em seu artigo 5º, estabelece para as águas de classe 2 os seguintes limites ou condições físicas:

- a) OD: em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L  $O_2$ ;
- b) Turbidez: até 100 UNT (unidade nefelométrica de turbidez);
- c) pH: 6,0 a 9,0;
- d) Substâncias potencialmente prejudiciais (teores máximos)\*:

Amônia não-ionizável: 0,02 mg/L  $NH_3$ ;

Cádmio: 0,001 mg/L Cd;

Chumbo: 0,03 mg/L Pb;

Cobre: 0,02 mg/L Cu;

Cromo hexavalente: 0,05 mg/L Cr;

Ferro solúvel: 0,3 mg/L Fe;

Fosfato total: 0,025 mg/L P;

Manganês: 0,1 mg/L Mn;  
Níquel: 0,025 mg/L Ni;  
Nitrato: 10 mg/L N;  
Nitrito: 1,0 mg/L N;  
Sólidos dissolvidos totais: 500 mg/L;  
Zinco: 0,18 mg/L Zn.

\* somente estão listados acima os limites estabelecidos para as substâncias e condições físicas analisadas no presente trabalho.

No presente trabalho foram detectadas concentrações de zinco superiores ao limite estabelecido por lei para a classe ( $0,18 \text{ mg Zn.L}^{-1}$ ) em Sumaré ( $0,250 \text{ mg Zn.L}^{-1}$ ) e em Limeira ( $2,520 \text{ mg Zn.L}^{-1}$ ). O zinco pode provocar danos nos filamentos branquiais dos peixes, levando à morte por asfixia. Há indícios de que concentrações de zinco inferiores a  $0,2 \text{ mg Zn.L}^{-1}$  já são suficientes para afetar os sistemas nervoso e ósseo de "minnows" (*Phoxinus phoxinus*) expostos por longos períodos a este metal (ALABASTER & LLOYD, 1982). De acordo com HEATH (1990), o zinco se concentra, nos peixes, principalmente, na pele e nos ossos, embora os rins, o fígado e as brânquias também acumulem este metal em quantidades consideráveis. PIERSON (1981)<sup>1</sup> apud HEATH (1990) observou que fêmeas de guarú (*Poecilia reticulata*) expostas ao zinco transferiam ativamente este metal aos embriões em desenvolvimento no útero, o que resultava em filhotes com altas concentrações de zinco no corpo.

Em Sumaré foram detectadas concentrações de chumbo de  $0,051 \text{ mg Pb.L}^{-1}$  ( $51 \text{ } \mu\text{g Pb.L}^{-1}$ ) e de cádmio de  $0,0017 \text{ mg Cd.L}^{-1}$  ( $1,7 \text{ } \mu\text{g Cd.L}^{-1}$ ), teores acima dos estabelecidos por lei em  $0,030$  e  $0,0010 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. De acordo com ALABASTER & LLOYD (1982), a maioria dos estudos a respeito da toxicidade do cádmio aos peixes relata concentrações letais que vão de  $10$  a  $10.000 \text{ } \mu\text{g Cd.L}^{-1}$ , dependendo de parâmetros como: duração do experimento, dureza da água, concentração de oxigênio dissolvido, temperatura e comportamento dos peixes, entre

---

<sup>1</sup> PIERSON, K.B. (1981). Effects of chronic zinc exposure on the growth, sexual maturity, reproduction, and bioaccumulation of the guppy, *Poecilia reticulata*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v.38, n.23. apud HEATH, A.G. (1990). *Water Pollution and Fish Physiology*. Boca Raton/Ann Arbor/ Boston, CRC Press.

outros. No entanto, segundo o mesmo autor, efeitos subletais podem ser observados em peixes submetidos a concentrações menores.

Trutas (*Salmo gairdneri*) expostas a concentrações de cádmio de 0, 2, 5 e 8  $\mu\text{g Cd.L}^{-1}$ , por um período de 65 semanas em água dura (250 mg  $\text{CaCO}_3.\text{L}^{-1}$ ) sobreviveram e aparentemente não tiveram o crescimento prejudicado, mas o desenvolvimento dos ovos e a sobrevivência das larvas foram afetados até pela concentração mais baixa testada (2  $\mu\text{g Cd.L}^{-1}$ ) (ALABASTER & LLOYD, 1982). Outros experimentos realizados com a mesma espécie indicaram que 99% do cádmio acumulado por estes peixes encontravam-se no fígado, rins e brânquias (HEATH, 1990).

As concentrações de níquel estiveram sempre abaixo do limite estabelecido por lei, que é de 0,025  $\text{mg.L}^{-1}$ . Quanto ao ferro, em todos os locais analisados as concentrações deste metal estiveram acima do limite legal (0,3  $\text{mg.L}^{-1}$ ), chegando a 11,520  $\text{mg.L}^{-1}$  em Santa Bárbara.

As maiores concentrações de manganês foram detectadas em Piracicaba, Santa Bárbara e Sumaré, mas apenas neste último local a concentração ultrapassou o limite de 0,1  $\text{mg.L}^{-1}$ .

As maiores concentrações de cobre foram detectadas em Piracicaba e Santa Bárbara. No entanto, em nenhuma das amostras foi detectada concentração acima do limite estabelecido em 0,02  $\text{mg.L}^{-1}$ . O mesmo foi observado para o cromo, que tem limite estabelecido em 0,05  $\text{mg.L}^{-1}$ , e que teve a maior concentração detectada em Santa Bárbara (0,021  $\text{mg.L}^{-1}$ ).

Embora presentes em teores abaixo dos estabelecidos por lei, alguns destes metais podem representar um risco de toxicidade potencial aos organismos de posições mais elevadas nas cadeias alimentares, incluindo o homem, por serem passíveis de acumulação em altos níveis nos tecidos animais e vegetais (ABEL, 1989).

Quanto aos nutrientes analisados, em Sumaré e em Piracicaba as concentrações de fosfato total estiveram acima do limite estabelecido por lei (25  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) em todas as datas. Em Piracicaba, a maior concentração deste nutriente, de 123,14  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , foi detectada em 04/12/95. Nesta data ainda não haviam sido coletadas amostras de água em Sumaré e Campinas. Em

24/05/96 e em 17/10/96 foram detectadas as maiores concentrações de fosfato total em Sumaré, onde atingiram 69,30 e 70,24  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . No ponto controle as concentrações de fosfato total estiveram sempre abaixo do limite estabelecido em 25  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Em Limeira e em Santa Bárbara, as concentrações de fosfato total só estiveram abaixo deste limite em 19/01/96. As concentrações deste nutriente em Americana e em Campinas situaram-se, na maior parte das vezes, próximas ao limite estabelecido por lei, com exceção da amostra coletada em Americana em 04/12/95, na qual a concentração de fosfato total atingiu 65,94  $\mu\text{g.L}^{-1}$ .

As concentrações de nitrito e nitrato situaram-se sempre abaixo do limite estabelecido por lei. Quanto à amônia, a Resolução CONAMA nº 20 estabelece limites de concentração apenas para a amônia não-ionizada, que para a classe 2 é de 0,02  $\text{mg.L}^{-1}$ . De fato, a fração não ionizada da amônia ( $\text{NH}_3$ ) é altamente tóxica à biota aquática, enquanto que o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) é considerado apenas moderadamente tóxico. De acordo com ALABASTER & LLOYD (1982), a concentração da forma não ionizada cresce com o aumento do pH e da temperatura. No presente trabalho foram obtidas concentrações de amônia não ionizada sempre inferiores ao limite máximo permissível. A maior concentração, observada em Limeira em 04/12/95, atingiu 0,01  $\text{mg.L}^{-1}$  e foi devida ao pH elevado (8,86), pois a concentração de amônia total ( $\text{NH}_3+\text{NH}_4$ ) neste ponto foi a menor de todas as concentrações (0,031  $\text{mg.L}^{-1}$ ) entre todos os locais (exceto o controle), em todas as datas. Por outro lado, a concentração de amônia total em Sumaré atingiu 1,16  $\text{mg.L}^{-1}$  em 24/05/96. No entanto, o pH da água deste local, nesta data, era 7,16. Supondo que o pH em Sumaré atingisse o mesmo valor registrado em Limeira, ou seja, 8,86, a concentração de amônia não ionizada atingiria 0,27  $\text{mg.L}^{-1}$ . A maioria dos estudos a respeito da toxicidade da amônia não ionizada a peixes revela concentrações letais médias entre 0,2 e 2,0  $\text{mg.L}^{-1}$  (ALABASTER & LLOYD, 1982). As menores concentrações de amônia não ionizada foram registradas, na maioria dos locais em 19/01/96, o que pode ser atribuído à diluição pelas chuvas.

Pelas concentrações dos nutrientes analisados observa-se, de forma geral, um padrão espacial. Quando os resultados são analisados em um sentido montante-jusante, é possível perceber, de forma geral, um aumento nas concentrações dos nutrientes, tanto os nitrogenados, quanto os fosfatados. Por exemplo, as concentrações dos nutrientes aumentam no sentido Americana - Santa Bárbara - Piracicaba, que é o sentido de vazão do Rio Piracicaba. Isto pode ser melhor percebido nas amostras coletadas em maio de 1996, período em que a precipitação foi menor e, portanto, interferiu menos na concentração das substâncias dissolvidas.

A precipitação é um fator importante a ser considerado nesta análise, pois pode diminuir (efeito diluente) ou elevar (pela ressuspensão do sedimento ou pela entrada de materiais lixiviados) a concentração das substâncias dissolvidas na água. A figura 30 mostra a precipitação na região da Bacia do Rio Piracicaba no período em que foram realizadas as coletas de água e de sedimento.

Em Americana, apesar da cidade possuir um grande número de indústrias, apenas uma (entre as maiores) se situa a montante da captação de água (TABELA 35). O restante das indústrias e dos lançamentos urbanos se situa a jusante, o que pode explicar as concentrações mais elevadas dos nutrientes em Santa Bárbara, e maiores ainda em Piracicaba, pois somam-se aí os efluentes industriais e urbanos de Santa Bárbara e os do próprio município de Piracicaba. O mesmo pode ser observado no Rio Atibaia, que corre no sentido Campinas - Paulínia (onde se situa a captação de Sumaré). Deste modo, poderíamos esperar que as concentrações dos nutrientes analisados fossem ainda maiores em Americana, já que o Rio Atibaia é um afluente do Rio Piracicaba e sua confluência com este se dá a montante da captação de Americana. No entanto, é interessante notar que imediatamente antes da sua confluência com o Rio Piracicaba, o Rio Atibaia é represado (Represa de Salto Grande), o que explica as concentrações das substâncias analisadas serem menores em Americana que em Sumaré, pois os reservatórios são conhecidos por agirem como tampões, retendo grande parte dos sólidos e substâncias adsorvidas através da sedimentação das partículas.

TABELA 35: Principais fontes poluidoras localizadas a montante do ponto controle (Represa do Tatu, Ribeirão Pinhal) e dos pontos de captação de água para o abastecimento público das cidades de Limeira, Americana, Piracicaba, Santa Bárbara d'Oeste, Sumaré e Campinas. (Modificado de CETESB, 1991 apud Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 1994)

Local	Fontes Poluidoras a Montante	Ramo	Corpo receptor
Ponto Controle (Represa do Tatu)	Citrosuco Paulista S.A. Ind. e Com.	Alimentícia	Ribeirão Pinhal
Captação de Limeira (Rio Jaguari)	Lançamento Urbano de Artur Nogueira	—	Afl. Rio Jaguari
	Lançamento Urbano de Cosmópolis	—	Afl. Rio Jaguari
Captação de Americana (Rio Piracicaba)	Teka Tecelagem Kuehnrich S.A.	Têxtil	Córr. dos Pires
Captação de Santa Bárbara d'Oeste (Rio Piracicaba)	Fábrica de Tecidos Tatuapé S.A.	Têxtil	Rio Piracicaba
	Lanç. urbanos de Santa Bárbara d'Oeste	—	Rib dos Toledos
Captação de Limeira (Rio Piracicaba)	Têxtil Canatiba - Fábrica 1	Têxtil	Afl. Rib Toledos
	Indústrias situadas na cidade de Americana, entre elas várias indústrias têxteis (Fibra S.A.; Anhanguera Benef. de Tecidos Ltda.; Bellan Ind. Têxtil; Tecelagem Jolitex Ltda.; Indústria Têxtil Dharuj S.A.; Tecelagem Jacira Ltda; Distral S.A. Tecidos; União Fabril de Americana Ltda.), Tinturarias (Tasa Tinturaria Americana S.A.; Tinturaria Wal Man Ltda.) e de Papel (Ripasa S.A. Celulose e Papel)	Principalmente Têxteis	Rio Piracicaba e seus afluentes
Captação de Americana (Rio Piracicaba)	Indústrias situadas na cidade de Limeira (Citropectina Exportação Ind. Com. Braspectina; Cia União dos Refinadores - Açúcar e Café; Limeira S.A. Ind. de Papel e Cartolina Fábricas 1 e 2)	Alimentícias e de Papel	Ribeirão do Tatu (afluente do Rio Piracicaba)
	Lançamento urbano de Limeira	—	Ribeirão do Tatu
Captação de Piracicaba	Indústria de Papel Simão S.A.	Papel	Rio Piracicaba
	Fontes poluidoras em Santa Bárbara d'Oeste e Americana listadas acima	—	Rio Piracicaba e seus afluentes
Captação de Campinas (Rio Atibaia)	Lançamento urbano de Valinhos	—	afluente do Rio Atibaia
	Indústrias Gessy Lever Ltda.	Química	Córr. Invernada (afl. Rio Atibaia)
Captação de Sumaré (Rio Atibaia)	Rigesa S.A. Papel Papelão e Emb. Ltda	Papel	Rib. Pinheiros
	Lanç. Urb. e Indústrias de Itatiba	—	Afl. Rio Atibaia
Captação de Americana (Rio Atibaia)	Lançamento urbano de Paulínia	—	Rio Atibaia
	J. Bresler S.A. Ind. Papel e Papelão	Papel	Rio Atibaia
Captação de Sumaré (Rio Atibaia)	Petróleo Brasileiro S.A. - Petrobrás - Replan	Petroquímica	Rio Atibaia
	Bann Química S.A.	Química	Infiltra no solo
Captação de Americana (Rio Atibaia)	Rhodia S.A.	Química	Rio Atibaia
	Rhodiaco Indústrias Químicas Ltda.	Química	Rio Atibaia

Abreviações: Afl.=afluente; Rib.=ribeirão; Córr.=córrego; Lanç. Urb.=lançamento urbano.

O mesmo padrão espacial não foi observado para os metais analisados. A variação da concentração destes acompanhou o regime pluviométrico. As maiores concentrações de metais, com exceção do zinco, ocorreram nos meses (de coleta) de maior precipitação (principalmente janeiro/96), e as menores, no mês de menor precipitação (maio/96). Isto pode ser devido à ressuspensão do sedimento e/ou também à lixiviação. O mesmo foi observado para os sólidos suspensos. Quanto aos nutrientes, foi observado o contrário: nos meses de maior precipitação, foi registrada a menor concentração dos nutrientes (maior diluição) e nos meses de menor precipitação, a maior concentração (menor diluição).

É interessante notar que a primeira coleta de água foi realizada no início do mês de dezembro (04/12/95) e, desta forma, os dados de precipitação de novembro podem ser mais significativos que os de dezembro para esta amostra.

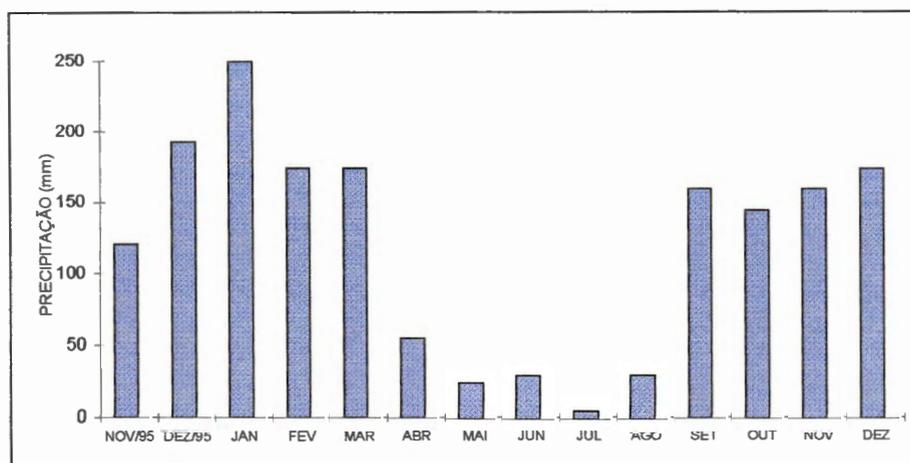


FIGURA 31 - Precipitação Mensal Média (mm) na Bacia do Rio Piracicaba, no período de novembro de 1995 a dezembro de 1996 (DIDIER, comunicação pessoal).

### 6.3 - A Toxicidade da água e do sedimento na bacia do rio Piracicaba.

A concentração de agentes tóxicos na água não é constante, pois o lançamento de efluentes industriais, agrícolas e de esgotos domésticos são intermitentes. Dessa forma, a toxicidade da água em um determinado corpo receptor pode variar ao longo de um mesmo dia, e, em uma escala maior, sazonalmente, visto que a precipitação tem papel importante na diluição dos poluentes. Dessa forma, amostragens pontuais no tempo podem não representar a real condição da qualidade da água quanto à toxicidade aos organismos vivos. Devido a isso e aos resultados obtidos no teste realizado apenas com amostras de água dos locais de estudo, percebeu-se a necessidade da realização de testes também com amostras de sedimento.

O esperado em testes de toxicidade é que a mortalidade aumente com a concentração da substância testada e que não ocorra morte significativa (mais de 10% dos organismos) no controle. Isto não foi observado no teste de toxicidade da água com *Prochilodus scrofa*, que chegou a apresentar, nas amostras de Santa Bárbara e Limeira, mortalidade maior em concentrações menores. Além disso, o número de organismos mortos no controle feito com a água de manutenção excedeu, ao final de 96 horas, o máximo de 10% recomendados pela norma ABNT - NBR 12714 (1990). Embora tenham sido observados organismos mortos ao final do teste, em nenhuma das amostras ocorreu mortalidade de 50% das larvas de *P. scrofa*.

Apesar de ter sido observada mortalidade de 50% dos organismos expostos à amostra de Limeira/100% no teste com *Poecilia reticulata*, isto só se deu em uma réplica, ou seja, dos doze organismos expostos, divididos em duas réplicas, seis morreram em apenas uma, permanecendo todos vivos na outra até o final do teste. Como os recipientes-teste são descartáveis e iguais para todos os tratamentos e réplicas, a hipótese de que um recipiente pudesse estar contaminado não é válida. Apesar de não ter sido observada mortalidade de mais de 5% dos organismos nas 48 horas que antecederam os testes, assim como qualquer problema de saúde

(doenças, parasitas, ou estresse), o mais provável é que os organismos não estivessem bem aclimatados para o experimento, já que também foi observada mortalidade nos controles ("Tatu" e água de manutenção) acima do limite estipulado pelas normas.

De acordo com ROSA JÚNIOR e SCHUBART (1945), as reservas vitelínicas de *P. scrofa* duram de três a quatro dias, quando o canal intestinal (ainda simples e reto) se abre no esfíncter anal e a larva começa a se alimentar, utilizando-se de seus poucos dentes. Os autores relataram a presença de 6 copépodos (*Cyclops*) e 3 cladóceros (*Daphnia*) no tubo digestivo de larvas com 5 dias de vida. No presente trabalho os organismos receberam alimentação somente no quarto, quinto e sexto dias de vida, pois os testes foram iniciados quando as larvas atingiram sete dias de vida. Desta maneira, ao final do teste as larvas já estavam com 11 dias de vida e, portanto, necessitando de alimentação. Como os organismos não devem ser alimentados durante testes de toxicidade aguda, o jejum durante o período pode ter influenciado o resultado final do experimento.

No entanto este teste não deve ser invalidado, já que para ambas as espécies a mortalidade observada foi semelhante em todas as concentrações de todas as amostras, incluindo o controle. Se a mortalidade de organismos possivelmente comprometidos pela falta de alimentação ou por não se encontrarem devidamente aclimatados foi baixa, provavelmente não seria observada a morte de organismos bem alimentados e aclimatados. Desta forma é possível concluir que a água coletada nos locais de estudo não apresenta alta toxicidade às espécies testadas.

A coleta, manuseio e estocagem das amostras podem alterar a biodisponibilidade e a concentração dos contaminantes devido à mudança das características físicas, químicas e biológicas do sedimento. Estes processos de manipulação normalmente levam ao aumento da disponibilidade de compostos orgânicos por romperem o equilíbrio com o carbono orgânico na água intersticial e no sistema de partículas do sedimento. Além disso, a oxidação de sedimentos anaeróbios aumenta a disponibilidade de certos metais. Se a disponibilidade dos contaminantes está diretamente relacionada ao grau de manipulação do sedimento, é

recomendável que o manuseio, estocagem e preparação das amostras sejam coerentes com a finalidade do teste (USEPA, 1994).

Para este trabalho optou-se por manipular as amostras de sedimento o mínimo possível, já que a finalidade foi a de simular as condições reais de toxicidade no ambiente. Desta forma, foi utilizada a técnica do sedimento por inteiro e não misturado, como já descrito anteriormente. No entanto, esta metodologia também apresenta algumas limitações pelo fato dos contaminantes não estarem distribuídos de forma homogênea na amostra.

Os dois centímetros superiores do sedimento representam a porção mais ativa biologicamente e hidrodinamicamente e é a profundidade de amostragem apropriada para muitos estudos. Em certos tipos de sedimento, alguns contaminantes encontram-se mais concentrados próximos à superfície (BURTON, 1991; SETAC, 1993).

Desta forma, como o sedimento não é misturado, um recipiente-teste pode, por acaso, receber uma amostra mais superficial ou mais profunda (que contém maior ou menor concentração de contaminantes) que outro, resultando em diferenças de toxicidade e conseqüentemente de mortalidade entre as réplicas, como pôde ser observado nas amostras de Piracicaba e Santa Bárbara do teste I (25/01/96) com *Prochilodus scrofa* e na amostra de Santa Bárbara do teste II (31/10/96) com *Poecilia reticulata*. Embora os gráficos dos resultados apresentem a mortalidade das réplicas somadas, essas diferenças podem ser observadas nas tabelas dos anexos 1 e 3. Como os organismos utilizados neste trabalho estavam muito bem aclimatados às condições dos testes e os recipientes-teste eram descartáveis e iguais para todos os tratamentos, a explicação mais plausível para as discrepâncias observadas entre algumas réplicas é a diferença de toxicidade entre porções de uma mesma amostra de sedimento.

A interpretação dos resultados dos testes de toxicidade aguda é normalmente baseada nos valores da concentração letal média (CL<sub>50</sub>). No entanto, só é possível determinar uma concentração letal média quando se trabalha com um gradiente de concentrações, como é feito nos testes com efluentes industriais, com substâncias puras conhecidas ou com substâncias de referência. Quando são testadas amostras de água

intersticial ou elutriados de sedimentos, normalmente é utilizada, de acordo com BURTON (1994), uma única concentração (normalmente 100%) ou uma série de concentrações, se se quer determinar a  $CL_{50}$ . No entanto, quando os testes agudos com sedimento são realizados com amostras de sedimento bruto (sedimento por inteiro, "natural"), não devem ser feitas diluições.

Desta forma, os testes com as amostras de sedimento dos locais de estudo foram realizados sem diluições, de acordo com a metodologia proposta por BURTON (1994), que sugere a proporção de 1 parte de sedimento para quatro partes de água. Esse procedimento é útil em testes de toxicidade crônica, nos quais são avaliados parâmetros como crescimento e reprodução. Em testes de toxicidade aguda, em que se avalia apenas a mortalidade, a interpretação dos dados torna-se subjetiva, pois não é possível determinar valores de  $CL_{50}$  quando o experimento é realizado com apenas uma concentração. Deste modo, para fins de interpretação dos resultados, para este trabalho foram estabelecidos os seguintes "graus" de toxicidade do sedimento relacionados à porcentagem de organismos mortos:

- ⇒ baixa toxicidade: até 25% de mortalidade (3 organismos em 12);
- ⇒ média toxicidade: até 50% de mortalidade (6 organismos em 12);
- ⇒ alta toxicidade: acima de 50% de mortalidade.

Essa classificação pareceria exagerada se aplicada, por exemplo, a testes de toxicidade com efluentes, os quais não se encontram em concentrações constantes na água, pois são lançados em "pulsos" pelas indústrias. No entanto, os sedimentos retêm contaminantes que podem permanecer em um determinado ambiente por períodos de tempo maiores, provocando aos organismos que ali residem danos mais graves do que se fossem lançados momentaneamente e rapidamente diluídos. Dessa forma parece razoável considerar muito tóxico um sedimento contaminado que causa mortalidade a 50% dos organismos em apenas 96 horas de exposição. Além disso, uma classificação semelhante à esta foi proposta por

PRATER & ANDERSON (1977, apud ZAGATTO et al., 1983)<sup>1</sup>, que consideraram como sedimentos não poluídos aqueles que causam menos de 10% de mortalidade; moderadamente poluídos os que causam entre 10 e 50% de mortalidade; e altamente poluídos aqueles que causam mortalidade superior a 50%.

Os testes de toxicidade aguda do sedimento com peixes não possibilitaram a comparação temporal da toxicidade do sedimento dos diferentes locais estudados, devido à utilização de espécies diferentes em cada data. A única espécie participante de testes com sedimento em datas diferentes foi *Poecilia reticulata*, em 24/05/96 e 17/10/96. O projeto original propunha a realização de testes, apenas com água, com uma espécie nativa em estágio larval, o curimbatá (*Prochilodus scrofa*), e com uma outra já padronizada em testes de toxicidade, o guarú (*Poecilia reticulata*). No entanto, só seria possível realizar testes com o curimbatá em estágio larval durante o curto período de reprodução, que normalmente vai de novembro a fevereiro. No início de dezembro de 1995, obteve-se um lote de larvas de curimbatá proveniente do CEPTA para os testes com amostras de água coletadas 08/12/95. Para estes testes já havia também um lote reservado de guarus. Ao final deste teste o projeto original foi alterado e passou a incluir testes de toxicidade com sedimento, já que as amostras de água não haviam apresentado toxicidade alguma. Também foram incluídos mais dois pontos, Campinas e Sumaré, ambos no Rio Atibaia. O segundo lote de curimbatás foi proveniente do Instituto de Pesca de Pirassununga em janeiro de 1996, já no final do período de reprodução desta espécie. Nesta ocasião, por problemas de aclimação, não havia guarus disponíveis para o primeiro teste com sedimento, em 19/01/96, realizado apenas com larvas de curimbatá.

---

<sup>1</sup> PRATER, B.L.; ANDERSON, M.A. (1977). A 96-hour bioassay of Otter Creek, Ohio. *J. Water Pollut. Control Fed.* v.49, p.2099-2106 apud ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R.P.A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E. (1983). Avaliação da toxicidade das águas e sedimento de alguns rios da região de Cubatão. In: 12<sup>o</sup> Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 20 a 25 de novembro/

O segundo teste com sedimento, em 24/05/96, foi realizado apenas com guarus, já que não é possível, nesta época do ano, obter larvas de curimbatá.

Como seria inviável esperar até o início do período reprodutivo do curimbatá, ficou definido que outras espécies nativas seriam estudadas. Foram escolhidas duas espécies: *Cheirodon stenodon* e *Hyphessobrycon bifasciatus*. Estas duas espécies pertencem à família Characidae, indicada pelos manuais da ABNT e IBAMA para testes de toxicidade. Estas duas espécies também mostraram ser bons bioindicadores em testes realizados por OLIVEIRA-NETO (comunicação pessoal). Além disso, a CETESB também vem realizando testes com *Cheirodon notomelas*, peixe do mesmo gênero que *C. stenodon*.

Estas duas novas espécies, coletadas na Estação Ecológica do Jataí, passaram por um longo período de adaptação até o teste realizado com as amostras de sedimento coletadas em 17/10/96. Para estes últimos testes foram utilizadas, então, três espécies: *Cheirodon stenodon*, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Poecilia reticulata*.

Dos locais estudados, o que apresentou as condições mais críticas de toxicidade foi Sumaré. As amostras de sedimento coletadas nesse ponto mostraram-se muito tóxicas a *Cheirodon stenodon* e a *Hyphessobrycon bifasciatus* em todos os testes realizados com estas espécies (figuras 8 e 9; tabela 36). Também apresentaram alta toxicidade às larvas de *Prochilodus scrofa* no primeiro teste com esta espécie, e média toxicidade no segundo teste, ambos realizados com amostras coletadas na mesma data (figura 6; tabela 36). O sedimento de Sumaré apresentou baixa ou nenhuma toxicidade a *Poecilia reticulata*, já que, ao final de 96 horas, nenhum organismo morreu no primeiro teste e apenas um organismo morreu no segundo e terceiro testes com esta espécie (figura 7).

As amostras coletadas nos outros locais não apresentaram toxicidade a *Cheirodon stenodon* e, com exceção de "Piracicaba", também não apresentaram toxicidade a *Hyphessobrycon bifasciatus*. Apesar de ter ocorrido mortalidade de 8,33% (um em doze organismos) para esta última

espécie em "Limeira", "Piracicaba" e "Santa Bárbara", somente em "Piracicaba" isto pôde ser observado nos dois testes.

O sedimento proveniente da captação de Piracicaba apresentou média toxicidade às larvas de *Prochilodus scrofa* nos dois testes realizados com esta espécie. Os sedimentos coletados nas captções de Limeira e Santa Bárbara apresentaram baixa toxicidade a *Prochilodus scrofa*. O mesmo foi observado na amostra de Americana, mas apenas no segundo teste realizado com esta espécie. As amostras do ponto controle (Tatu) e de Campinas não apresentaram toxicidade a *Prochilodus scrofa*, pois houve a morte de apenas um organismo em cada um desses tratamentos, somente no segundo teste.

O único tratamento em que se observou mortalidade nos três testes com *Poecilia reticulata* foi "Limeira", o qual apresentou média toxicidade a esta espécie no teste II e baixa toxicidade nos testes I e III. Foi observada baixa toxicidade nos tratamentos "Controle" e "Americana" apenas no teste I; nos tratamentos "Piracicaba", "Sumaré" e "Campinas" somente nos testes II e III, e em "Santa Bárbara" nos testes I e III.

O teste I com *Poecilia reticulata* foi realizado com sedimento coletado dia 24/05/96 e os testes II e III foram realizados com amostras coletadas dia 17/10/96. Isso pode explicar as diferenças de toxicidade entre o teste I e os testes II e III. Com exceção de "Santa Bárbara", nestes dois últimos testes foi observada mortalidade nos mesmos tratamentos, como o esperado, já que utilizaram amostras coletadas na mesma data. O sedimento coletado em Santa Bárbara apresentou baixa toxicidade no teste III, mas não apresentou toxicidade no teste II. Isso se deve, como explicado anteriormente, pelo fato de ter sido utilizada a técnica do sedimento não misturado e por isso, no momento da montagem do experimento, é possível que um recipiente-teste tenha recebido uma porção de sedimento com concentrações maiores de contaminantes que outro recipiente. Os resultados dos testes, quanto à toxicidade das amostras de sedimento, estão sintetizados na tabela 36.

De maneira geral, o sedimento de Sumaré apresentou alta toxicidade a *Prochilodus scrofa*, *Cheirodon stenodon* e *Hyphessobrycon bifasciatus* e

nenhuma toxicidade a *Poecilia reticulata*. Por outro lado, esta última espécie apresentou alguma sensibilidade à amostras de outros sedimentos, especialmente àquelas coletadas em Limeira, mas não apresentou sensibilidade às amostras de Sumaré. *Prochilodus scrofa* foi a espécie da qual se observou mortalidade (sempre acima de 20%) em um maior número de tratamentos (os únicos em que não foi observada mortalidade foram "Controle" e "Campinas").

TABELA 36: Toxicidade das amostras de sedimento coletadas em diferentes datas a *Prochilodus scrofa*, *Poecilia reticulata*, *Cheirodon stenodon* e *Hyphessobrycon bifasciatus*.

Data* ⇔	19/01/96		24/05/96	17/10/96						18/11/96	
Organismos⇔	P.s.		P.r.	P.r.			C.s.		H.b.		C.s.
Localidades⇓	teste I	teste II	teste I	teste II	teste III	teste I	teste II	teste I	teste II	In situ	
Tatu (controle)	NT	NT/BT	NT/BT	NT	NT	NT	NT	NT	NT	NT/BT	
Limeira	BT	BT	NT/BT	MT	BT	NT	NT	NT	NT/BT	NT	
Americana	NT	BT	BT	NT	NT	NT	NT	NT	NT	BT	
Piracicaba	MT	MT	NT	BT	NT/BT	NT	NT	NT/BT	NT/BT	—	
Santa Bárbara	BT	BT	NT/BT	NT	BT	NT	NT	NT/BT	NT	—	
Sumaré	AT	MT	NT	NT/BT	NT/BT	AT	AT	AT	AT	MT/AT	
Campinas	NT	NT/BT	NT	BT	NT/BT	NT	NT	NT	NT	—	

LEGENDA: NT = não tóxico  
 BT = baixa toxicidade  
 MT = média toxicidade  
 AT = alta toxicidade

P.s. = *Prochilodus scrofa*  
 P.r. = *Poecilia reticulata*

\* As datas se referem aos dias de coleta das amostras de sedimento para os testes em laboratório, com exceção de 18/11/96, que é a data do início dos testes *in situ*. Os traços significam que não foram realizados testes *in situ* nos locais.

C.s. = *Cheirodon stenodon*  
 H.b. = *Hyphessobrycon bifasciatus*

Os testes de toxicidade com sedimento indicaram diferentes espécies, sensíveis a diferentes amostras de sedimento. Como a água e os sedimentos, especialmente aqueles de locais poluídos, contêm uma grande quantidade de agentes tóxicos dissolvidos, alguns deles podem ser nocivos a determinadas espécies de peixes e outros, a outras espécies.

VITTOZZI e DE ANGELIS (1990), testando a sensibilidade de diferentes espécies de peixes (*Salmo gairdneri*, *Lepomis macrochirus*, *Poecilia reticulata*, *Cyprinus carpio*, *Pimephales promelas*, *Oryzias latipes*,

*Leuciscus idus* e *Brachydanio rerio*), a 200 compostos químicos considerados tóxicos, concluíram que pode ocorrer, entre peixes, o que foi denominado "toxicidade aguda espécie-seletiva", ou seja, diferentes espécies apresentam sensibilidade diferenciada a substâncias distintas. Concluíram, ainda, que dados de toxicidade aguda a somente uma espécie não descrevem suficientemente a toxicidade de muitas substâncias, como por exemplo os organofosfatos e os fosforotioatos. Além disso, uma espécie menos sensível (que no caso foi *Pimephales promelas*) pode subestimar os efeitos produzidos por agentes tóxicos seletivos a outras espécies.

Os resultados dos testes de toxicidade aguda do sedimento com peixes (especialmente com *P. scrofa*, *C. stenodon* e *H. bifasciatus*) corroboram os resultados obtidos por FONSECA (no prelo), com amostras de água e de sedimento coletadas em 19/01/96 e em 17/10/96, nos mesmos locais de estudo do presente trabalho. Os testes de toxicidade aguda realizados com os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* (48 horas) e com o quironomídeo *Chironomus xanthus* (96 horas) por FONSECA (no prelo) também indicaram o sedimento coletado no Rio Atibaia, na altura da captação de Sumaré, como o mais tóxico entre todas as amostras coletadas. A autora também realizou testes de toxicidade crônica com as mesmas espécies e constatou que o sedimento coletado na captação de Sumaré foi o que mais afetou parâmetros como crescimento do corpo, fecundidade e sobrevivência, para todas as espécies.

Como discutido anteriormente, a coleta, a estocagem e a manipulação do sedimento podem alterar suas características e, deste modo, influenciar no resultado de um teste de toxicidade. Outro fator importante a ser considerado em um teste de toxicidade é o sistema de exposição adotado. Para este trabalho, optou-se por utilizar o sistema estático (sem renovação de água) por requerer uma menor quantidade de água que os testes semi-estáticos (com renovação periódica) e que os testes tipo fluxo contínuo. Considerando-se ainda, que os testes que utilizam peixes requerem 1 litro de água por grama de peso fresco (na maior parte dos testes foram utilizados 2 litros de água por recipiente-teste), seria necessário coletar, caso houvesse renovação, volumes de água e de

sedimento tais que inviabilizariam a coleta. Outro fator a ser considerado é a dificuldade em renovar a água em um teste semi-estático sem que o sedimento seja revolvido.

Conhecendo, então, as limitações dos testes de toxicidade do sedimento conduzidos em laboratório, foram realizados também testes *in situ*, o que permitiu a comparação entre os dois métodos. Os testes de toxicidade *in situ* são, de acordo com BURTON (1991), a mais recente forma de abordagem em estudos de contaminação de sedimentos ou de validação dos resultados obtidos em laboratório.

Vale ressaltar que estes testes realizados *in situ* não tiveram a pretensão de avaliar definitivamente a qualidade da água nos locais estudados, já que não puderam ser repetidos devido a problemas climáticos e de recursos técnicos. No entanto, foram realizados no intuito muito mais de avaliar a sua viabilidade como instrumento prático no monitoramento da qualidade da água. Quanto a isso, estes experimentos mostraram ser muito mais práticos, simples e baratos que os testes realizados em laboratório. No transporte, não houve morte de organismos-teste e todo o aparato (gaiolas de proteção, estacas e recipientes-teste), previamente projetado para uma montagem rápida no local, funcionou conforme o previsto.

Para os testes *in situ*, *Cheirodon stenodon* foi escolhido como organismo-teste por ter apresentado alta sensibilidade em testes com substância de referência e com sedimento nos testes em laboratório. Apesar de no laboratório ter apresentado sensibilidade apenas ao sedimento de Sumaré, assim como *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Cheirodon stenodon* mostrou ser mais resistente ao transporte. Isso pôde ser observado no momento da captura destes peixes na natureza. Estas duas espécies sempre foram coletadas no mesmo ambiente e nos mesmos dias. Ao chegar ao laboratório, sempre havia maior mortalidade de *H. bifasciatus*.

Os testes *in situ* apresentaram resultados semelhantes àqueles obtidos em laboratório.

No Rio Piracicaba (em Americana), no Rio Jaguari (em Limeira) e no Ponto Controle (Represa do Tatu) não foi observada alta toxicidade do meio aos organismos expostos. A maior mortalidade, entre estes três locais, foi

observada no Rio Piracicaba (25%), indicando baixa toxicidade. No Rio Jaguari e no ponto controle não foi observada toxicidade.

A maior toxicidade foi observada no Rio Atibaia, na Captação de Sumaré. Neste local, o experimento foi instalado, na primeira vez, no canal de captação, na distância média entre o rio e as bombas e a aproximadamente um metro de profundidade. Ao final de apenas 24 horas de exposição, todos os organismos haviam morrido. No entanto, quando as gaiolas foram emersas para monitoramento e contagem dos organismos, foi observado que o sedimento havia ocupado metade do volume dos recipientes-teste, dificultando a circulação de água nestes e reduzindo o espaço livre dos organismos, o que pode ter influenciado no resultado final do teste.

Desta forma, o experimento foi montado novamente neste local, mas não mais no meio do canal, mas próximo à entrada deste, na margem do rio. Neste novo local, o sedimento, mais firme, permitiu que o experimento fosse montado sem que os recipientes-teste penetrassem na lama. Nesta segunda montagem, porém, o experimento só duraria 72 horas, e não mais 96 horas, já que nos outros três locais de teste já havia transcorrido 24 horas e todos os experimentos deveriam ser desmontados no mesmo dia, pois o retorno à São Carlos já estava programado (o sensor múltiplo Horiba seria utilizado em outro trabalho de campo).

Mesmo assim, o resultado observado ao final de 72 horas, em Sumaré, indicou toxicidade a *Cheirodon stenodon*, embora a mortalidade (50%) tenha sido menor que a observada nos testes em laboratório (60% e 70%) para o mesmo tempo de exposição. Provavelmente, ao final de 96 horas de exposição *in situ*, o número de organismos mortos seria maior e os resultados se igualariam mais ainda àqueles obtidos em laboratório.

Tanto as características físicas e químicas da água, quanto os resultados dos testes de toxicidade revelam o comprometimento da água da Bacia do Rio Piracicaba e os riscos que isso representa à biota aquática. A qualidade da água nos pontos para o abastecimento público também parece estar comprometida, indicando a necessidade de estudos mais criteriosos para que soluções de melhoria da qualidade da água possam ser tomadas.

## 7 - CONCLUSÕES

1 - Entre os locais estudados, a captação de Sumaré, no Rio Atibaia, foi o local onde se observou, para a maioria das variáveis físicas e químicas, valores fora dos padrões estabelecidos, destacando-se as concentrações dos metais zinco, chumbo, cádmio e manganês. Com exceção da Represa do Tatu, considerada como controle, todos os outros locais também encontram-se contaminados, como comprovado pelas variáveis cujos valores ultrapassaram os limites estabelecidos, porém em menor grau ou em menor número que em Sumaré.

2 - Na Bacia do Rio Piracicaba, a concentração de nutrientes aumenta em um sentido montante-jusante, devido ao efeito cumulativo que ocorre conforme os efluentes vão sendo lançados no corpo receptor.

3 - Houve diferenças de sensibilidade entre as espécies testadas, sendo que *Hyphessobrycon bifasciatus* apresenta a maior sensibilidade ao cromo, seguida por *Cheirodon stenodon*, de sensibilidade intermediária. *Poecilia reticulata* é, entre todas as espécies testadas, a espécie menos sensível a este metal. Os alevinos de *Prochilodus scrofa*, comparados às outras espécies, apresentaram sensibilidade intermediária entre *H. bifasciatus* e *C. stenodon*.

4 - Houve diferenças na sensibilidade dependendo do tamanho ou da idade dos peixes. A sensibilidade de *H. bifasciatus* ao cromo diminui com o aumento do peso, o mesmo ocorrendo com *P. scrofa*. Já, para *C. stenodon* é observado que a sensibilidade aumenta com o peso. Há indícios de que o mesmo ocorre com *P. reticulata*.

5 - Os sedimentos testados apresentaram "toxicidade aguda espécie-seletiva", já que diferentes espécies são sensíveis a diferentes amostras de sedimento, o que reforça a idéia de que deve ser utilizada mais de uma espécie quando é avaliada a toxicidade de misturas complexas, como é o

caso dos sedimentos. Por exemplo, o único sedimento que causou mortalidade de *H. bifasciatus* e *C. stenodon* foi o do Rio Atibaia, coletado na captação de Sumaré, o qual também apresentou alta toxicidade a *P. scrofa*. Já, para *P. reticulata*, este sedimento não apresentou toxicidade alguma. O sedimento do Rio Piracicaba, em Piracicaba, apresenta média toxicidade a *P. scrofa*, assim como o sedimento do Rio Jaguari, em Limeira, a *P. reticulata*. O sedimento do Rio Piracicaba, em Santa Bárbara e Americana apresenta baixa toxicidade a estas espécies. O sedimento do Rio Atibaia em Campinas apresenta baixa toxicidade a *P. reticulata*.

6 - As amostras de água coletadas nos diferentes locais da Bacia do Rio Piracicaba não acarretaram toxicidade aguda às larvas de *Prochilodus scrofa*, nem a *Poecilia reticulata*, indicando que a água, mesmo contaminada, mas dissociada do sedimento, não provoca a mortalidade destas espécies no período de 96 horas.

7 - Os testes de toxicidade aguda *in situ* mostraram ser um método simples e prático na avaliação da qualidade da água e confirmaram os resultados obtidos em laboratório, acusando a alta toxicidade da água/sedimento do Rio Atibaia na estação de captação de Sumaré.

8 - Os testes de toxicidade aguda e as análises químicas indicaram condições críticas da qualidade da água no Rio Atibaia, na altura da captação de Sumaré. O Rio Jaguari, próximo à captação de Limeira e principalmente o Rio Piracicaba, em Piracicaba, apresentam condições preocupantes. Os referidos locais requerem medidas urgentes de precaução e soluções para a melhoria da qualidade das águas, as quais apresentam-se impróprias para a manutenção da biota aquática.

## 8 - RECOMENDAÇÕES

1 - Estudar a biologia de *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Cheirodon stenodon*, e realizar testes de toxicidade a fim de avaliar a sensibilidade destas espécies como bioindicadores.

2 - Realização de análises físicas e químicas mais detalhadas dos sedimentos dos locais estudados, como por exemplo, de metais pesados e de sulfetos ácidos voláteis (AVS) (que influenciam na biodisponibilidade dos metais). Analisar também as concentrações de amônia no início e ao final de cada teste com sedimento.

3 - Utilizar coletores de sedimento do tipo "core" ao invés de dragas, para preservar a integridade física do material. Do contrário, o sedimento pode ser homogeneizado, embora isso não seja recomendado devido às alterações químicas que isso pode causar.

4 - Embora *P. scrofa* seja uma espécie de reprodução anual, o que restringe a realização de testes com larvas a um curto período de tempo, é uma espécie mais significativa para ser utilizada em testes de toxicidade com sedimento por ser iliófaga. Além disso, constatou-se a mortalidade de *P. scrofa* em um maior número de amostras de sedimento. Desta forma, é interessante estudar melhor a utilização desta espécie em estágio larval em testes de toxicidade com sedimento.

5 - Aprimorar os testes de toxicidade *in situ* e estudar comportamentos indicadores de toxicidade de modo a viabilizar esta técnica como rotina nas estações de tratamento, como uma forma prática e rápida da avaliação da qualidade da água.

6 - Realizar testes de toxicidade crônica com peixes com amostras de água e de sedimento dos locais estudados, observando, além do crescimento e da sobrevivência, as alterações bioquímicas e histológicas que possam ocorrer.

## 9 - ANEXOS

ANEXO 1. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), em cada tratamento nos testes de toxicidade realizados com as amostras de sedimento coletadas em 19/01/96:

Organismo-teste: Larvas de *Prochilodus scrofa* com 12 dias de vida  
Início do Teste: 25/01/96

tratamento⇒ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	1	1	0	0	0	4	1	0	2	0	0	0
48 h	0	0	1	1	0	0	0	5	3	0	4	4	0	0
72 h	0	0	1	1	0	0	0	5	3	0	4	6	0	0
96 h	0	0	1	1	0	0	0	5	3	0	4	6	0	0

Organismo-teste: Larvas de *Prochilodus scrofa* com 16 dias de vida  
Início do Teste: 29/01/96

tratamento⇒ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	1	0	0
48 h	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	3	0	0
72 h	0	0	0	1	0	0	2	1	0	1	2	4	0	0
96 h	0	1	2	1	2	1	3	2	1	1	2	4	0	1

ANEXO 2. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), em cada tratamento no teste de toxicidade realizado com as amostras de sedimento coletadas em 24/05/96:

Organismo-teste: *Poecilia reticulata*  
Início do Teste: 31/05/96

tratamento⇒ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48 h	0	1	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0
72 h	0	1	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0
96 h	0	1	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0

ANEXO 3. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), em cada tratamento nos testes de toxicidade realizados com as amostras de sedimento coletadas em 17/10/96:

Organismo-teste: *Poecilia reticulata*

Início do Teste: 23/10/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
48 h	0	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
72 h	0	0	1	3	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1
96 h	0	0	2	3	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1

Organismo-teste: *Poecilia reticulata*

Início do Teste: 31/10/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
48 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
72 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
96 h	0	0	2	0	0	0	0	1	0	3	0	1	1	0

Organismo-teste: *Cheirodon stenodon*

Início do Teste: 23/10/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
72 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0
96 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0	0

Organismo-teste: *Cheirodon stenodon*

Início do Teste: 29/11/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
48 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0
72 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	6	0	0
96 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6	0	0

## ANEXO 3 (Continuação)

Organismo-teste: *Hyphessobrycon bifasciatus*

Início do Teste: 31/10/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
48 h	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0
72 h	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5	4	0	0
96 h	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	6	6	0	0

Organismo-teste: *Hyphessobrycon bifasciatus*

Início do Teste: 29/11/96

tratamento→ tempo ↓	Controle		Limeira		Americana		Piracicaba		S <sup>ta</sup> Bárbara		Sumaré		Campinas	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 h	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
48 h	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	6	0	0
72 h	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	4	6	0	0
96 h	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	6	6	0	0

ANEXO 4. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), nos locais dos testes *in situ*, ao final de 96 horas de exposição.

Represa do Tatu (Ribeirão do Pinhal): ponto controle

Captação de Limeira: Rio Jaguari

Captação de Americana: Rio Piracicaba

Captação de Sumaré: Rio Atibaia

Organismo-teste: *Cheirodon stenodon*

Data do Início do Teste: 18/11/96

Local ⇨ Data ↓	Tatu		Limeira		Americana		Sumaré I		Sumaré II	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24h: 19/11/96	0	0	0	0	1	0	6	6	—	—
48h: 20/11/96	0	0	0	0	1	0	6	6	1(24h)	2(24h)
72h: 21/11/96	0	0	0	0	1	0	6	6	2(48h)	2(48h)
96h: 22/11/96	0	1	0	0	2	1	6	6	3(72h)	3(72h)

ANEXO 5. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), nos testes de toxicidade aguda do cromo a *Prochilodus scrofa*:

Organismo-teste: *Prochilodus scrofa* (35 dias)

Teste N° 01

Data do Início: 09/11/95

(preliminar)

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		0,04		0,36		3,55		35,50	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	1	0	2	0	0	0	1	6	6

Organismo-teste: *Prochilodus scrofa* (42 dias)

Teste N° 02

Data do Início: 16/11/95

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		3,55		8,87		17,74		26,62		35,50	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	3	0	0	1	0	0	3	3	2	2	4	5

Organismo-teste: *Prochilodus scrofa* (132 dias)

Teste n° 3

Data do Início: 25/04/96

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		25		50		100		200	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	0	1	4	3	6	6	6	6

Organismo-teste: *Prochilodus scrofa* (159 dias)

Teste n° 4

Data do Início: 22/05/96

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		25		45		60		80		100	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	1	1	1	1	3	4	5	3	6	6

ANEXO 6. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), nos testes de toxicidade aguda do cromo a *Poecilia reticulata*:

Teste n° 1 Data do Início: 13/06/96

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		25		45		60		80		100	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2	6	4

Teste n° 2 Data do Início: 11/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		60		70		80		90	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	0	0	3	3	5	3	2	4

Teste n° 3 Data do Início: 15/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		70		80		90		100		110	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	2	0	2	0	1	3	2	3	5	6

ANEXO 7. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), nos testes de toxicidade aguda do cromo a *Cheirodon stenodon*:

Teste nº 1 Data do Início: 07/09/96

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		20		40		60		80	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	1	0	1	3	3	4	5	6

Teste nº 2 Data do Início: 11/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		30		40		50		60	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	0	0	2	0	4	0	1	4

Teste nº 3 Data do Início: 15/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		40		50		60		70	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	1	3	2	1	3	3	3	4

Teste nº 4 Data do Início: 25/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		40		50		60		70		80	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	2	2	4	4	5	6	5	5	6	6

Teste nº 5 Data do Início: 25/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		40		50		60		70		80	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	1	2	2	2	2	2	3	3	5	5

ANEXO 8. Número de organismos mortos, por réplica (A e B), nos testes de toxicidade aguda do cromo a *Hyphessobrycon bifasciatus*:

Teste nº 1 Data do Início: 07/09/96

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		20		40		60		80	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	0	0	1	3	3	4	6	6

Teste nº 2 Data do Início: 11/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		30		40		50		60	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	2	0	5	3	5	4	4	5

Teste nº 3 Data do Início: 15/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		30		40		50		60		70	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	3	1	3	3	5	3	6	5	6	6

Teste nº 4 Data do Início: 25/01/97

Concentração (mg/L) ⇒	0 (controle)		20		30		40		50		60	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
24 horas	0	0	2	2	4	4	6	5	6	6	6	6

ANEXO 9. Dados morfométricos das fêmeas de *Poecilia reticulata* utilizadas nos testes de toxicidade. Os dados encontram-se em ordem crescente de peso.

Wt = peso fresco (m);

Lt = comprimento total (cm); Ls = comprimento padrão (cm).

Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls
1	0,06	2,15	1,70	15	0,15	2,50	1,90	29	0,18	2,50	1,80
2	0,08	2,25	1,75	16	0,15	2,60	2,05	30	0,19	2,70	2,10
3	0,11	2,50	1,80	17	0,16	2,50	1,90	31	0,19	2,80	2,15
4	0,11	2,30	1,75	18	0,16	2,30	1,75	32	0,19	2,75	2,10
5	0,11	2,50	1,90	19	0,16	2,60	1,95	33	0,19	2,70	2,00
6	0,12	2,50	1,90	20	0,16	2,30	1,85	34	0,19	2,70	1,90
7	0,12	2,45	1,85	21	0,17	2,80	2,05	35	0,20	2,70	2,10
8	0,13	2,50	1,95	22	0,17	2,55	1,80	36	0,20	2,65	2,10
9	0,13	2,45	1,90	23	0,18	2,70	2,10	37	0,20	2,70	2,00
10	0,14	2,40	1,85	24	0,18	2,70	2,10	38	0,20	2,75	2,20
11	0,14	2,50	1,85	25	0,18	2,70	2,05	39	0,21	2,75	2,15
12	0,14	2,40	1,80	26	0,18	2,60	2,00	40	0,21	2,80	2,25
13	0,14	2,70	2,05	27	0,18	2,80	2,20	41	0,21	2,80	2,10
14	0,15	2,35	1,80	28	0,18	2,70	1,95	42	0,24	2,85	2,30

ANEXO 10. Dados morfométricos dos machos de *Poecilia reticulata* utilizados nos testes de toxicidade. Os dados encontram-se em ordem crescente de peso.

Wt = peso fresco (g);

Lt = comprimento total (cm); Ls = comprimento padrão (cm).

Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls
1	0,06	2,00	1,65	54	0,09	2,50	1,75	107	0,11	2,60	1,85	160	0,13	2,70	1,90
2	0,06	2,50	1,75	55	0,09	2,50	1,85	108	0,11	2,50	1,85	161	0,13	2,50	1,80
3	0,06	1,90	1,45	56	0,10	2,50	1,75	109	0,11	2,50	1,70	162	0,13	2,60	1,90
4	0,07	2,20	1,65	57	0,10	2,20	1,65	110	0,11	2,40	1,80	163	0,13	2,50	1,90
5	0,07	2,20	1,65	58	0,10	2,25	1,60	111	0,11	2,50	1,80	164	0,13	2,60	1,80
6	0,07	2,20	1,60	59	0,10	2,30	1,70	112	0,11	2,35	1,75	165	0,13	2,65	1,80
7	0,07	2,20	1,55	60	0,10	2,20	1,75	113	0,11	2,45	1,75	166	0,13	2,40	1,70
8	0,07	2,20	1,60	61	0,10	2,10	1,60	114	0,11	2,50	1,75	167	0,13	2,40	1,75
9	0,07	2,20	1,60	62	0,10	2,15	1,55	115	0,11	2,40	1,70	168	0,13	2,50	1,85
10	0,08	2,20	1,60	63	0,10	2,30	1,75	116	0,11	2,35	1,70	169	0,13	2,50	1,80
11	0,08	2,30	1,65	64	0,10	2,10	1,65	117	0,11	2,50	1,80	170	0,13	2,55	1,80
12	0,08	2,20	1,60	65	0,10	2,40	1,75	118	0,11	2,30	1,75	171	0,13	2,60	1,95
13	0,08	2,15	1,65	66	0,10	2,25	1,65	119	0,11	2,25	1,65	172	0,13	2,50	1,80
14	0,08	2,40	1,65	67	0,10	2,25	1,65	120	0,11	2,40	1,70	173	0,13	2,50	1,80
15	0,08	2,10	1,50	68	0,10	2,40	1,75	121	0,11	2,30	1,75	174	0,13	2,50	1,80
16	0,08	2,15	1,60	69	0,10	2,35	1,80	122	0,11	2,35	1,75	175	0,13	2,55	1,95
17	0,08	2,30	1,65	70	0,10	2,40	1,80	123	0,11	2,40	1,90	176	0,14	2,50	1,90
18	0,08	2,15	1,55	71	0,10	2,10	1,60	124	0,11	2,50	1,85	177	0,14	2,60	1,90
19	0,08	2,30	1,65	72	0,10	2,20	1,65	125	0,11	2,40	1,80	178	0,14	2,50	1,80
20	0,08	2,20	1,65	73	0,10	2,30	1,70	126	0,12	2,30	1,75	179	0,14	2,50	1,80
21	0,08	2,10	1,50	74	0,10	2,20	1,50	127	0,12	2,45	1,85	180	0,14	2,60	1,90
22	0,08	2,30	1,65	75	0,10	2,40	1,75	128	0,12	2,55	1,90	181	0,14	2,75	1,95
23	0,08	2,40	1,70	76	0,10	2,40	1,75	129	0,12	2,70	1,75	182	0,14	2,50	1,85
24	0,08	2,10	1,55	77	0,10	2,45	1,70	130	0,12	2,40	1,75	183	0,14	2,60	1,85
25	0,08	2,20	1,65	78	0,10	2,40	1,75	131	0,12	2,40	1,85	184	0,14	2,60	1,80
26	0,08	2,30	1,70	79	0,10	2,35	1,70	132	0,12	2,40	1,80	185	0,14	2,50	1,85
27	0,08	2,20	1,70	80	0,10	2,40	1,70	133	0,12	2,50	1,80	186	0,14	2,60	1,95
28	0,08	2,40	1,65	81	0,10	2,40	1,75	134	0,12	2,50	1,90	187	0,14	2,60	1,95
29	0,09	2,20	1,70	82	0,10	2,30	1,65	135	0,12	2,50	1,95	188	0,14	2,50	1,80
30	0,09	2,15	1,65	83	0,10	2,40	1,75	136	0,12	2,50	1,80	189	0,14	2,50	1,85
31	0,09	2,30	1,65	84	0,10	2,20	1,60	137	0,12	2,50	1,85	190	0,14	2,60	1,80
32	0,09	2,30	1,60	85	0,10	2,40	1,65	138	0,12	2,50	1,90	191	0,14	2,50	1,80
33	0,09	2,50	1,75	86	0,10	2,30	1,70	139	0,12	2,40	1,80	192	0,14	2,40	1,80
34	0,09	2,30	1,60	87	0,10	2,40	1,75	140	0,12	2,40	1,80	193	0,15	2,60	1,85
35	0,09	2,20	1,65	88	0,10	2,50	1,60	141	0,12	2,60	1,75	194	0,15	2,65	1,90
36	0,09	2,15	1,60	89	0,10	2,75	1,75	142	0,12	2,70	1,80	195	0,15	2,60	1,85
37	0,09	2,30	1,65	90	0,10	2,35	1,65	143	0,12	2,50	1,80	196	0,15	2,60	1,85
38	0,09	2,35	1,65	91	0,10	2,30	1,70	144	0,12	2,50	1,85	197	0,15	2,30	1,80
39	0,09	2,40	1,75	92	0,10	2,15	1,65	145	0,12	2,60	1,85	198	0,15	2,50	1,80
40	0,09	2,30	1,70	93	0,10	2,35	1,75	146	0,12	2,50	1,80	199	0,15	2,70	1,90
41	0,09	2,15	1,50	94	0,11	2,40	1,75	147	0,12	2,40	1,70	200	0,15	2,65	1,95
42	0,09	2,30	1,65	95	0,11	2,40	1,75	148	0,12	2,35	1,80	201	0,15	2,50	1,85
43	0,09	2,20	1,70	96	0,11	2,40	1,75	149	0,12	2,50	1,60	202	0,15	2,50	1,80
44	0,09	2,20	1,70	97	0,11	2,40	1,80	150	0,12	2,40	1,80	203	0,16	2,50	1,75
45	0,09	2,40	1,75	98	0,11	2,40	1,70	151	0,12	2,55	1,85	204	0,16	2,50	1,85
46	0,09	2,30	1,80	99	0,11	2,40	1,75	152	0,12	2,35	1,75	205	0,16	2,65	1,95
47	0,09	2,20	1,70	100	0,11	2,45	1,70	153	0,13	2,60	1,85	206	0,16	2,70	1,90
48	0,09	2,20	1,65	101	0,11	2,20	1,55	154	0,13	2,40	1,90	207	0,17	2,90	2,05
49	0,09	2,20	1,60	102	0,11	2,20	1,70	155	0,13	2,40	1,80	208	0,18	2,75	2,00
50	0,09	2,20	1,75	103	0,11	2,30	1,80	156	0,13	2,70	1,85	209	0,19	2,60	1,90
51	0,09	2,25	1,65	104	0,11	2,35	1,80	157	0,13	2,25	1,75	210	0,19	2,75	2,00
52	0,09	2,20	1,65	105	0,11	2,40	1,80	158	0,13	2,45	1,80				
53	0,09	2,30	1,65	106	0,11	2,50	1,80	159	0,13	2,40	1,75				

ANEXO 11. Dados morfométricos de *Cheirodon stenodon* utilizados nos testes de toxicidade. Os dados encontram-se em ordem crescente de peso.

Wt = peso fresco (g);

Lt = comprimento total (cm); Ls = comprimento padrão (cm).

Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls
1	0,08	2,35	1,95	60	0,19	2,90	2,40	119	0,23	3,00	2,40	178	0,35	3,20	2,70
2	0,11	2,50	2,10	61	0,19	2,75	2,25	120	0,23	3,00	2,40	179	0,35	3,30	2,60
3	0,11	2,30	1,90	62	0,19	2,95	2,40	121	0,23	3,15	2,50	180	0,35	3,30	2,70
4	0,12	2,40	1,95	63	0,19	2,80	2,25	122	0,24	3,00	2,50	181	0,35	3,40	2,70
5	0,13	2,50	2,05	64	0,19	2,75	2,25	123	0,24	3,00	2,50	182	0,36	3,40	2,80
6	0,13	2,20	1,85	65	0,19	2,75	2,30	124	0,24	3,00	2,40	183	0,37	3,20	2,80
7	0,13	2,50	2,10	66	0,19	2,70	2,25	125	0,24	2,90	2,40	184	0,37	3,30	2,80
8	0,13	2,50	2,00	67	0,19	2,65	2,20	126	0,24	2,80	2,30	185	0,37	3,40	2,75
9	0,14	2,60	2,15	68	0,19	2,70	2,20	127	0,24	3,00	2,50	186	0,37	3,25	2,65
10	0,14	2,65	2,15	69	0,19	2,80	2,25	128	0,24	3,10	2,55	187	0,38	3,50	2,85
11	0,15	2,45	2,00	70	0,19	2,70	2,20	129	0,24	3,00	2,50	188	0,38	3,60	3,00
12	0,15	2,50	2,10	71	0,20	2,40	1,90	130	0,24	2,90	2,40	189	0,38	3,35	2,75
13	0,16	2,60	2,15	72	0,20	2,95	2,40	131	0,24	2,90	2,40	190	0,38	3,30	2,70
14	0,16	2,70	2,25	73	0,20	2,80	2,30	132	0,24	3,00	2,50	191	0,39	3,35	2,85
15	0,16	2,60	2,15	74	0,20	2,80	2,30	133	0,24	2,90	2,40	192	0,39	3,30	2,70
16	0,16	2,50	2,10	75	0,20	2,80	2,30	134	0,25	3,10	2,60	193	0,39	3,45	2,80
17	0,16	2,60	2,15	76	0,20	2,90	2,30	135	0,25	2,80	2,30	194	0,39	3,35	2,75
18	0,16	2,60	2,15	77	0,20	2,80	2,30	136	0,25	2,90	2,45	195	0,39	3,50	2,85
19	0,16	2,50	2,10	78	0,20	2,65	2,20	137	0,25	3,10	2,60	196	0,40	3,80	3,20
20	0,16	2,60	2,10	79	0,20	2,90	2,40	138	0,25	3,10	2,50	197	0,40	3,50	2,85
21	0,17	2,60	2,15	80	0,20	2,65	2,20	139	0,25	3,10	2,50	198	0,40	3,30	2,70
22	0,17	2,40	2,00	81	0,20	2,80	2,25	140	0,25	3,20	2,60	199	0,40	3,50	2,85
23	0,17	2,65	2,20	82	0,20	2,75	2,20	141	0,25	3,00	2,50	200	0,40	3,55	2,90
24	0,17	2,55	2,10	83	0,20	2,80	2,30	142	0,25	2,90	2,40	201	0,40	3,40	2,80
25	0,17	2,50	2,00	84	0,20	2,70	2,15	143	0,25	3,00	2,40	202	0,41	3,15	2,65
26	0,17	2,60	2,15	85	0,21	2,90	2,40	144	0,25	3,00	2,35	203	0,41	3,50	2,85
27	0,17	2,60	2,15	86	0,21	2,70	2,20	145	0,25	2,90	2,40	204	0,41	3,35	2,70
28	0,17	2,60	2,15	87	0,21	2,70	2,30	146	0,26	3,20	2,60	205	0,42	3,50	2,80
29	0,17	2,50	2,10	88	0,21	2,85	2,30	147	0,26	3,00	2,50	206	0,42	3,70	3,00
30	0,17	2,60	2,15	89	0,21	2,90	2,35	148	0,26	3,00	2,50	207	0,43	3,40	2,75
31	0,17	2,50	2,10	90	0,21	2,95	2,40	149	0,26	2,85	2,40	208	0,43	3,50	2,85
32	0,17	2,65	2,15	91	0,21	2,90	2,45	150	0,26	2,95	2,40	209	0,44	3,80	3,10
33	0,17	2,70	2,15	92	0,21	2,70	2,20	151	0,26	3,00	2,40	210	0,44	3,60	3,00
34	0,17	2,65	2,15	93	0,21	2,85	2,25	152	0,27	3,00	2,40	211	0,45	3,00	2,50
35	0,18	2,80	2,35	94	0,21	3,00	2,40	153	0,27	3,00	2,45	212	0,45	3,40	2,80
36	0,18	2,70	2,25	95	0,21	2,90	2,35	154	0,27	3,25	2,65	213	0,45	3,40	2,80
37	0,18	3,00	2,50	96	0,21	2,75	2,25	155	0,28	3,00	2,45	214	0,46	3,55	2,90
38	0,18	2,55	2,15	97	0,21	2,80	2,25	156	0,28	3,10	2,55	215	0,48	3,60	2,80
39	0,18	2,65	2,25	98	0,22	2,60	2,20	157	0,28	3,00	2,50	216	0,49	3,85	3,15
40	0,18	2,80	2,35	99	0,22	2,90	2,40	158	0,28	3,00	2,50	217	0,49	3,75	3,15
41	0,18	2,80	2,30	100	0,22	2,85	2,35	159	0,28	3,20	2,60	218	0,50	3,90	3,30
42	0,18	2,80	2,30	101	0,22	2,90	2,40	160	0,28	3,15	2,60	219	0,55	3,45	2,90
43	0,18	2,70	2,25	102	0,22	2,70	2,25	161	0,29	3,10	2,35	220	0,55	3,70	3,10
44	0,18	2,70	2,20	103	0,22	2,90	2,40	162	0,30	3,35	2,80	221	0,55	3,85	3,20
45	0,18	2,60	2,15	104	0,22	2,95	2,45	163	0,30	3,05	2,60	222	0,56	4,00	3,20
46	0,18	2,75	2,30	105	0,22	2,80	2,35	164	0,30	3,10	2,50	223	0,59	3,90	3,30
47	0,18	2,65	2,20	106	0,22	2,90	2,40	165	0,30	3,15	2,15	224	0,60	4,15	3,45
48	0,18	2,65	2,20	107	0,22	2,70	2,25	166	0,30	3,00	2,40	225	0,60	4,00	3,30
49	0,18	2,70	2,20	108	0,22	2,70	2,25	167	0,31	3,40	2,75	226	0,60	4,15	3,40
50	0,18	2,70	2,15	109	0,22	2,75	2,25	168	0,31	3,60	2,95	227	0,60	3,80	3,25
51	0,18	2,80	2,25	110	0,23	2,45	2,90	169	0,31	3,10	2,55	228	0,60	3,75	3,00
52	0,18	2,60	2,15	111	0,23	3,00	2,50	170	0,31	3,20	2,65	229	0,61	4,10	3,40
53	0,18	2,75	2,25	112	0,23	2,80	2,35	171	0,32	3,00	2,50	230	0,67	3,90	3,20
54	0,18	2,70	2,15	113	0,23	2,95	2,40	172	0,32	3,20	2,70	231	0,67	4,10	3,35
55	0,18	2,80	2,25	114	0,23	3,00	2,40	173	0,33	3,00	2,50	232	0,73	4,20	3,40
56	0,18	2,70	2,20	115	0,23	2,95	2,45	174	0,33	3,40	2,80	233	0,83	4,60	3,70
57	0,18	2,75	2,15	116	0,23	2,90	2,35	175	0,34	3,40	2,75	234	0,84	4,55	3,70
58	0,18	2,70	2,25	117	0,23	2,70	2,25	176	0,34	3,30	2,65	235	0,88	4,50	3,60
59	0,19	2,80	2,25	118	0,23	3,00	2,50	177	0,35	3,10	2,60				

ANEXO 12. Dados morfométricos de *Hyphessobrycon bifasciatus* utilizados nos testes de toxicidade. Os dados encontram-se em ordem crescente de peso.

Wt = peso fresco (g);

Lt = comprimento total (cm); Ls = comprimento padrão (cm).

Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls	Nº	Wt	Lt	Ls
1	0,14	2,40	2,00	58	0,24	2,75	2,35	115	0,29	2,80	2,35	172	0,35	3,10	2,60
2	0,15	2,40	2,00	59	0,25	2,75	2,30	116	0,29	2,85	2,40	173	0,36	3,10	2,55
3	0,15	2,40	2,00	60	0,25	2,80	2,30	117	0,29	2,85	2,45	174	0,36	3,15	2,60
4	0,16	2,45	2,05	61	0,25	2,75	2,25	118	0,29	2,85	2,35	175	0,36	3,10	2,50
5	0,17	2,50	2,15	62	0,25	2,80	2,30	119	0,30	2,95	2,45	176	0,36	3,00	2,50
6	0,17	2,40	2,00	63	0,25	2,90	2,40	120	0,30	2,95	2,40	177	0,36	3,25	2,60
7	0,18	2,60	2,10	64	0,25	2,80	2,30	121	0,30	2,70	2,20	178	0,36	3,10	2,50
8	0,19	2,50	2,10	65	0,25	2,75	2,25	122	0,30	2,80	2,25	179	0,37	3,20	2,60
9	0,19	2,65	2,15	66	0,25	2,75	2,30	123	0,30	3,00	2,45	180	0,37	3,05	2,50
10	0,20	2,65	2,15	67	0,25	2,70	2,30	124	0,30	2,80	2,40	181	0,37	3,15	2,60
11	0,20	2,70	2,25	68	0,25	2,80	2,30	125	0,30	2,95	2,50	182	0,38	3,15	2,55
12	0,20	2,55	2,10	69	0,25	2,75	2,30	126	0,30	2,95	2,40	183	0,38	3,10	2,60
13	0,20	2,60	2,15	70	0,25	2,70	2,30	127	0,30	2,90	2,35	184	0,39	3,05	2,50
14	0,20	2,60	2,15	71	0,25	2,70	2,25	128	0,30	2,90	2,45	185	0,39	3,15	2,55
15	0,20	2,60	2,15	72	0,25	2,80	2,30	129	0,30	2,90	2,45	186	0,39	2,90	2,40
16	0,20	2,65	2,20	73	0,26	2,85	2,35	130	0,31	2,95	2,50	187	0,39	3,30	2,75
17	0,20	2,60	2,15	74	0,26	2,90	2,40	131	0,31	2,90	2,45	188	0,39	3,20	2,65
18	0,20	2,60	2,20	75	0,26	2,80	2,30	132	0,31	2,90	2,45	189	0,40	3,30	2,70
19	0,20	2,70	2,30	76	0,26	2,80	2,30	133	0,31	2,90	2,50	190	0,40	3,10	2,65
20	0,21	2,65	2,15	77	0,26	2,80	2,30	134	0,31	3,10	2,50	191	0,40	3,25	2,70
21	0,21	2,60	2,15	78	0,26	2,70	2,25	135	0,31	3,00	2,40	192	0,41	3,40	2,75
22	0,21	2,65	2,15	79	0,26	2,85	2,35	136	0,31	2,95	2,45	193	0,41	3,25	2,70
23	0,21	2,70	2,20	80	0,26	2,90	2,35	137	0,31	2,90	2,45	194	0,41	3,20	2,65
24	0,21	2,60	2,15	81	0,26	2,60	2,30	138	0,31	2,95	2,50	195	0,41	3,25	2,65
25	0,21	2,55	2,10	82	0,26	2,80	2,30	139	0,31	2,90	2,40	196	0,42	3,35	2,70
26	0,21	2,55	2,10	83	0,26	2,80	2,40	140	0,32	3,00	2,50	197	0,43	3,45	2,85
27	0,21	2,60	2,10	84	0,26	2,80	2,35	141	0,32	2,90	2,40	198	0,44	3,40	2,85
28	0,21	2,60	2,15	85	0,26	2,80	2,35	142	0,32	2,95	2,45	199	0,44	3,35	2,75
29	0,22	2,70	2,25	86	0,26	2,75	2,30	143	0,32	2,80	2,40	200	0,44	3,40	2,80
30	0,22	2,65	2,15	87	0,26	2,80	2,30	144	0,32	3,05	2,50	201	0,45	3,40	2,80
31	0,22	2,70	2,20	88	0,27	2,90	2,30	145	0,32	3,00	2,45	202	0,45	3,20	2,70
32	0,22	2,55	2,10	89	0,27	2,85	2,35	146	0,32	3,10	2,50	203	0,45	3,35	2,90
33	0,22	2,75	2,25	90	0,27	2,85	2,30	147	0,32	2,95	2,45	204	0,45	3,45	2,80
34	0,22	2,70	2,25	91	0,27	2,80	2,30	148	0,32	3,05	2,50	205	0,46	3,45	2,90
35	0,22	2,70	2,30	92	0,27	2,95	2,40	149	0,32	3,00	2,50	206	0,47	3,40	2,90
36	0,22	2,70	2,20	93	0,27	2,80	2,20	150	0,32	2,90	2,45	207	0,47	3,35	2,80
37	0,22	2,70	2,15	94	0,27	2,80	2,30	151	0,32	2,90	2,45	208	0,47	3,50	2,85
38	0,23	2,85	2,35	95	0,27	2,85	2,40	152	0,32	2,95	2,45	209	0,47	3,40	2,80
39	0,23	2,75	2,20	96	0,27	2,90	2,35	153	0,32	2,90	2,45	210	0,47	3,30	2,75
40	0,23	2,65	2,20	97	0,27	2,80	2,40	154	0,32	2,95	2,45	211	0,48	3,50	2,90
41	0,23	2,75	2,25	98	0,27	2,85	2,35	155	0,33	3,00	2,40	212	0,48	3,60	3,00
42	0,23	2,70	2,25	99	0,27	2,90	2,45	156	0,33	2,95	2,45	213	0,48	3,50	2,90
43	0,23	2,75	2,25	100	0,28	2,80	2,30	157	0,33	2,80	2,30	214	0,49	3,50	2,85
44	0,23	2,85	2,35	101	0,28	2,85	2,35	158	0,33	3,10	2,55	215	0,50	3,40	2,85
45	0,23	2,75	2,20	102	0,28	2,80	2,30	159	0,33	3,05	2,50	216	0,50	3,60	2,90
46	0,23	2,70	2,30	103	0,28	2,70	2,25	160	0,33	3,00	2,50	217	0,50	3,45	2,90
47	0,24	2,75	2,25	104	0,28	2,80	2,35	161	0,33	3,10	2,50	218	0,51	3,40	2,80
48	0,24	2,75	2,25	105	0,28	2,75	2,30	162	0,33	2,95	2,50	219	0,51	3,50	2,90
49	0,24	2,70	2,20	106	0,28	2,85	2,35	163	0,33	2,90	2,45	220	0,51	3,50	2,95
50	0,24	2,70	2,20	107	0,28	2,80	2,35	164	0,34	3,10	2,55	221	0,52	3,50	2,90
51	0,24	2,70	2,25	108	0,28	2,90	2,35	165	0,34	2,90	2,40	222	0,52	3,40	2,80
52	0,24	2,70	2,30	109	0,28	2,75	2,30	166	0,34	2,80	2,30	223	0,53	3,40	2,85
53	0,24	2,45	2,05	110	0,29	2,95	2,40	167	0,34	3,05	2,55	224	0,53	3,50	2,90
54	0,24	2,80	2,30	111	0,29	2,90	2,40	168	0,34	3,05	2,50	225	0,59	3,55	2,95
55	0,24	2,75	2,25	112	0,29	3,00	2,50	169	0,34	3,10	2,50	226	0,61	3,65	2,95
56	0,24	2,70	2,25	113	0,29	3,00	2,40	170	0,35	3,00	2,45	227	0,67	3,80	3,15
57	0,24	2,85	2,40	114	0,29	2,80	2,30	171	0,35	3,10	2,60	228	0,79	4,00	3,25

ANEXO 13. Concentrações de nitrito, nitrato, amônia, nitrogênio inorgânico total, fosfato inorgânico, fosfato orgânico, fosfato total, fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ), material em suspensão, matéria inorgânica e matéria orgânica ( $\text{mg/L}$ ) nas amostras de água coletadas em diferentes localidades da Bacia do Rio Piracicaba em 04/12/95, 19/01/96, 24/05/96 e 17/10/96.

Data da Coleta: 04/12/95

Data da Análise: 21/03/96

	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	N Inorg total	$\text{PO}_4$ Inorg.	$\text{PO}_4$ Org.	$\text{PO}_4$ total	P total	Material Susp.	Matéria Inorgânica	Matéria Orgânica
Tatu	9,46	150,09	20,84	180,39	8,86	14,18	23,04	50,53	11,10	6,10	5,00
Limeira	26,00	319,18	31,16	376,34	39,43	37,24	76,67	132,92	20,60	11,10	9,50
Americana	34,58	375,39	79,84	489,81	37,92	28,02	65,94	114,38	18,70	9,40	9,30
Piracicaba	94,75	160,60	884,47	1139,82	86,04	37,1	123,14	226,38	15,00	5,40	9,60
S <sup>ma</sup> Bárbara	122,63	157,40	825,84	1105,87	71,21	51,28	122,49	242,66	20,50	11,50	9,00

Data da Coleta: 19/01/96

Data da Análise: 20/03/96

	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	N Inorg total	$\text{PO}_4$ Inorg.	$\text{PO}_4$ Org.	$\text{PO}_4$ total	P total	Material Susp.	Matéria Inorgânica	Matéria Orgânica
Tatu	6,64	177,97	34,85	219,46	1,90	4,57	6,47	37,18	35,75	28,75	7,00
Limeira	18,94	221,84	100,49	341,27	12,19	9,55	21,74	103,61	109,13	92,63	16,50
Americana	21,71	273,48	182,35	477,54	8,55	6,69	15,24	63,56	85,38	71,13	14,25
Piracicaba	53,03	343,40	245,04	641,47	16,73	9,89	26,62	102,96	72,50	59,50	13,00
S <sup>ma</sup> Bárbara	35,82	272,57	216,28	524,67	7,64	12,48	20,12	86,36	210,88	186,00	24,88
Sumaré	122,63	400,98	668,38	1191,99	19,45	16,27	35,72	117,94	108,50	87,75	20,75
Campinas	22,33	240,57	218,49	481,39	8,86	11,26	20,12	92,22	75,65	61,34	14,31

Data da Coleta: 24/05/96

Data da Análise: 21/01/97

	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	N Inorg. total	$\text{PO}_4$ Inorg.	$\text{PO}_4$ Org.	$\text{PO}_4$ total	P total	Material Susp.	Matéria Inorgânica	Matéria Orgânica
Tatu	2,12	178,43	45,91	226,46	-1,89	3,6	3,60	15,77	19,50	15,00	4,50
Limeira	41,76	267,68	180,14	489,58	17,73	8,71	26,44	58,38	17,25	13,00	4,25
Americana	49,07	330,96	205,95	585,98	12,17	12,08	24,25	65,16	19,88	15,88	4,00
Piracicaba	129,21	376,29	693,45	1198,95	34,72	23,01	57,73	107,13	15,38	11,38	4,00
S <sup>ma</sup> Bárbara	85,00	321,99	571,76	978,75	18,61	20,03	38,64	103,25	21,25	13,50	7,75
Sumaré	257,66	469,80	1162,52	1889,98	43,51	25,79	69,30	162,01	13,25	8,13	5,12
Campinas	24,85	175,13	394,02	594,00	14,80	10,7	25,50	72,59	16,63	10,25	6,38

Data da Coleta: 17/10/96

Data da Análise: 22/01/97

	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	N Inorg. total	$\text{PO}_4$ Inorg.	$\text{PO}_4$ Org.	$\text{PO}_4$ total	P total	Material Susp.	Matéria Inorgânica	Matéria Orgânica
Tatu	56,95	119,88	47,39	224,22	2,50	5,48	7,98	49,02	96,25	82,63	13,62
Limeira	73,29	267,68	132,94	473,91	17,15	18,68	35,83	59,67	28,75	21,88	6,87
Americana	224,53	291,29	223,65	739,47	13,92	12,83	26,75	143,61	35,13	26,88	8,25
Piracicaba	135,77	352,21	588,73	1076,71	28,86	22,3	51,16	100,67	50,50	39,25	11,25
S <sup>ma</sup> Bárbara	68,15	197,32	638,14	903,61	17,15	25,25	42,40	107,77	47,00	35,38	11,62
Sumaré	7,20	351,27	876,36	1234,83	47,90	22,34	70,24	150,06	31,38	22,75	8,63
Campinas	23,94	139,24	348,29	511,47	13,92	10,64	24,56	82,27	31,75	23,25	8,50

ANEXO 14. Concentrações de metais (em mg/L) nas amostras de água coletadas em diferentes datas e em diferentes locais da Bacia do Rio Piracicaba.

— = não detectado (concentração abaixo do limite mínimo detectável pelo método utilizado).

• = não analisado

ZINCO	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	0,016	0,019	0,033	0,030
Limeira	0,018	0,160	2,520	0,020
Americana	0,020	0,036	0,020	0,040
Piracicaba	0,028	0,030	0,021	0,050
Santa Bárbara	0,037	0,048	0,038	0,036
Sumaré	•	0,051	0,250	0,031
Campinas	•	0,016	0,054	0,020

CHUMBO	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	—	0,0004	—
Limeira	—	0,0051	0,0017	—
Americana	0,0200	0,0045	—	—
Piracicaba	0,0056	—	0,0003	0,0040
Santa Bárbara	—	0,0140	0,0048	—
Sumaré	•	0,0510	—	0,0010
Campinas	•	—	0,0022	—

CÁDMIO	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	—	—	—
Limeira	—	—	—	—
Americana	—	—	—	—
Piracicaba	—	—	—	—
Santa Bárbara	—	—	—	—
Sumaré	•	0,0017	—	—
Campinas	•	—	—	—

NÍQUEL	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	—	—	0,0006
Limeira	—	0,0008	0,0025	0,0008
Americana	0,0030	—	0,0012	—
Piracicaba	—	0,0009	0,0021	0,0027
Santa Bárbara	—	0,0064	0,0031	—
Sumaré	•	—	0,0026	0,0012
Campinas	•	0,0027	0,0014	0,0006

## ANEXO 14 (Continuação)

FERRO	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	2,200	3,320	0,880	6,400
Limeira	1,570	4,870	3,150	1,250
Americana	1,820	4,870	0,700	1,830
Piracicaba	0,073	5,310	0,900	4,110
Santa Bárbara	0,920	11,520	0,880	2,920
Sumaré	•	4,500	0,944	1,650
Campinas	•	1,870	0,770	2,700

MANGANÊS	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	0,042	0,015	0,035
Limeira	0,036	0,020	0,024	0,015
Americana	0,041	0,030	0,016	0,033
Piracicaba	0,040	0,044	0,041	0,083
Santa Bárbara	0,027	0,061	0,050	0,086
Sumaré	•	0,140	0,034	0,054
Campinas	•	0,047	0,017	0,046

COBRE	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	0,0043	0,0004	0,0048
Limeira	0,0120	0,0056	0,0040	0,0025
Americana	0,0090	0,0055	0,0017	0,0034
Piracicaba	0,0120	0,0074	0,0048	0,0070
Santa Bárbara	0,0130	0,0140	0,0060	0,0090
Sumaré	•	0,0093	0,0038	0,0042
Campinas	•	0,0027	0,0016	0,0033

CROMO	04/12/95	19/01/96	24/05/96	17/10/96
Tatu(controle)	—	0,0015	0,0050	0,0074
Limeira	0,0020	0,0061	0,0055	0,0100
Americana	0,0036	0,0063	0,0080	0,0068
Piracicaba	—	0,0086	0,0110	0,0078
Santa Bárbara	0,0082	0,0210	0,0065	0,0079
Sumaré	•	0,0017	0,0086	0,0027
Campinas	•	—	0,0023	0,0024

ANEXO 15. Concentrações de amônia não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) calculadas a partir das concentrações de amônia total ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) em diferentes localidades da bacia do Rio Piracicaba. Os traços indicam locais não analisados.

Localidade	$\text{NH}_3$ - à esquerda em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e à direita em $\text{mg.L}^{-1}$							
	04/12/95		19/01/96		24/05/96		17/10/96	
Tatu (controle)	0,206	0,0002	0,085	0,0001	0,159	0,0002	0,253	0,0003
Limeira	10,244	0,0102	0,537	0,0005	1,743	0,0017	1,409	0,0014
Americana	5,875	0,0059	0,602	0,0006	1,206	0,0012	1,065	0,0011
Piracicaba	0,806	0,0008	0,628	0,0006	6,711	0,0067	0,910	0,0009
Santa Bárbara	2,603	0,0026	0,765	0,0008	2,602	0,0026	1,082	0,0011
Sumaré	—	—	4,807	0,0048	6,651	0,0067	3,098	0,0031
Campinas	—	—	0,600	0,0006	2,471	0,0025	1,737	0,0017

## 10 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABEL, P.D. (1989). *Water Pollution Biology*. Chichester, Ellis Horwood Limited.

ADAMS, S.M.; GREELEY, M.S. Jr. Establishing Possible Links Between Aquatic Ecosystem Health and Human Health: An Integrated Approach. *Environmental Sciences Division - Oak Ridge National Laboratory*. *Ino prelo/*

ADAMS, S.M.; CRUMBY, W.D.; GREELEY Jr., M.S.; SHUGART, L.R.; SAYLOR, C.F. (1992). Responses of Fish Populations and Communities to Pulp Mill Effluents: A Holistic Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, n.24, p.347-360.

ADAMS, S.M.; BROWN, A.M.; GOEDE, R.W. (1993). A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field. *Transactions of the American Fisheries Society*, n.122, p.63-73.

ADAMS, S.M.; RYON, M.G. (1994). A Comparison of Health Assessment Approaches for Evaluating the Effects of Contaminant - Related Stress on Fish Populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. */no prelo/*

ADAMS, W.J. (1995). Aquatic Toxicology Testing Methods. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A., Jr.; CAIRNS, J., Jr. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers.

ALABASTER, J.S.; LLOYD, R. (1982). *Water quality criteria for freshwater fish*. 2ª edição. London, Butterworth Scientific.

AMBROGI, A.; VERSOLATO, E.F.; LISBÔA, J.C.F. (1987). *Unidades modulares de química*. São Paulo, Hamburg.

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1989). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 17<sup>th</sup> ed. Washington, D.C., APHA.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993a). *NBR 12714 - Água - Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes. Parte I - Sistema Estático (válido a partir de 31. 05. 1993)*. Rio de Janeiro.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993b). *NBR 12715 - Água - Ensaio de Toxicidade Aguda com Peixes. Parte II - Sistema Semi-estático (válido a partir de 31. 05. 1993)*. Rio de Janeiro.
- BERRA, T.M. (1981). *An Atlas of Distribution of the Freshwater Fish Families of the World*. University of Nebraska.
- BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. (1989). *Aquatic Ecotoxicology: Fundamental Concepts and Methodologies*. Vol. II. Boca Raton, CRC Press.
- BRANCO, S.M. (1989). Considerações sobre a Nova Legislação Brasileira de Qualidade das Águas. *Revista DAE*, v.49, n.157, p.185-187.
- BRASIL, (1986). Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, CONAMA Resolução nº 20, de 18/06/1986. Diário Oficial da União, 30 de Julho de 1986.
- BRITSKI, H.A. (1972). Peixes de Água Doce do Estado de São Paulo: Sistemática. *Poluição e Piscicultura*, 79-108. Faculdade de Saúde Pública da USP - Instituto de Pesca da C.P.R.N. da Secretaria da Agricultura, São Paulo.
- BUIKEMA, A.L., Jr.; NIEDERLEHNER, B.R.; CAIRNS, J., Jr. (1982). Biological Monitoring. Part IV - Toxicity testing. *Water Research*, v.16, p.239-262.
- BURTON, G.A., Jr., (1991). Assessing the toxicity of freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.10, p.1585-1627 - Annual Review.

- BURTON, G.A., Jr., (1992). *Sediment Toxicity Assessment*. Florida, Lewis Publishers.
- BURTON, G.A., Jr., (1994). Why test sediments? In: HOFFMAN, D.J. ; RATTNER, B.A. ; BURTON, G.A., Jr.; CAIRNS, J., Jr. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- BURTON, G.A., Jr., (1995). Laboratory-to-field extrapolations of toxicity data. In: HOFFMAN, D.J.; RATTNER, B.A.; BURTON, G.A., Jr.; CAIRNS, J., Jr. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- CESAR NETO, J.C. (1988). *Política de Recursos Hídricos: Instrumento de Mudança*. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo.
- CHAPMAN, D.V. (1989). *Concepts and strategies for biological monitoring*. London, GEMS Monitoring and Assessment Research Center.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1990) *Procedimentos para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos - Série Manuais. nº 6*. São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1992a). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1991*. Série Relatórios. São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1992b). *Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos. vol.1 - Série didática "Água"*. São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1993). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1992*. Série Relatórios. São Paulo, CETESB.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1995). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1994*. Série Relatórios. São Paulo, CETESB.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. (1996). *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1995*. Série Relatórios. São Paulo, CETESB.
- CORSON, W. (1990). *Manual Global de Ecologia*. São Paulo, Augustus.
- DAMATO, M. (1997). *Estudo da influência do nível de tratamento de efluentes de refinaria de petróleo na sua toxicidade, empregando diferentes espécies indicadoras*. São Paulo, 614 p. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- DOUDOROFF, P.; ANDERSON, B.G.; BURDICK, G.E.; GALTSOFF, P.S.; HART, W.B.; PATRICK, R.; STRONG, E.R.; SURBER, E.W.; VAN HORN, W.M. (1951). Bio-assay methods for the evaluation of acute toxicity of industrial wastes to fish. *Sewage and Industrial Wastes*. v.23, n.11, p.1380-97.
- DUSSAULT, G.V.; KRAMER, D.L. (1981). Food and Feeding Behavior of the Guppy *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). *Canadian Journal of Zoology*, n.59, p.684-701.
- ELLIS, K.V. (1993). *Surface Water Pollution and its Control*. University of Loughborough.
- FONSECA, A.L. (1991). *A biologia das espécies Daphnia laevis, Ceriodaphnia silvestrii (Crustacea, Cladocera) e Poecilia reticulata (Pisces, Poeciliidae) e o comportamento destes em testes de toxicidade aquática com efluentes industriais*. São Carlos. 210pp. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

- FONSECA, A.L. (1997). *Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados*. São Carlos. 184 pp. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GALVÃO, J.B.; GRIECO, V.M.; ARAÚJO, R. P. A.; ORTOLANO, M.R. ; BERTOLETTI, E.; RAMOS, M.L.L.C. (1987). Treatability studies and toxicity reduction in pulp and paper mill effluents. In: The second IAWPRC symposium on forest industry waste waters. Tampere, Finland. 18 - 28p.
- GIANOTTI, E.P. (1985). *Contaminação das águas pelo zinco: estudo de alguns aspectos relacionados com a sua toxicidade a peixes*. São Carlos. 150pp. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- GODOY, M.P. (1975). *Peixes do Brasil - Subordem Characoidei*. 1ª ed. Vol I. São Paulo, Franciscana.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, R. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2ª ed. Oxford, Blackwell Science Publishers.
- HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, R.V. (1977). Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environmental Science and Technology*, v.11, n.7, p.714-719. Correction: v.12, n.4, p.417 (1978).
- HEATH, A.G. (1990). *Water Pollution and Fish Physiology*. Boca Raton/Ann Arbor/ Boston, CRC Press.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (1990). *Manual de Testes para Avaliação da Ecotoxicidade de Agentes Químicos*. Brasília, IBAMA.

JØRGENSEN, S.E. (1990). *Developments in Environmental Modelling* 16. Amsterdam, Elsevier Science Publishers.

KRUIJF, H.A.M. (1988). What is Ecotoxicology? In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; RAY, P.K.; VISWANATHAN, P.N. eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Cap. 4.

MACKERETH, F.J.H.; TALLING, J.F. (1978). Water analysis: some revised methods for limnologists. *Kendal Freshwater Biol. Assoc., Sci. Publ.* n.36.

NASCIMENTO, E.P. (1984). *Aspectos Quantitativos da Biologia do Desenvolvimento de Phalloceros caudimaculatus e Poecilia reticulata (Pisces, Poeciliidae)*. São Paulo. 120pp. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

ODUM, E.P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. 3ª ed. Philadelphia, Saunders.

OTHOUDT, R.A.; GIESY, J.P.; GRZYB, K.R.; VERBRUGGE, D.A.; HOKE, R.A.; DRAKE, J.B.; ANDERSON, D. (1991). Evaluation of the Effects of Storage Time on the Toxicity of Sediments. *Chemosphere*, v.22, n.9-10, p.801-807.

POVINELLI, J. (1972). *Contribuição ao estudo da "constante" de desoxigenação da equação de DBO*. São Carlos. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

PROGRAMA de Investimentos para Recuperação e Proteção das Bacias (P.I.R.B.) dos Rios Piracicaba e Capivari - Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari (1992). São Paulo, Governo de São Paulo.

ROSA JUNIOR, H; SCHUBART, O. (1945). Anotações sobre a biologia do curimatá ("*Prochilodus*") do Rio Mogi-Guaçu, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, v.5, n.4, p.541-555.

ROSA, J.; ORTOLANO, M.R.; VITTI, J. (1990). Utilização de ensaios biológicos para avaliação toxicológica de efluentes de indústrias de celulose e papel. In: 23º Congresso Anual de Celulose e Papel da ABTCP - São Paulo, 05 a 09 de novembro/

SASSON-BRICKSON, G.; BURTON, G.A., Jr. (1991). *In situ* and laboratory sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. v.10, p.201-207.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (1994). *Estabelecimento de Metas Ambientais e Reenquadramento dos Corpos d'Água: Bacia do Rio Piracicaba. Proposta para Discussão*. São Paulo, Governo de São Paulo.

SLOOF, W. (1988). Introduction to Aquatic Toxicology. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; RAY, P.K.; VISWANATHAN, P.N. eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Cap.17.

SOARES, A.M.V.M. (1990). Ecotoxicologia e Determinação de Riscos Ecológicos. Prática e Perspectivas. In: 2ª CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE. Lisboa, 1990. Vol 1, B43-B52.

SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY - EUROPE (SETAC), (1993). Guidance document on Sediment Toxicity Tests and Bioassays for Freshwater and Marine Environments. In: "Workshop on Sediment Toxicity Assessment" - Slot Moermond Congressentrum Renesse, the Netherlands. 8-10/11/1993.

STRICKLAND, J.D. & PARSONS, T.R. (1965). *A manual of sea water analysis: with a special reference to more common micronutrients and particulate organic natural*. 2ª ed. Ottawa Crown.

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

- THURSTON, R.V.; RUSSO, R.C.; VIPOGRADOV, G.A. (1981). Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environmental Science & Technology*, v.15, n.7, p.837-840.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). *EPA/823/R-92/006 - Sediment Classification Methods Compendium*. Washington, USEPA.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994). *EPA/600/R-94/024 - Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates*. Washington, USEPA.
- VALDERRAMA, J.C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. v.10, p.109-122.
- VAN LEEUWEN, C.J. (1988). Long-term Toxicity Testing and GLP. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; RAY, P.K.; VISWANATHAN, P.N. eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Cap.19.
- VISWANATHAN, P.N. ; JAFFERY, F.N.; MISRA, V.; CHAWLA, G. (1988) Biomonitoring and Freshwater Ecotoxicology: An Over View. In: KRUIJF, H.A.M.; ZWART, D.; RAY, P.K.; VISWANATHAN, P.N. eds. *Manual on Aquatic Ecotoxicology*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. Cap. 5.
- VITTOZZI, L.; DE ANGELIS, G. (1990). A critical review of comparative acute toxicity data on freshwater fish. *Aquatic toxicology*, v.19(1991), p.167-204.
- ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R.P.A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E. (1983). Avaliação da toxicidade das águas e sedimento de alguns rios da região de Cubatão. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 20 a 25 de novembro/

ZAGATTO, P.A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; LOMBARDI, C.C.; MARTINS, M.H.R.B.; RAMOS, M.L.L.C. (1987). Bioassays with aquatic organisms: toxicity of water and sediment from Cubatão River Basin. *Wat. Sci. Tech.* v.19, n.11, p.95-106.

ZAGATTO, P.A. (1993). Avaliação de risco para homologar agrotóxicos. *Ambiente*, v.7, n.1, p.23-28.