

Class
Out
Tombo

"Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema."



Fabiano Botta Tonissi



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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola

São Carlos

1999

Class.	TESE-EESC
Cutt.	T6033
Tombo	033/00

311 00008554

5/5 1071461

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

T665a Tonissi, Fabiano Botta
Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana(SP) como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema / Fabiano Botta Tonissi. -- São Carlos, 1999.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1999.
Área: Ciências da Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola.

1. Ecotoxicologia. 2. Análise de metais.
3. Sedimento. 4. Testes *in-situ*. 5. Salto Grande, Americana. I. Título.

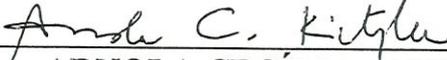
FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Bacharel **FABIANO BOTTA TONISSI**

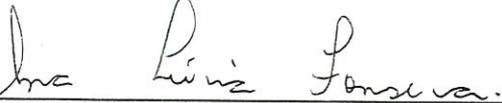
Dissertação defendida e aprovada em 29.10.99
pela Comissão Julgadora:



Prof. Dr. **IVALDO LUIZ GAETA ESPÍNDOLA** (Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo)



Profª. Dra. **ARNOLA CECÍLIA RIETZLER**
(Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG)



Profª. Dra. **ANA LUCIA FONSECA**
(Escola Federal de Engenharia de Itajubá - EFEI)



Prof. Doutor **LUIZ ANTONIO DANIEL**
Coordenadora da Área de Ciências da Engenharia Ambiental



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

Ofereço este trabalho aos meus pais, José Luis e Sílvia e aos meus irmãos Tatiana, Rafael e Laurinha, pela confiança e ternura sempre presentes em minha vida.

Ofereço à Rosa, pelo amor, compreensão e Fé.



AGRADECIMENTOS

Ao Professor Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, paciente e confiante orientador, que permitiu a concretização de um ideal. Um grande amigo.

À Prof.ª Dr.ª Maria do Carmo Calijuri, pelo apoio junto ao Laboratório de Limnologia do CRHEA e desenvolvimento das pesquisas no reservatório de Salto Grande

À CAPES pela concessão da bolsa de Mestrado.

À FAPESP pelo auxílio à pesquisa durante a realização do projeto (Processo 97/0503-5).

À CPFL, pela disposição de hospedagem e utilização de laboratórios e à Beatriz, pelo fornecimento de dados climatológicos da UHE Americana.

Ao Ademir, do Instituto de Química da UNESP, Araraquara (SP) pelo auxílio no início do trabalho, pelas análises e pelas dicas metodológicas, norteando-me no início do trabalho.

Ao Edson Copi, do Instituto de Química da Universidade de São Paulo – EESC, São Carlos (SP), pela amizade e pela disposição e prontidão ao realizar as análises de metais.

À Celina, companheira de coletas.

Aos técnicos do CRHEA: Marcelo, Luci, Amândio e Denise, pela inestimada ajuda nos trabalhos de laboratório e campo, especialmente ao Miro, pelo auxílio nas coletas, montagem e acompanhamento dos testes *in situ*.

À bibliotecária Regina, pela paciência e amizade.

À bibliotecária do CRHEA, Mara, pelo auxílio com as bibliografias.

À Claudete, pela amizade e muita paciência quando das solicitações de informações.

Aos amigos da *Inforçatíon Society*.

Aos amigos de bons churrascos e tererés: Paulino, Pinzon, Vítor, Ricardo, Gi, Müller, Caê, Eva (especialmente pelo auxílio na impressão dos exemplares), Clóvis, Rosana, Naíza, Tony, Val, João, Myriam, Fernanda, Luci, Fabão e Márcia.

Aos amigos do Laboratório de Ecotoxicologia: Rosana, Jú, Clarice, Abílio, Aninha, Rê, Suzi, Ana, Dê, Cendi e Diana.

3.3.3.2- A bioacumulação e as consequências para o ecossistema.....	20
3.4- Tipos de testes e os bioensaios.....	23
3.4.1- Os bioensaios <i>in situ</i>	25
3.5- A escolha de organismos para os testes de toxicidade.....	26
3.6- Ecotoxicologia e monitoramento.....	28
4- MATERIAIS E MÉTODOS – Área de estudo e análises limnológicas.....	29
4.1- Área de estudo.....	29
4.2- Estações de coleta e frequência de amostragens.....	32
4.3- Variáveis climatológicas e hidrológicas.....	35
4.4- Análises físicas, químicas e biológicas da água.....	35
4.5- Coleta de peixes.....	36
4.6- Coleta de sedimento.....	37
4.7- Metodologia para determinação de metais.....	38
4.7.1- Água.....	38
4.7.2- Sedimento.....	38
4.7.3- Material biológico.....	39
5- MATERIAIS E MÉTODOS – Metodologia dos testes e bioensaios.....	40
5.1- Homogeneidade dos organismos utilizados.....	40
5.2- Testes de referência.....	40
5.3- Bioensaios em laboratório.....	41
5.3.1- Bioensaios com água.....	41
5.3.2- Bioensaios com sedimento.....	42
5.8.4- Os bioensaios <i>in situ</i>	43

6- RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
6.1- Variáveis climatológicas e hidrológicas.....	46
6.2- Caracterização limnológica do reservatório de Salto Grande.....	46
6.2.1- Transparência da água e limite da zona eufótica.....	45
6.2.2- Temperatura da água e oxigênio dissolvido.....	48
6.2.3- Condutividade e pH.....	54
6.2.4- Clorofila a.....	55
6.2.5- Nutrientes.....	58
6.2.5.1- Formas nitrogenadas.....	58
6.2.5.2- Formas fosfatadas.....	63
6.2.5.3- Sílica.....	68
6.2.5.4- Carbono.....	70
6.2.5.5- Material em suspensão.....	72
6.3- Características físicas e químicas do sedimento.....	75
6.3.1- pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura.....	75
6.3.2- Granulometria e matéria orgânica.....	78
6.3.3- Fósforo e Nitrogênio.....	83
6.4- Quantificação de metais no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....	85
6.4.1- Metais na coluna d'água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)	85
6.4.2- Metais no sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....	90
6.4.3- Metais em tecido muscular de peixes d'água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....	99

6.5- Estudos ecotoxicológicos no reservatório de Salto Grande.....	103
6.5.1- Biometria dos organismos.....	103
6.5.2- Testes de referência - sensibilidade ao $K_2Cr_2O_7$.....	103
6.5.3- Bioensaios de referência com amostras de água e sedimento coletadas na represa do Lobo.....	106
6.5.4- Bioensaio agudo com amostras de água do reservatório de Salto Grande.....	106
6.5.5- Bioensaio agudo para amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande.....	107
6.5.6- Bioensaios crônicos em laboratório.....	107
6.5.7- Bioensaios <i>in situ</i>.....	108
6.6- Análise ambiental do reservatório de salto grande, americana (SP).....	111
7- CONCLUSÕES.....	119
8- RECOMENDAÇÕES.....	121
9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	122
ANEXOS.....	138

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1: Rotas e destinos dos poluentes no ambiente (segundo LAWS, 1993).....7
- FIGURA 2: Interações entre os componentes do ecossistema e a abordagem ecotoxicológica.....15
- FIGURA 3: Localização do reservatório de Salto Grande () e da cidade de Americana, estado de São Paulo, junto à Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba (UGRHI 5 - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos). Fonte: SMA,SP/CETESB/DAEE/GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, SP, 1996).....30
- FIGURA 4: Concentração de indústrias, representada pela área industrial construída, nas regiões ao redor do reservatório de Salto Grande, Americana, SP (Fonte: SÃO PAULO, 1994, Secretaria do Meio Ambiente - SMA, SP).....31
- FIGURA 5: Localização dos pontos de coleta (1 a 7) e dos testes *in situ* (1 a 6) no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....33
- FIGURA 6: Demonstração dos pontos de coleta no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....34
- FIGURA 7: Montagem do bioensaio *in situ*, reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....44
- FIGURA 8: Precipitação (A), tempo de residência e vazão defluente (B) no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....47
- FIGURA 9: Exemplos de perfis de temperatura e oxigênio dissolvido, e pH e condutividade, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....51
- FIGURA 10: Concentrações de clorofila *a* nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.....56

- FIGURA 11: Concentrações de nitrogênio orgânico total, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.....59
- FIGURA 12: Concentrações das formas nitrogenadas, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.....60
- FIGURA 13: Concentrações de fósforo total e das formas fosfatadas, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.....64
- FIGURA 14: Concentrações de sílica, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.....69
- FIGURA 15: Concentrações de Carbono (total, inorgânico e orgânico dissolvido) nos pontos de coleta nos períodos seco e chuvoso no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....71
- FIGURA 16: Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica, nas amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), nos períodos seco e chuvoso.....73
- FIGURA 17: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) , no mês de maio de 1998.....79
- FIGURA 18: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) , no mês de julho de 1998.....80
- FIGURA 19: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) , no mês de novembro de 1998.....81
- FIGURA 20: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) , no mês de março de 1999.....82

- FIGURA 21: Concentração de fósforo e porcentagens de nitrogênio nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....84
- FIGURA 22 : Concentração de metais totais nas amostras de água, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....86
- FIGURA 23: Correlação entre o comprimento total e o peso (A) e o comprimento padrão e o peso (B), nos lotes de *Danio rerio* utilizados nos testes de toxicidade em maio e julho de 1998.....104
- FIGURA 24: Correlação entre o comprimento total e o peso (A) e o comprimento padrão e o peso (B), nos lotes de *Danio rerio* utilizados nos testes de toxicidade em novembro de 1998 e março de 1999.....105
- FIGURA 25: resultados dos bioensaios *in situ* realizados em julho e novembro de 1998, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....109
- FIGURA 25: Qualidade da água no rio Atibaia e no reservatório de Salto Grande, Americana (SP) (Fonte: CETESB, 1993).....114

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Características gerais do reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....	32
TABELA 2: Variáveis ambientais e métodos a serem utilizados em cada análise.....	36
TABELA 3: Valores mínimos e máximos das variáveis físicas e químicas das amostras de água do Reservatório de Salto Grande, Americana, SP. Disco de Secchi e Limite da zona eufótica – Z_{euf} (m), Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), Oxigênio dissolvido (mg/L) e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$).....	50
TABELA 4: Valores de pH, Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), oxigênio dissolvido - O. D. (mg/L) e temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos para o sedimento no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).....	76
TABELA 5: Comparação entre as concentrações de metais (mg/Kg) nos pontos do reservatório de Salto Grande e a média dos folhelhos mundiais.....	92
TABELA 6: Parâmetros para o grau de poluição de sedimentos, segundo a concentração de metais total (mg/Kg):.....	93
TABELA 7: Concentração de metais biodisponíveis nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP). (Concentrações em mg/Kg).....	97
TABELA 8: Comparação entre a média das concentrações de metais biodisponíveis no reservatório de Salto Grande, Americana (SP) e as concentrações biodisponíveis nos pontos de coleta na Represa do Lobo. (Concentrações expressas em mg/Kg de sedimento).....	98
TABELA 9: Média das concentrações de metais encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas em julho no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). (Valores em mg/Kg).....	100

TABELA 10: Média das concentrações de metais encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas em novembro no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). (Valores em mg/Kg).....	100
TABELA 11: Média das concentrações encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas na Estação Ecológica do Jataí.(Valores em mg/Kg).....	102
TABELA 12: Valores da CL50 96h e 48h, obtidas nos testes de sensibilidade para <i>Danio rerio</i>	106
TABELA 13: Resultados do bioensaio crônico para a amostra de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) (março de 1999). Organismo-teste: <i>Danio rerio</i> - estágio larval.....	107
TABELA 14: Resultados do bioensaio crônico com amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) (março de 1999). Organismo-teste: <i>D. rerio</i> - estágio larval.....	108
TABELA 15: Principais indústrias ou cidades que possuem lançamentos no rio Atibaia e seus afluentes.....	115

RESUMO

TONISSI, F. B. (1999) *Avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) como subsídio para a análise da qualidade ambiental do sistema.*

Os estudos ecotoxicológicos desenvolvidos em laboratório ou *in situ* representam ferramentas eficazes nos programas de monitoramento ambiental, evidenciando os efeitos dos poluentes para a comunidade biológica. No ambiente aquático, quando associados às análises físicas, químicas e biológicas da água e sedimento, propiciam a integração dos fatores determinantes da qualidade ambiental do sistema. Neste sentido, objetivando-se analisar a qualidade ambiental do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), foram realizados bioensaios com sedimento e água utilizando-se a espécie neotônica *Danio rerio* (em laboratório e *in situ*), análises de metais totais e biodisponíveis no sedimento, totais na água e em tecido muscular de peixes. (*Serrasalmus spilopleura*, *Hoplias malabaricus*, *Schizodon nasutus*, *Leporinus* sp and *Pseudocurimata* sp), além do monitoramento das variáveis limnológicas (temperatura, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, material em suspensão, clorofila *a*, carbono orgânico, nutrientes totais e dissolvidos), considerando-se os períodos seco (maio e julho de 1998) e chuvoso (novembro de 1998 e março de 1999). Os resultados obtidos para as variáveis limnológicas, principalmente em relação as elevadas concentrações de material em suspensão, nitrogênio e fósforo, demonstram o grande aporte de nutrientes e seus efeitos na produção do sistema (clorofila *a*), caracterizando um ambiente hipereutrófico. As concentrações de metais na água foram menores do que os limites estabelecidos pela legislação, mas caracterizam um ambiente impactado. As concentrações de metais totais no sedimento foram elevadas, o que caracteriza um sistema com alto grau de contaminação e interferência antrópica. A fração biodisponível de metais foi elevada em relação à total, representando um possível risco de acumulação à biota aquática, o que pode ser observado pelas altas concentrações dos metais. Nas espécies onívoras e carnívoras, foram detectadas as maiores concentrações de metais. Em um exemplar jovem de *S. spilopleura*, ocorreu a biomagnificação de chumbo. A espécie *S. nasutus*, herbívora apresentou concentrações elevadas também principalmente cobre. As amostras de água e sedimento utilizadas nos bioensaios agudos em laboratório, não apresentaram toxicidade em nenhuma estação amostrada ou período de estudo. No entanto, os testes crônicos revelaram toxicidade em alguns pontos amostrados do reservatório, demonstrando, juntamente com os testes *in situ* (pelo qual verificou-se toxicidade e

indícios de toxicidade), a importância destes testes na análise da qualidade ambiental do sistema. Pela análise dos resultados obtidos, constata-se que o reservatório de Salto Grande, Americana (SP), encontra-se altamente impactado pelas atividades antrópicas desenvolvidas na bacia hidrográfica, com aporte constante de nutrientes e metais (principalmente pelo rio Atibaia), os quais acumulam-se nos sedimentos e, frente as características dinâmicas do reservatório, são biodisponibilizados ao sistema, comprometendo a qualidade da água. Este diagnóstico atenta para as preocupações com as implicações da poluição para a biologia do reservatório e mesmo para o ser humano, que vive da pesca ou de outras atividades que dependem do reservatório de Salto Grande.

Palavras-chave: Ecotoxicologia; análise de metais; sedimento; testes *in situ*; Salto Grande, Americana

ABSTRACT

TONISSI, F. B. (1999) *Ecotoxicological assessment of Salto Grande reservoir, Americana (SP), as a tool for environmental quality assessment of this system.*

Bioassays in Ecotoxicology (tests with environmental samples) show great utility in environmental monitoring, mainly when they are used together with chemical and physical environment variables. With the aim of environmental quality analysis of Salto Grande reservoir, Americana (SP), sediment, water and *in situ* bioassays with *Danio rerio* were made. Total metals in water and total and bioavailable metals in sediments (cadmium, copper, chromium, lead, iron, nickel, manganese and zinc) and metals in muscle tissue of fishes (*Serrasalmus spilopleura*, *Hoplias malabaricus*, *Schizodon nasutus*, *Leporinus* sp and *Pseudocurimata* sp) were analysed and limnological variables readings were taken in dry (may and july, 1998) and wet seasons (november 1998 and march 1999). The obtained data of the limnological variables show that this system receives a great load of nutrients, having all of them high concentrations mainly at the initial points of the reservoir, characterizing the system as hipereutrophic. The metal concentrations in water were below limits determined by law, but indicate human impact. Total metals concentrations in sediments were elevated, what classify the system with high contamination degree and high human interference. Bioavailable metals had high percentage of the total one, represented a potential risk of accumulation to the biota. The process of metal bioaccumulation could be reflected by high concentrations of these elements in all of the studied fishes species, mainly zinc, iron and copper. To omnivorous and carnivores fishes was found high concentrations of all metals. In an young *S. spilopleura*, high contents of lead represented a possible biomagnification, once these fishes are fish eaters, occupying a high trophic level. Herbivorous species, *S. nasutus*, among the Salto Grande reservoir species, showed minor levels of some metals, except for copper, but upper when compared to fishes living in natural places. All of fishes contained concentrations of metals above some acceptable limits of consumption. In acute laboratory bioassays, water and sediment samples used didn't show toxicity. But in chronic bioassays occurred sediment toxicity in the two inicial points of the reservoir. And sediments *in situ* bioassays showed be an important tool to highlight the actual impact that Salto Grande reservoir receives. In these tests, in both seasons, occurred acute toxicity in the two inicial points also and signs of toxicity in the third and fifth points in wet season. The conclusion is that lab test underestimated the pollution process that occur naturally in the reservoir. By all of the components

analysed it is noticed that the Salto Grande reservoir, Americana (SP), is in a highly impacted and polluted situation, being metals of potencial risk, affecting fishes species, accumulating and biomagnifying in trophic chain. Sediment represents a elevated sink of metals and the reservoir chemical dynamics propiciate high bioavailability. The chronic bioassays and mainly the acute *in situ*, showed that this reservoir soffers human impactation, demonstrated by rio Atibaia which brings together the municipal and industrial wastes to the entrance of the reservoir system. This picture call for attention and concerns about pollution implications to the biology of the system and for humans who leave by means of fishing or by other activities that depend on Salto Grande reservoir.

Key words: Ecotoxicology; metal analysis; sediment; *in situ* tests; Salto Grande, Americana

1- INTRODUÇÃO

Cerca de 75% da superfície da Terra é coberta por água. A maioria desta água, cerca de 97,3%, é salgada e está contida nos oceanos. A água evapora da superfície para formar as nuvens na atmosfera e então precipita como chuva na superfície terrestre. Cerca de 75% da água doce no mundo está estocada nas calotas polares e icebergs e 23% está no subsolo. Somente uma pequena porcentagem é encontrada em rios e lagos (LLOYD, 1992 e SALBU & STEINNES, 1995).

Embora os rios e lagos representem somente uma proporção pequena da água doce na Terra (0,004% e 0,33% respectivamente), eles desempenham um papel fundamental no desenvolvimento das civilizações, fornecendo o suprimento necessário de água potável, servindo como meio de transporte, gerando energia elétrica, produção de alimento e irrigação, entre outros usos. No entanto, conforme a população humana aumentou, a paisagem foi se modificando. As florestas foram desmatadas, surgiram as monoculturas e a terra foi removida. Neste processo, rios foram canalizados, cursos d'água retificados para prevenção de enchentes, áreas costeiras foram aterradas e grandes sistemas de drenagem construídos. Além disso, volumes crescentes de água estão sendo utilizados pelas indústrias, poder público e para a irrigação de terras. O resultado final destas atividades são os impactos na estrutura física, química e biológica de rios, lagos e represas, impedindo que estes sistemas se destinem à usos múltiplos(LLOYD, op. cit.).

Nas regiões consideradas desenvolvidas e que encontram-se em processo contínuo de melhorias e alterações, como os grandes centros industriais e comerciais, bem como as capitais dos estados do Brasil, onde existe um grande adensamento populacional, muitos dos cursos de água já não apresentam suas características naturais, uma vez que as indústrias utilizam a água para seus processos e a retornam na forma de efluentes, com resíduos

químicos tóxicos. Além disso, o uso doméstico tem grande contribuição nestas alterações, pois os dejetos produzidos acabam sendo despejados em rios na forma bruta ou após um tratamento que nem sempre é satisfatório do ponto de vista biológico, mas apenas químico. No entanto, na maioria das vezes, todos estes impactos são aceitos como sendo resultantes de uma prosperidade crescente e melhores padrões de qualidade de vida (LLOYD, 1992 e CALOW, 1993).

Ressalta-se porém, que entre os ecossistemas, o depositário final ou temporário dos resíduos gerados pelas atividades antrópicas acaba sendo o ambiente aquático, o qual recebe estas substâncias, muitas delas tóxicas, quer sejam estas lançadas no ar, solo ou diretamente na água através dos resíduos industriais, agrícolas ou domésticos. Uma vez inserido no corpo hídrico, os poluentes podem apresentar comportamento heterogêneo, podendo ser tóxicos pela sua própria presença ou através do processo de degradação, liberando compostos que, assimilados pelos organismos, poderão interferir em seus processos fisiológicos, influenciando nos aspectos reprodutivos, sobrevivência e, conseqüentemente, alterando a estrutura da população/comunidade local (BOUDOU & RIBEYRE, 1989). Como os organismos em um ecossistema interagem entre si e apresentam diferentes reações a presença e/ou concentração dos poluentes (desde efeitos sub-letais a letais), pode-se esperar que a rede trófica, o fluxo de energia e demais processos que participam na estrutura e organização dos ecossistemas, sejam também alterados (LAWS, 1992).

Deve-se considerar ainda que as substâncias tóxicas persistem e se acumulam no meio, comprometendo, de forma mais prolongada, a saúde dos ecossistemas. Dentro deste contexto, não apenas os animais e vegetais, mas também o homem, através da transferência de contaminantes na cadeia trófica ou pela água de abastecimento, serão afetados (OECD, 1994).

Uma vez que inúmeros compostos químicos são lançados no sistema aquático, as suas interações podem levar a efeitos sinérgicos e a quantificação da integração de seus efeitos poderá ser efetuada avaliando-se o componente biológico, procurando-se evidenciar os impactos adversos e prever, pelos estudos ecotoxicológicos, os níveis de poluentes que produzem impactos adversos e efeitos não adversos observáveis nas populações,

comunidades e ecossistema, identificando-se também os recursos biológicos que estão sob risco (CAIRNS & PRATT, 1989). Através destes estudos é possível analisar cientificamente o potencial e a ação efetiva dos poluentes ambientais sobre os organismos, utilizando-se destas informações para a realização de propostas de controle da poluição ambiental através de programas de monitoramento (CAIRNS, 1989).

A necessidade do monitoramento ambiental é atualmente uma realidade no âmbito acadêmico e empresarial, verificando-se que, dentro de uma perspectiva de qualidade ambiental, muitas são as instituições e empresas que buscam um empreendimento dentro de padrões ecológicos aceitáveis, procurando controlar a poluição ambiental em um contexto social e econômico.

Além do monitoramento ambiental realizado através das medidas físicas, químicas e biológicas na área de estudo, avaliando-se não apenas os efeitos das entradas de poluentes mas também as oscilações decorrentes das variações naturais (climatológicas, por exemplo), tem se tornado extremamente útil a realização de bioensaios, os quais consistem na utilização de material vivo para estimar, através de suas reações, os efeitos de agentes ambientais (inclusive poluentes). Neste sentido, a utilização de técnicas analíticas sofisticadas acopladas aos estudos ecológicos podem permitir uma abordagem mais consistente, tal como os estudos de bioacumulação, o que permite ampliar alguns conceitos importantes, como o de biomagnificação, o qual traz preocupações pertinentes até mesmo para a saúde humana.

Como exemplo típico de ecossistema que reflete as alterações decorrentes do processo de desenvolvimento, os reservatórios são objetos de diversos estudos na área de poluição e as consequências advindas dos processos de degradação ambiental. O reservatório de Salto grande, localizado na cidade de Americana (SP), objeto deste estudo, apresenta características irrefutáveis referentes ao seu estado de degradação, frente ao crescimento da região ao qual está inserido. Tem-se como o resultado da desestruturada forma de crescimento populacional, o alto impacto da ação antropogênica, culminando na eutrofização (com florescimentos de algas cianofíceas e densos bancos de macrófitas) e contaminação do reservatório, o qual perdeu a sua capacidade para usos múltiplos, tornando-se um receptor de cargas residuárias industriais, esgotos domésticos e resíduos da agricultura.

O reservatório é também utilizado para o lazer, sendo que as atividades de recreação e pesca são altamente desenvolvidas pela população local e por municípios vizinhos. Estas atividades apresentaram seu maior desenvolvimento na década de 70 e, atualmente, frente à poluição do reservatório, pouco tem sido investido em relação ao turismo, justamente pela depreciação ambiental e econômica do sistema. No contexto em que se enquadra a região e pela necessidade eminente da demanda de água nos próximos anos, é importante e imediata a caracterização desta área sob o ponto de vista ecotoxicológico, visando não somente determinar os níveis de poluentes, a bioacumulação em peixes (espécies consumidas pela população local e da região) e os possíveis efeitos para a comunidade aquática, mas também as conseqüências da poluição para a população local e o possível manejo do ambiente em questão.

2- OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água do reservatório de Salto Grande, município de Americana (SP), através de análises limnológicas (físicas e químicas) e testes ecotoxicológicos realizados em laboratório (com amostras de sedimento e água de diferentes compartimentos do sistema) e *in situ*, utilizando-se peixes como organismo-teste, sendo esta análise complementada com a análise qualitativa e quantitativa de metais presentes na água, no sedimento e em peixes.

Para diagnosticar a situação ambiental do reservatório, foram realizadas as seguintes etapas:

a) Caracterização física e química do sistema, determinando algumas variáveis ambientais como temperatura da água, pH, condutividade, oxigênio dissolvido, material em suspensão, clorofila *a* e nutrientes totais e dissolvidos (sílica, carbono, formas fosfatadas e nitrogenadas).

b) Determinação da concentração de metais na água, no sedimento e em peixes, preferencialmente aqueles consumidos pela população, para verificar a ocorrência ou não de bioacumulação. Os metais determinados foram o Cromo, Zinco, Manganês, Cobre, Níquel, Ferro, Cádmio e Chumbo.

c) Realização de bioensaios ecotoxicológicos para a determinação de toxicidade aguda de sedimentos e água, submetendo-se formas adultas de *Danio rerio* (espécie padronizada internacionalmente em testes de toxicidade) a amostras de sedimentos e água coletadas em diferentes compartimentos do reservatório, verificando-se os efeitos adversos devido à poluição.

d) Avaliação da toxicidade do sedimento em testes *in situ* com *Danio rerio*, procurando-se avaliar o efeito da poluição no próprio ambiente, comparando-o com os testes desenvolvidos em laboratório.

3- BASES CIENTÍFICAS

3.1- Fonte e destino dos poluentes no ecossistema aquático

Os poluentes que entram no sistema aquático são provenientes da atmosfera e das atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. As emissões de contaminantes provenientes da bacia de drenagem são provocadas por fontes industriais ou urbanas ou por fontes mais difusas, como água de enxurradas, drenagem do solo, água subterrânea e tributários. Os efluentes industriais são os maiores responsáveis pela introdução de substâncias tóxicas no ambiente, uma vez que são uma mistura complexa de compostos químicos das mais variadas fórmulas (LAWS, 1992). Enquanto a precipitação é um fator importante nas trocas entre os produtos tóxicos presentes na atmosfera e os biótopos aquáticos, a deposição atmosférica em regiões industrializadas é de crucial importância para a entrada de material particulado, contendo elementos tóxicos, no ambiente aquático (CONNEL & MILLER, 1984). Em muitos casos, ocorre apenas um aumento nos processos que ocorrem naturalmente, atingindo valores ou níveis elevados para o ambiente, levando a problemas ambientais, porém as conseqüências ao ambiente dependerão da capacidade de autorregulação do ecossistema (BAUDO, 1989; CHAPMAN, 1992).

A poluição é a introdução de substâncias ou de energia, liberada pelo homem no seu ambiente (CHAPMAN, op. cit.). Essa energia tem que ser capaz de causar efeitos danosos à saúde humana, prejuízo aos recursos naturais e aos sistemas ecológicos ou interferências aos usos racionais do ambiente, problemas às atividades aquáticas, como a pesca, degradação da qualidade da água frente aos usos agrícolas, industriais e econômicos. (MASON, 1996).

Existem três processos importantes no caminho que um poluente percorre desde a sua emissão até o organismo-alvo: a taxa de emissão da fonte poluidora, a taxa de transporte através do ecossistema e a taxa de remoção ou

acumulação pelas rotas do ambiente, sendo que o poluente origina-se de fontes pontuais ou difusas. As fontes pontuais são fáceis de se localizar e caracterizam-se geralmente por serem descargas de efluentes de esgoto ou efluentes de indústrias. As fontes difusas entram nos cursos d'água através de escoamento e drenagem em grandes áreas. Pesticidas, fertilizantes e precipitação ácida são exemplos típicos deste tipo de fonte. As emissões nestas fontes podem ser ainda contínuas ou intermitentes (HERRICKS, et. al. 1994). Na figura 01 são apresentadas as rotas e destinos dos poluentes no ambiente.

Durante este processo, a taxa de transporte dependerá da taxa de difusão do poluente e de uma variedade de fatores ambientais bem como das propriedades de transporte pelos organismos, enquanto que a taxa de remoção ou acumulação dependerá das taxas de diluição ou sedimentação ou então das transformações químicas e biológicas (MASON, 1996).

Se um composto causará ou não efeitos aos organismos ou às comunidades, dependerá das concentrações do composto e do tempo de exposição, sendo que os efeitos agudos ocorrem rapidamente, são claramente definidos, freqüentemente fatais e raramente reversíveis e os efeitos crônicos desenvolvem-se após um período longo de exposição à baixas doses, podendo causar a morte ou efeitos sub-letais, quando a exposição leva ao comprometimento das funções fisiológicas ou comportamentais do organismo (CHAPMAN, 1992 e MASON, op.cit.).

3.2- Tipos de Poluentes

Os poluentes ou elementos tóxicos podem ser de diferentes formas. Existem os metais, não-metais e metalóides e os compostos orgânicos (RAND, et. al., 1995). Os não-metais são elementos dos grupos IVA ao VIIA, na Tabela Periódica. Os metalóides B, Si, Ge, As, Sb, Te e At, demonstram algumas características de metais e não-metais. Excetuando-se os Gases Nobres (grupo VIIIA), todos os demais elementos, inclusive os lantanídeos e os actinídeos, são metais. Os elementos de maior importância são os metais, pois são essenciais em pequenas quantidades (o que lhes confere o nome de elementos-traço ou elementos essenciais) para os organismos. Porém, quando em excesso, desencadeiam uma série de problemas (MANAHAM, 1992).

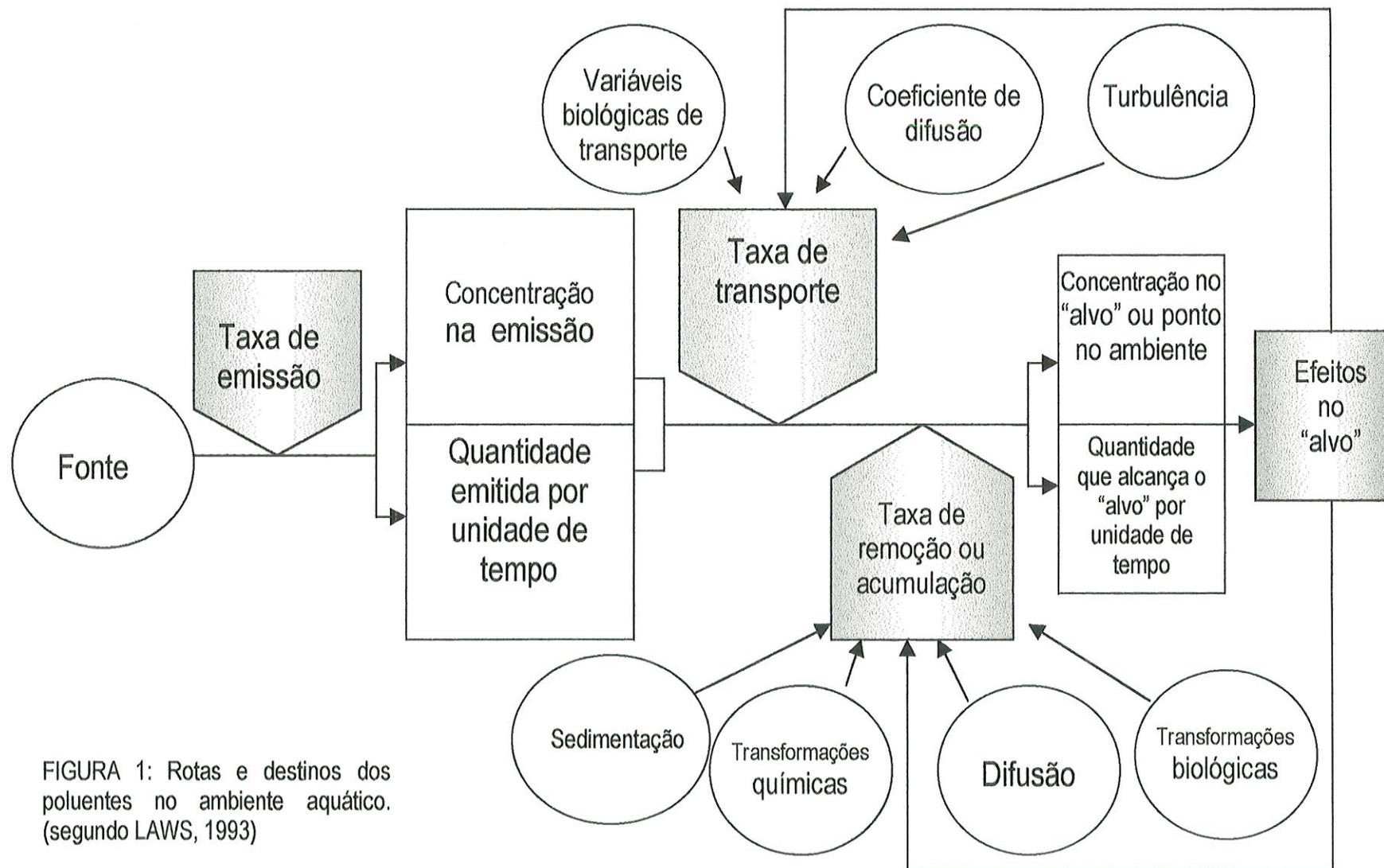


FIGURA 1: Rotas e destinos dos poluentes no ambiente aquático. (segundo LAWS, 1993)

Os poluentes orgânicos são exemplificados pelos pesticidas, herbicidas, resinas, solventes e resíduos resultantes do processamento de outros compostos orgânicos e uma série infindável de outros compostos. Eles dependem de sua estabilidade molecular e dos processos de absorção e volatilização para entrar no ambiente e causar efeitos aos organismos. Entre os fatores ambientais que podem influenciar estão a oxidação, a redução, a hidrólise e a fotólise (ADAMS, 1995)

Os agentes físicos, como a temperatura, podem também ocasionar poluição, tal como a poluição térmica da água, quando esta é utilizada no resfriamento de reatores em usinas nucleares. Estas produzem ainda, outro tipo de poluente, que tem como característica a radioatividade, extremamente severa quando em grandes proporções.

Uma vez que os metais representam um dos objetivos de análise neste estudo, será dada maior ênfase a caracterização destes, considerando-se principalmente o Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Ferro, Manganês, Níquel e Zinco.

3.2.1- Metais pesados

Os assim chamados metais pesados, segundo MANAHAN (1992), são classificados quimicamente em elementos que possuem densidade maior que 5 (exceto Ti e Se), peso atômico maior que 40 sendo caracterizados por três classes diferentes:

a: os que ocorrem naturalmente (Ru, Rh, Pd, Ag, Os, Ir, Pt e Au)

b: os que são insolúveis ou estão associados a óxidos (V, Cr, Mn, Ti, Zr, Nb, Hf, Ta e W)

c: os que estão associados ao enxofre (Mo, Re, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Hg, Ga, In, Tl, Ge, Sn, Pb, As, Sb, Bi, Se e Te)

3.2.1.1- Cádmio

O cádmio é um elemento que faz parte do Grupo IIB. O estado de oxidação natural do cádmio é $\text{Cd}(+2)$. Possui uma coloração azulada e dúctil. Apresenta covalência moderada e alta afinidade pelos grupos sulfetos, o que leva um aumento de sua solubilidade em lipídios, sua bioacumulação e sua toxicidade. O cádmio no organismo pode substituir o Zn em muitas reações, desativando certos complexos enzimáticos (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

No ambiente aquático, como característica, o cádmio é oxifílico e sulfofílico. Muitos dos tipos de matéria orgânicas, como açúcares, aminoácidos, polissacarídeos, ácidos hidroxílicos e carboxílicos de natureza aromática e alifática, também possuem doadores para a formação de complexos com esse elemento.

A adsorção ao sedimento aumenta com o pH e a partir de um pH maior ou igual a 7, praticamente todo o metal é adsorvido. Na presença de materiais em suspensão, este valor tende a cair. O cádmio se acumula por toda a cadeia trófica. Os valores de CL50 (96h) para peixes varia de 0,09 a 105 mg/L, dependendo da fase de desenvolvimento. As formas jovens são mais sensíveis que os adultos e ovos (MOORE & RAMAMOORTHY, op. cit.). O cádmio diminui a capacidade de osmoregulação de peixes.

A utilização do cádmio na indústria é muito variada. Recobre e dá brilho em peças, é anti-corrosivo, utilizado como pigmento em plásticos, em plásticos de PVC, em baterias e em fotocélulas (LARINI, 1993)

3.2.1.2- Cromo

O cromo é um metal lustroso, branco e rígido, do Grupo VIB. O Cr^{6+} existe somente nas formas de óxidos (CrO_3 , CrO_4^{2-} e $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). O Cr^{6+} e o Cr^{5+} são formas intermediárias entre o Cr^{3+} e Cr^{6+} . O Cr^{2+} existe, mas se oxida muito rapidamente, não sendo persistente. O Cr^{3+} é mais inerte, porém o estado Cr^{6+} é mais tóxico (MOORE & RAMAMOORTHY, op. cit).

A forma mais utilizada é o FeOCr_2O_3 . Desta substância se obtém o ferrocromo carbonado e o dicromato de potássio. É utilizado na metalurgia,

prevenindo a corrosão, cromagem, na fabricação de aço inoxidável, como material refratário, como corante de tecidos e é um oxidante no processo de obtenção de sacarina, na purificação de óleos e gorduras, e como dessecador em colas, tintas e gels (LARINI, 1993).

Na água é encontrado como Cr^{3+} e Cr^{6+} . O Cr^{6+} é facilmente reduzido pelo Fe^{2+} e sulfetos dissolvidos, em contraste, o Cr^{3+} é oxidado rapidamente pelo excesso de MnO_2 e mais lentamente pelo próprio oxigênio da água (HUTCHINSON, 1974).

Os valores de CL50 para peixes variam de 3,5 a 118 mgCr/L. O pH e a temperatura podem alterar a toxicidade do Cromo (MOORE & RAMAMOORTHY, *op.cit.*).

3.2.1.3- Cobre

O cobre é amplamente distribuído pela natureza no estado livre e também em sulfetos, arsenatos, cloretos e carbonatos. É mole e dúctil possuindo alta condutividade térmica e elétrica (perdendo apenas para a prata). Classificado como um ácido fraco, tem com doadores o enxofre e o selênio (os ácidos fortes preferem o oxigênio como doadores). O cobre pertence a terceira série do Grupo dos metais de transição, podendo ser encontrado no estado de oxidação +1, +2 e +3. No sedimento o cobre é absorvido rapidamente, sendo que este processo depende do tipo de sedimento, do pH, dos cátions presentes, da presença de ligantes e dos óxidos de Manganês e Ferro (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

Após o mercúrio, é o metal mais tóxico para os peixes, pois precipita as secreções das brânquias e causa morte por asfixia. A CL50 varia de 0,017 a 1,0 mg/L. A dureza, quando maior que 50mg/l de CaCO_3 , pode elevar este valor para 3,0 mg/L. As formas mais tóxicas são Cu^{2+} , CuOH^+ e $\text{Cu}_2\text{OH}_2^{2+}$ (MOORE & RAMAMOORTHY, *op. cit.*).

A utilização do cobre se dá principalmente na indústria elétrica e em automóveis.

3.2.1.4- Chumbo

O chumbo é um elemento do Grupo IVA. As formas estáveis são Pb^{2+} e Pb^{4+} . O Chumbo, bem como os demais elementos do Grupo IV, forma derivados orgânicos do tipo alquil e aril. Com exceção dos nitratos e acetatos, a maioria dos sais de Chumbo é insolúvel em água. O chumbo é utilizado em larga escala no mundo: entra na fabricação de baterias, munição, usado como antidetonante na gasolina, na preservação de madeira, na pintura de barcos, na indústria petrolífera, em óleos lubrificantes e na fabricação de lâminas (LARINI, 1993).

Em ambientes aquáticos, quando o pH está acima de 6, há a formação de $PbOH$. A forma insolúvel $Pb(OH)_2$, não se forma antes que o pH atinja o valor 10,0. No sedimento, a absorção de Pb ocorre principalmente devido ao conteúdo orgânico e ao tamanho do grão. Em casos de poluição extrema, o chumbo se acumula em peixes (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

3.2.1.5- Níquel

O níquel tem uma coloração branco-prateada, é maleável e dúctil, possui ainda boa condutividade térmica e elétrica. Seus estados de oxidação variam de -1 a $+4$, mas no estado natural aparece como $+2$. Está classificado entre um ácido forte e fraco em relação aos seus doadores. Isto se reflete em sua abundância na crosta terrestre, associado a carbonatos, óxidos, silicatos, ferro, mercúrio, arsenatos, sulfetos e teluriatos. O níquel tem papel fundamental no metabolismo bioquímico e, se em excesso, provoca câncer (MOORE & RAMAMOORTHY, op. cit.).

O níquel é utilizado para a produção de aço inoxidável, é altamente resistente a corrosão, usado no refino do petróleo, em fertilizantes. O Ni^{2+} forma complexos estáveis com ligantes orgânicos e inorgânicos. Liga-se também aos ácidos húmico e fúlvico. Quando a razão húmico:fúlvico é maior que 2, há um favorecimento da forma solúvel do níquel. Se a razão for menor, aparece a forma insolúvel (geralmente em pH em torno de 8 a 9), acarretando o acúmulo no sedimento ou em material em suspensão. A CL50 (48-96h) para adultos de peixes é de 5 a 100 mg/L. O níquel adelgaça as membranas lamelares das brânquias e causa asfixia e morte. Causa também problemas no sangue. (MOORE & RAMAMOORTHY, op. cit.).

3.2.1.6- Zinco

O zinco faz parte do Grupo IIB. Tem a habilidade de formar complexos com a amônia, aminas e cianetos. É um ácido intermediário entre forte e fraco. Portanto, o zinco forma complexos com bases fortes (oxigênio) e bases fracas (enxofre). O zinco hidrolisa a um pH de 7,5 e forma $Zn(OH)_2$ em pH 8,0. Em pH baixo (6,5), complexa com matéria orgânica e com minerais em suspensão. No sedimento está principalmente associado aos óxidos de ferro e manganês.

O zinco é utilizado na galvanização e na vulcanização de borracha (LARINI, 1993). Concentra-se principalmente nos órgãos de peixes. A CL50 (48-96h) varia de 0,5 a 5,0 mg/L (MOORE & RAMAMOORTHY, 1984).

3.2.1.7- Manganês e ferro

O manganês e o ferro são elementos abundantes na crosta terrestre. Por isso, seus compostos são encontrados por todos os corpos d'água, mesmo em concentrações reduzidas. Na água, podem estar sob a forma reduzida ou oxidada, suspensa, adsorvida a partículas e complexada a substâncias orgânicas. Em pH abaixo de 7,5, baixas concentrações de O_2 e baixo potencial redox, ocorre redução do Fe^{3+} para Fe^{2+} . A forma reduzida de ferro torna-se solúvel principalmente sob a forma de bicarbonato ($Fe(HCO_3)_2$), ou como íons Fe^{3+} em equilíbrio com o hidróxido de ferro, após sua oxidação. (ESTEVES, 1988).

Já a forma reduzida do ferro precipita-se sob a forma de $Fe(OH)_2$, $FeCO_3$ e FeS . O manganês reage de maneira semelhante ao ferro, precipitando como $MnCO_3$, MnS e $Mn(OH)_2$ e solubiliza-se como $Mn(HCO_3)_2$. A diferença é que o MnS não é tão solúvel quanto o FeS (ESTEVES, op. cit..).

3.3- Ecotoxicologia

3.3.1- Ecotoxicologia e Ecologia

A Ecotoxicologia tem por objetivo a proteção dos sistemas ecológicos frente aos efeitos adversos provocados por substâncias químicas sintéticas. Ao fazê-lo, esta Ciência tem a intenção de antecipar ou diagnosticar para onde estas substâncias vão no ambiente e que efeitos ecológicos elas causam até lá chegar (CALOW, 1993). Para o SCOPE – Scientific Committee on Problems of the Environment– a Ecotoxicologia visa os efeitos tóxicos dos agentes físicos e químicos nos organismos, especialmente sobre as populações e comunidades em ecossistemas definidos; incluindo com isso, o padrão de transferência destes agentes e suas interações com o ambiente. Sendo assim, a Ecotoxicologia une três principais pontos: as fontes de contaminação, os fatores abióticos e os fatores bióticos (BAUDO, 1989), como demonstrado na figura 2.

No contexto biológico, o mundo vivo é o reflexo de uma organização estrutural em níveis ou estágios de integração, do nível molecular ao nível da biosfera. Conforme se ascende nesta seqüência de níveis, novos mecanismos e propriedades surgem. Além disso, o ambiente interfere, direta ou indiretamente, na estrutura, no funcionamento e na evolução destes níveis, separados ou como um todo. Qualquer modificação a uma molécula, espécie ou comunidade, tem um efeito no ecossistema, podendo alterar a herança genética de seus organismos, bem como o próprio ecossistema ter sua capacidade de auto-regulação e sua potencialidade de evolução prejudicadas. Assim, um organismo pode sofrer alterações em seu DNA, em suas enzimas e na sua fisiologia. Uma população perde indivíduos, alterando sua densidade. Uma comunidade diminui sua diversidade ou seus níveis tróficos. Uma das relações que demonstra a coesão de uma comunidade é a cadeia trófica, que representa a transferência de energia e matéria no ecossistema. Qualquer interferência acarreta sua ruptura ou a acumulação de poluentes em um determinado nível.

Os organismos podem ainda ser classificados quanto ao seu hábitat, evidenciando no ecossistema aquático as comunidades bentônica, perifítica, planctônica, nectônica e o nêuston. De acordo com o habitat ocupado por estes organismos, o hábito alimentar (rota de energia e matéria) diferirá e a

Ecotoxicologia poderá utilizar desta abordagem para selecionar os organismos a serem estudados, as rotas de transferência de poluentes, sua acumulação ou efeitos aos organismos populações ou comunidades (BOUDOU & RIBEYRE, 1989).

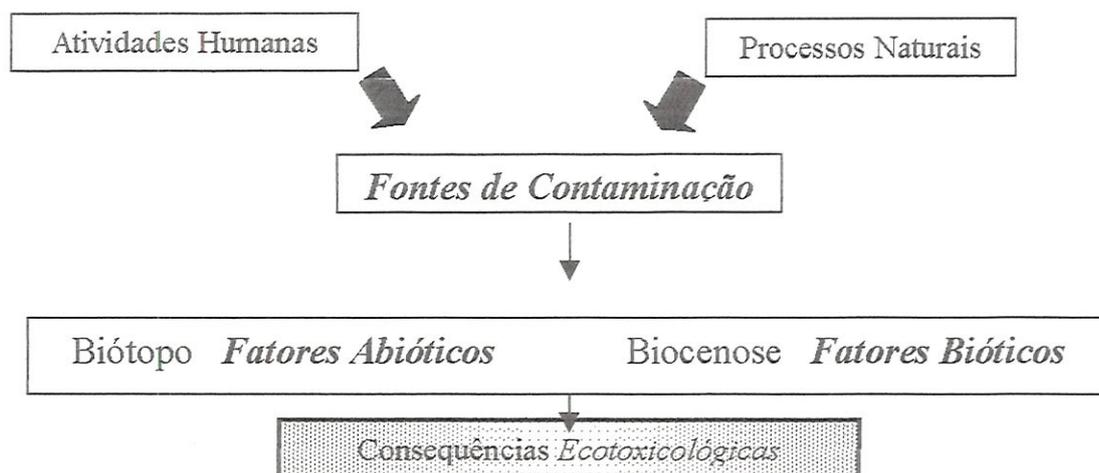


Figura 2 : Interações entre os componentes do ecossistema e a abordagem ecotoxicológica. Por um lado existem os fatores abióticos e bióticos que caracterizam os sistemas naturais e definem a base ecológica para qualquer interpretação ecotoxicológica. Por outro lado, há os fatores de contaminação, que incluem os físicos, químicos e até mesmo biológicos que podem causar perturbações temporárias ou até mesmo duradouras nos ecossistemas e seus compartimentos. Cada um destes três aspectos é caracterizado por uma extrema diversidade de seus elementos, por fatores que estão quase sempre mudando no espaço e no tempo e por múltiplas interrelações. Além disso, insere-se a complexidade dos poluentes, o que torna mais complexa esta abordagem dentro dos estudos ecológicos. (BAUDO, 1989).

3.3.2- Processos ecotoxicológicos na coluna d'água.

Os processos que asseguram a distribuição dos poluentes (tanto metais como orgânicos) no ecossistema aquático são extremamente complexos. Na coluna d'água três componentes principais desempenham papel fundamental (BOUDOU & RIBEYRE, 1989 e CHAPMAN, 1992):

- As condições da poluição;
- As propriedades físico-químicas dos poluentes
- A grande variedade de reações que estarão atuando e competindo pelos elementos presentes na água.

As condições de descarga caracterizam a frequência e a quantidade do fornecimento do poluente. Quando interage com as características do biótopo tais como a mistura da coluna d'água ou a razão superfície/profundidade ou os fatores físicos e químicos, estas condições têm uma influência considerável na dispersão dos poluentes, sua solubilidade, dissociação, formação de complexos químicos, volatilização e dissipação. No caso de poluentes metálicos, o comportamento no ecossistema aquático é extremamente complexo devido a um grande número de reações com componentes dissolvidos e particulados bem como as condições de equilíbrio. Para uma única forma química introduzida no ambiente um completo conjunto de espécies químicas pode aparecer, cada uma possuindo sua reatividade química e meia-vida e cada uma atingindo e reagindo diferentemente com as partes e as matrizes do ecossistema aquático (BENES & STEINNES, 1995).

O material particulado desempenha papel crucial na dinâmica de poluentes, uma vez que ele é considerado uma mistura complexa de materiais poliligantes (vários sítios de ligação) e a complexação dependerá do equilíbrio químico entre as formas livre e as formas complexadas orgânicas e inorgânicas. O material particulado consiste predominantemente de material detrital coloidal orgânico (ácidos fúlvicos e húmicos), óxidos e hidróxidos de metais, carbonatos, aluminossilicatos e células de bactérias e fitoplâncton. Além disso, as células destes organismos podem conter elevadas concentrações de metais, que se tornam biodisponíveis ao serem ingeridas por representantes de níveis tróficos superiores (ESTEVES, 1988; BOUDOU & RIBEYRE, 1989 e NEWMAN e JAGOE, 1994).

A biodisponibilidade na água é diretamente proporcional à atividade da forma dissolvida (iônica). Consequentemente, o efeito de ligantes (íons que podem se ligar aos metais) na biodisponibilidade dos metais é suposto como resultado da competição entre a ligação das formas dissolvidas e das formas livres, pelos sítios de ligação nas brânquias ou esôfago de organismos aquáticos, como nos peixes. Como exemplo, verifica-se que a biodisponibilidade do Cu, afetada por carbonatos e fosfatos, está relacionada à influência destes sobre a atividade do Cu^{2+} e CuOH^+ , como possível resultado do decréscimo da atividade da forma dissolvida (MOREL, 1984 e STUMM & MORGAN, 1981). Organismos fitoplanctônicos, filtradores e peixes, poderão estar expostos à

estas concentrações de poluentes, sofrendo as consequências de possíveis ações tóxicas agudas ou crônicas (CAIRNS, 1982).

3.3.3- Processos ecotoxicológicos no sedimento

Os sedimentos são constituídos por partículas de detritos, inorgânicas e orgânicas, que se depositam sobre o fundo do corpo d'água, fornecendo também um substrato para a comunidade biológica. Portanto, o sedimento é uma matriz de materiais e pode ser considerada heterogênea, em termos de suas características químicas, físicas ou biológicas. Do ponto de vista geológico, o sedimento é o último ponto para depósito de materiais naturais e, principalmente, os antropogênicos, que representam o principal problema de contaminação dos sedimentos (BURTON, 1992, 1995).

O maior volume de um sedimento é ocupado pela água intersticial (a qual preenche os espaços entre as partículas, chegando a representar 50% do volume de sedimentos superficiais), a fração inorgânica (que inclui as rochas, fragmentos de folhelhos e grãos de minerais que resultam da erosão natural de materiais terrestres), a matéria orgânica (a qual ocupa volume variável, desempenhando um papel muito importante ao regular a absorção e a biodisponibilidade de muitos contaminantes) e, por último, materiais derivados da ação humana, que incluem solos erodidos e materiais contaminantes de diversos tipos. Quanto ao tamanho de partículas, existem o silte, a argila, a areia e areias grossas ou cascalhos. O tamanho é importante quanto à questão de cargas presentes na superfície, o que acarretará adsorção de contaminantes ou a sua (bio)disponibilização (BURTON, 1992).

Sabe-se que muitas partículas são relativamente insolúveis na água, mas podem adsorver ao material particulado orgânico e depositar-se no fundo. Como consequência, os sedimentos possuem concentrações de contaminantes, como metais ou orgânicos, maiores que os da água. Estas concentrações podem ser da ordem de 10^5 a 10^9 vezes maior (REYNOLDSON & DAY, 1993).

Além de serem importantes como armazenadores de metais, os sedimentos são também o berço de transformações químicas destes elementos, uma vez que os processos que ocorrem no sedimento levam à uma modificação das características físico-químicas, alterando o equilíbrio entre as fases sólidas

e dissolvidas. Assim, nos processos diagenéticos, por exemplo, os componentes do sedimento são alterados, principalmente as formas orgânicas que sofrem ação bacteriana. A interface sedimento-água é marcada, portanto, por um gradiente de oxidação-redução, sendo que, como consequência das atividades diagenéticas e bióticas, as zonas de redução e oxidação podem migrar acima ou abaixo das primeiras camadas de sedimento (SOLOMONS et. al., 1987).

O sedimento é também composto por uma comunidade biótica, a qual apresenta íntima relação com a dinâmica do sedimento, sendo responsável por processos físicos e bioquímicos que levam às alterações do mesmo. Os organismos que o habitam apresentam intensa atividade sobre o sedimento, sendo responsáveis pela construção de tocas e revolvimento, o que dependerá por sua vez da densidade de organismos e do tipo de sedimento. Existem ainda organismos que utilizam-se do sedimento para obter alimento ou para a reprodução, como é o caso de peixes. É importante também considerar a intensa atividade de microorganismos, os quais são responsáveis pela ciclagem de muitos nutrientes, bem como dos próprios contaminantes. Neste sentido, o estudo das comunidades de sedimentos em locais impactados revela a influência e o grau da sua contaminação (BURTON, 1995 e KLERKS & LEVINTON, 1989).

3.3.3.1- A biodisponibilidade de contaminantes a partir do sedimento

A biodisponibilidade de metais é influenciada por fatores físicos, químicos e biológicos no ambiente aquático. Os fatores físicos incluem a temperatura, fase de associação (sólida, líquida ou gasosa), adsorção física e oclusão pela fase sólida ou regime deposicional, conforme o movimento da água. Os fatores químicos estão representados por aqueles que influenciam a especiação, no equilíbrio termodinâmico, cinética da complexação, solubilidade em lipídios e transições de fases como as que estão associadas à precipitação, coprecipitação ou adsorção química. Tanto as espécies orgânicas e inorgânicas contribuem para estes processos. Existe também uma série de fatores biológicos que podem modificar a biodisponibilidade, como as interações

tróficas, adaptações fisiológicas ou bioquímicas, microhabitats, tamanho e idade do organismo e características peculiares à espécie (NEWMAN & JAGOE, 1994). A disponibilização de metais para os organismos dependerá da rota de exposição (oral, cutânea, etc), do hábito alimentar e do tipo de organismo (BURTON, 1992).

Uma classe importante de químicos que pode alterar a biodisponibilidade são os ligantes. Os ligantes são ânions ou moléculas que formam compostos de coordenação ou complexos com metais. A influência do ligante pode ser direta, como por exemplo, sequestrando o metal por complexação, ou indireta, como por exemplo, influenciando o funcionamento de um órgão em um organismo, como as brânquias. O complexo metal-ligante (ML) pode envolver forças eletrostáticas, covalentes ou uma ligação intermediária. Os ligantes inorgânicos podem ser simples (p. ex. Cl^- no CdCl_2) ou complexos (HCO_3^- no $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$). Os ligantes podem ser compostos de diversas natureza, tanto inorgânicos, como orgânicos, como carbonatos, sulfatos, cloretos, fluoretos, hidróxidos, nitratos, matéria orgânica, ácidos húmicos entre outros (STUMM & MORGAN, 1981). Estes fatores interagem entre si, como no caso do pH, temperatura e íons Cl^- , que podem modificar o funcionamento das brânquias e, conseqüentemente, a tomada de metais dissolvidos (YOUNG & HARVEY, 1989).

Baixas concentrações de oxigênio dissolvido, conseqüentemente valores baixos ou negativos do potencial redox, resultantes da intensa atividade biológica bentônica, propiciam maior liberação de compostos metálicos do sedimento, bem como de nutrientes. O íon S^{2-} é o principal agente que reduz a biodisponibilidade nestes tipos de sedimentos. Neste sentido, as técnicas de normalização da concentração de metal em relação à concentração de sulfetos volatilizáveis por ácidos (proporção mol Metal : mol AVS), onde a maior presença de sulfetos revela menor biodisponibilidade, está em amplo desenvolvimento (Di TORO, 1990, ANKLEY, 1996). Quando os sedimentos são oxigenados pelos movimentos de circulação do sistema aquático, formam-se óxidos de metais, primordialmente de Fe e Mn, que tendem a diminuir a biodisponibilidade de metais como a Prata, Arsênio, Cobalto, Cobre, Chumbo e Zinco e do Alumínio, Cobalto, Cobre, Ferro, Mercúrio, Manganês, Chumbo e Zinco, respectivamente. O papel da matéria orgânica na complexação de metais

e na redução da biodisponibilidade é de grande importância também (NEWMAN & JAGOE, 1994). Estudos recentes demonstram que a capacidade neutralizadora ou formadora de ácidos é outro fator a ser considerado quanto à biodisponibilidade de metais no sedimento (BURTON, 1995).

LUOMA (1989) relaciona ainda a área de partículas e a superfície de ligação. Os sedimentos arenosos tem menor área, por unidade de massa, do que os sedimentos finos, possuindo menores locais para ligação. O autor cita casos onde a bioacumulação do Cádmio aumentou quando adicionou-se partículas de areia em um sedimento argiloso, resultando da maior biodisponibilização.

3.3.3.2- A bioacumulação e as consequências para o ecossistema

Os sedimentos contaminados podem ser diretamente tóxicos aos organismos aquáticos ou podem ser uma fonte de contaminantes para o processo de bioacumulação na cadeia trófica. Assim, a determinação da qualidade do sedimento tem que unir, pelo menos, dois pontos: o primeiro é a determinação dos contaminantes no sedimento em relação ao seu peso seco e o segundo é a união destes dados com os testes de laboratório, o que permite uma descrição mais acurada da qualidade de um sedimento, uma vez que somente a estimativa da concentração total de contaminantes no sedimento não oferece dados concretos e nem mesmo o potencial de toxicidade para a biota aquática. Em adição a estes dois aspectos, completa-se a avaliação de um sedimento com a análise da comunidade bentônica. A união destes três parâmetros da qualidade do sedimento é conhecida como TRÍADE. (BURTON, 1992 e BURTON & Mac PHERSON, 1995).

A bioconcentração é a acumulação de compostos químicos através da água pelos organismos aquáticos, por rotas não alimentares. É o resultado entre as taxas de assimilação e eliminação, o que inclui a entrada pelo epitélio, movimento pelas barreiras de difusão (muco e membranas) para o sangue e distribuição interna do contaminante pelos fluidos circulatórios (BARRON, 1995 e EPA, 1989).

A bioacumulação pode ocorrer a partir da exposição ao sedimento ou via cadeia trófica. Portanto, ela indica a assimilação de contaminantes por vias

alimentares, ou seja, ingestão de partículas ou organismos, tanto do sedimento, quanto da coluna d'água e assimilação a partir do contato com o sedimento (BOUDOU & RIBEYRE, 1989; BARRON, op. cit.; EPA, op. cit).

Uma das formas de se quantificar a bioacumulação a partir dos sedimentos é o cálculo do fator de bioacumulação (FBA), definido como a concentração do elemento no organismo dividido pela concentração no sedimento. O FBA é um número sem unidade que pode variar entre 0 e infinito. O fator de bioconcentração (FBC) é a relação entre a concentração do elemento existente no organismo e a existente na água. É medido através de experimentos de equilíbrio, modelos cinéticos que simulam o organismo e através da relação quantitativa estrutura-atividade (BARRON, 1995 e EPA, 1989).

Do ponto de vista ecotoxicológico, pode-se quantificar também a bioacumulação:

a) pelo conteúdo ou quantidade total em todo o organismo ou em suas partes;

b) pela concentração, que corresponde a quantidade do contaminante por unidade de peso vivo, sendo que este parâmetro reflete o risco toxicológico associado a presença do produto poluente.

No ecossistema aquático o fitoplâncton, as macrófitas e certas bactérias representam os organismos autotróficos e são a base da cadeia trófica, apresentando grande capacidade para a bioacumulação de poluentes. Além disso, constituem uma fonte potencial de contaminação para os consumidores primários (zooplâncton, moluscos e certos peixes herbívoros). A transferência trófica, deste modo, inicia-se na base da rede alimentar, continuando através de espécies herbívoras e carnívoros primários, culminando com consumidores de topo de cadeia, evidenciando a biomagnificação, desde que este nível possua concentrações maiores que as dos níveis inferiores (BOUDOU & RIBEYRE, 1989; LAWS, 1992; PHILLIPS, 1993 e BARRON, 1995).

Segundo LUOMA (1989), os processos biológicos que interferem na biodisponibilidade e, conseqüentemente, na bioacumulação são:

a) os animais e as plantas alteram as formas dos metais e, conseqüentemente, sua biodisponibilidade, através da digestão ou através de secreções extracelulares;

- b) o transporte fisiológico de metais através das membranas e para dentro dos tecidos ocorre de diferentes maneiras, o que pode alterar a forma biodisponível;
- c) depois de assimilados, os metais são distribuídos entre células bioativas, conjugadas ou armazenadoras, sendo que esta distribuição afeta a própria bioacumulação;
- d) as mudanças sazonais do estágio de reprodução afetam a distribuição de metais, em invertebrados bentônicos;
- e) equivalentes ecológicos, mesmo com proximidade taxonômica, podem apresentar diferentes respostas à acumulação de metais, devido às diferenças no processo evolutivo de adaptações do organismo;
- f) a mesma espécie pode ter um histórico de exposição diferente, o que leva à distintos processos de bioacumulação;
- g) a estratégia alimentar é um fator importante na bioacumulação.

Este último item é muito importante, pois a bioacumulação a partir do sedimento está intimamente associada à ecologia dos organismos bentônicos. Quando um organismo iliófago se alimenta, está exposto aos contaminantes da água intersticial, de partículas, de matéria orgânica dissolvida, do contato direto com a superfície do organismo e da camada limite entre água e sedimento. Sendo assim, o modo de alimentação é que irá determinar a fonte de bioacumulação. Organismos filtradores, por exemplo, não ingerem partículas de sedimento e não acumulam determinados poluentes orgânicos adsorvidos a elas, enquanto que detritívoros acumulam poluentes das partículas do sedimento (PHILLIPS, 1993, BURTON & Mac PHERSON, 1995). Segundo REYNOLDSON, 1987 a bioacumulação em organismos bentônicos será influenciada também pela natureza heterogênea do sedimento, o qual pode variar na composição e constituição (da ordem de milímetros, a dinâmica química altera-se nitidamente).

3.4- Tipos de testes e os bioensaios

Para a análise efetiva do grau de contaminação de um sistema podem ser utilizados diversos tipos de metodologias de testes: os estáticos, os semi-estáticos e os de fluxo contínuo. Podem ainda ser considerados, segundo o objetivo a ser analisado em relação ao tempo de exposição, como de toxicidade agudas ou toxicidade crônica (ADAMS, 1995).

Alguns autores e instituições, como a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), preferem utilizar o termo bioensaio para testes realizados com amostras ambientais (efluentes, sedimentos, etc) e testes de toxicidade para ensaios realizados com substâncias específicas, com concentrações conhecidas. O fundamento principal sob o qual estão baseados todos os testes de toxicidade e bioensaios é o reconhecimento de que as respostas apresentadas pelos organismos depende da dose (nível de exposição) do agente tóxico e do tempo de exposição (ADAMS, 1995). Sob este princípio, todos os testes de toxicidade são realizados no intuito de descrever uma relação de concentração-resposta.

Os *testes estáticos* são realizados sem a troca da água ou do poluente durante o tempo de exposição. Nos testes *semi-estáticos*, a água ou o poluente é renovado periodicamente (dia à dia, por exemplo). Estes testes são amplamente utilizados pois são menos dispendiosos. Os *testes de fluxo contínuo* possuem um sistema com bombas peristálticas, as quais permitem a renovação contínua ou intermitente da substância ou amostra ambiental a ser testada. Como apresentam maior complexidade, são muito caros. No Brasil está em fase de implantação em indústrias, empresas e instituições, mas é pouco utilizado.

Estes testes, de acordo com o tempo de duração, podem ser ainda agudos ou crônicos. Os testes de toxicidade *aguda*, ou de curta duração, são desenvolvidos para medir os efeitos dos agentes tóxicos nos organismos de forma rápida, sendo utilizados principalmente em casos onde ocorrem alterações antrópicas em curtos períodos de tempo. Estes testes medem os efeitos na sobrevivência dos organismos em períodos que variam geralmente de 24 a 96 horas, dependendo do organismo a ser submetido ao composto tóxico (CETESB, 1990). Os resultados medidos nestes testes incluem a determinação dos valores de CL50 Concentração que causa mortalidade a 50%

dos organismos testados) ou CE50 (Concentração efetiva, ou aquela que causa um efeito, que não a mortalidade – imobilidade, aos organismos expostos) (IBAMA, 1990; CETESB, 1992 e ABNT, 1993).

Nos testes de toxicidade *crônica* pode-se obter outras informações que estão relacionadas à bioquímica do organismo, sua fisiologia, histologia, reprodução e comportamento, sendo também importantes para se estabelecer a dependência ou não de efeitos sub-letais ou letais por um período prolongado de tempo. Geralmente os testes crônicos são realizados expondo os organismos a níveis de poluentes que possam permitir uma avaliação da influência sobre o ciclo de vida do organismo, geralmente incluindo as fases reprodutivas sucessivas de pelo menos três gerações (ADAMS, 1995). Os chamados testes sub-crônicos abrangem estágios do ciclo de vida, tais como a fase larval, a fase jovem ou a fase adulta. Nestes dois tipos de testes, os resultados determinados estão relacionados com a produção de ovos, eclosão de ovos, desenvolvimento, crescimento e sobrevivência, além do comportamento. Nestes estudos o interesse está voltado para as concentrações cujos efeitos crônicos não são observados (CENO) e a concentração mínima de efeito crônico observado (CEO). A média aritmética entre a CENO e a CEO é definida atualmente como a concentração do valor crônico (VC), definida anteriormente por alguns autores como a concentração máxima aceitável do tóxico (CMAT) (RAND, et. al., 1995).

Os bioensaios utilizam-se das mesmas classificações dos testes de toxicidade, podendo ser estáticos, semi-estáticos ou de fluxo contínuo e de toxicidade aguda ou crônica. As características a serem observadas também serão mortalidade, reprodução, imobilidade e crescimento, entre outras, as quais determinarão se uma amostra ambiental apresenta ou não toxicidade, dependendo da metodologia aplicada.

Dentre os bioensaios, tem sido dedicada especial atenção aqueles realizados com sedimentos, uma vez que representam a base de reações químicas (inclusive com a coluna d'água), são depósitos e fontes de poluentes para o sistema aquático e apresentam relação direta com uma fauna bentônica e com organismos da coluna d'água. Assim, além de apresentarem uma potencial toxicidade para os organismos bentônicos, podem ser responsáveis pela transferência de contaminantes para os organismos da coluna d'água,

comprometendo a saúde humana, uma vez que estes podem consumir organismos aquáticos contaminados (DÉSJARDINS, 1987 e BURTON, 1995).

Através dos bioensaios com sedimentos é possível estabelecer critérios de qualidade para os mesmos, o que tinha sido feito até agora somente para a água. Estes critérios restringiam-se anteriormente somente às análises químicas, passando posteriormente a se integrar medidas do ponto de vista biológico com o intuito de se proteger também a biota do sedimento (BURTON & MacPHERSON, 1995). Embora critérios de qualidade para sedimentos são complexos, envolvendo diversas variáveis, órgãos internacionais como a EPA (Environment Protection Agency – USA) e Environment Canada possuem tabelas de classificações de sedimentos de acordo com o grau de poluição, com base na quantificação química (THOMAS, 1987).

Os bioensaios são relativamente baratos, práticos e rápidos de serem realizados, podendo-se utilizar uma variedade de organismos (algas, macrófitas, peixes, organismos bentônicos, epibentônicos e invertebrados pelágicos. O sedimento pode ser utilizado como um todo, ou apenas a água intersticial, ou se fazer um elutriado ou então, suspensão (BURTON, 1992).

3.4.1- Bioensaios *in situ*

Outro fator importante a ser mencionado é que a complexidade dos efluentes industriais e domésticos impossibilita a sua reprodução em laboratório, requerendo metodologias mais específicas que possam ser desenvolvidas no próprio ambiente de estudo, uma vez que os efeitos resultantes da interação de diversos compostos com as variáveis ambientais, e mesmo entre si, podem infligir impactos diferenciados à biota aquática quando analisados isoladamente ou ainda quando as amostras são coletadas e transportadas do ambiente para o laboratório (CHAPMAN, 1992 e LAWS, 1992).

Para evitar tais problemas foram desenvolvidas metodologias para testes em campo, as quais podem ser efetuadas, segundo SPELLERBERG(1992) e HOPKIN (1993), das seguintes maneiras:

1- *monitorando os efeitos da poluição sobre a presença ou ausência de espécies (efeitos na comunidade) ;*

2- medindo a concentração dos poluentes em organismos sentinelas (bioindicadores);

3- relacionando os efeitos da poluição com a concentração em organismos (bioindicadores), associando com fatores bióticos e abióticos;

4- detectando raças diferentes de espécies, as quais desenvolveram resistência em resposta ao poluente através de um aumento da taxa de transcrição dos genes relacionados à detoxificação.

De acordo com CALOW (1993), os bioensaios *in situ* consistem da exposição de um bioindicador ao próprio efluente ou área onde este está sendo lançado. Através deste teste pode-se avaliar o efeito direto que o efluente está causando ao organismo, uma vez que este acarreta modificações físicas, químicas e biológicas na água. Além da análise destes efeitos, os bioensaios permitem avaliar a toxicidade do efluente como um todo, possibilitando também fazer uma determinação de cada componente do efluente, seus níveis e efeitos para os organismos.

No entanto, segundo BURTON (1992), para a perfeita integração dos dados a serem obtidos, o monitoramento *in situ* deve considerar os aspectos de relevância da espécie (importância trófica), a praticidade (facilidade de cultivo e de comparações com outros locais), as respostas tangíveis aos poluentes (reprodutividade, crescimento, induções bioquímicas, entre outras) e reprodutibilidade das respostas (apresentar respostas semelhantes em diferentes lugares) .

3.5- A escolha de organismos para os testes de toxicidade

A escolha de um organismo para os testes ecotoxicológicos segue alguns princípios fundamentais, como por exemplo, a representatividade ecológica, a facilidade de cultivo em laboratório, bem como a importância econômica e social. Entre as espécies normalmente recomendadas estão os peixes, os quais foram mais utilizados como modelo para os bioensaios que analisavam os efeitos de substâncias químicas e agentes físicos (mesmo antes da Ecotoxicologia se estabelecer como Ciência). Posteriormente, como os estudos focalizaram objetivos mais aplicados, os peixes passaram a ser

utilizados em testes de monitoramento da poluição em rios, determinação da toxicidade em laboratório, qualidade de efluentes, etc (SOLBÉ, 1993; BOUDOU & RIBEYRE, 1989).

A importância da utilização de peixes como bioindicadores está baseada em dois fatores básicos: o ecológico e o econômico. Na maturidade, certos peixes ocupam níveis superiores na cadeia trófica, como predadores, enquanto outros são detritívoros ou herbívoros, sendo que da fase de larva ao adulto apresenta um desenvolvimento que pode também envolver diferentes fases de alimentação trófica. Existem ainda espécies que são migratórias, enquanto outras são endêmicas, habitando quase todos os tipos de habitats do ambiente aquático. Deve-se considerar também que os peixes representam importantes fontes de alimento para o homem e, neste sentido, os estudos de bioacumulação e ecotoxicidade tornam-se fundamentais, ao servirem de referência para os programas de proteção à saúde das populações que dependem desta fonte de alimento.

A espécie *Danyo rerio* foi escolhida para os testes em laboratório e em campo, por sua padronização ser muito bem conhecida. Apesar de ser uma espécie exótica aos sistemas ecológicos brasileiros, sua reprodução é bem conhecida, é de fácil manutenção no laboratório e apresenta boas respostas a diferentes produtos tóxicos, sendo que a CETESB utiliza-os como espécie padrão em seus testes.

Danio rerio é um Ciprinídeo de pequeno porte, originário do Ganges Sul-Asiático. É de fácil obtenção e se reproduz facilmente, garantindo elevado número de ovos imersíveis, não aderentes e transparentes, propiciando praticidade na montagem dos testes. O desenvolvimento do ovo dura de 72h a 96h à 26°C. Na fase adulta apresenta comprimento médio de 4,5cm, o corpo é achatado e são vigorosos nadadores. As características sexuais secundárias são bastante definidas, sendo que na fêmea o contorno ventral gravídico é bem diferente do macho, que é mais delgado. A norma para testes agudos e crônicos com peixes indica entre outras famílias de peixes, a espécie *D. rerio* (IBAMA, 1990 e ABNT, 1993).

3.6- Ecotoxicologia e monitoramento

O monitoramento pode ser definido como a utilização repetida ou sistemática de respostas para avaliar um fenômeno ou efeito. O biomonitoramento consiste em monitorar as mudanças ou ocorrências ambientais de origem antropogênica, tendo como objetivo a proposição de medidas de controle de qualidade ambiental (SPELLERBERG, 1992).

Segundo RAND et. al. (1995), os bioensaios, em geral, utilizam sistemas biológicos para analisar o efeito de substâncias existentes no ambiente e a Ecotoxicologia utiliza-se destes bioensaios para analisar o impacto real ou potencial que uma substância derivada da atividade humana pode infligir sobre o ambiente, sendo utilizados para a predição de impactos, bem como para o monitoramento. No modo de previsão uma perturbação é aplicada ao sistema e os efeitos verificados e na forma de monitoramento as características do ecossistema são utilizadas para se estimar o nível de perturbação que está sendo ou tem sido aplicado ao sistema (CALOW, 1989).

Deve-se considerar, no entanto, que a ecotoxicidade não deve ser avaliada de forma isolada ou apenas via programas de biomonitoramento, mas sim deve ser vista como uma ferramenta complementar, procurando sua integração junto aos métodos químicos, físicos e biológicos de caracterização dos sistemas aquáticos, pois a compreensão e resolução dos problemas só será alcançada através da integração de múltiplas disciplinas científicas (La POINT, 1995), integrando-se os estudos de campo aos resultados experimentais através de uma visão holística do ambiente. Neste sentido, a multidisciplinaridade tem dado um grande avanço no desenvolvimento da caracterização e determinação dos riscos ecológicos (BOUDOU & RIBEYRE 1989; La POINT et. al., 1989).

4- MATERIAIS E MÉTODOS - Área de estudo e análises limnológicas

4.1- Área de estudo

Segundo relatórios da CETESB, as Bacias Hidrográficas dos rios Capivari e Piracicaba tem os recursos hídricos mais poluídos do interior do Estado de São Paulo, evidenciando-se a perda de mais de 100 espécies de peixes. A deterioração dos rios destas regiões, que inclui a Represa de Salto Grande, em Americana, iniciou-se na década de 60, quando ocorreu a interiorização das indústrias, uma vez que já estava ocorrendo uma escassez qualitativa dos recursos hídricos da Grande São Paulo. Nos anos 70, a região cresceu economicamente numa proporção de 5,1%, comparada com 3,5% da Grande São Paulo, resultando em uma incompatibilidade entre o crescimento econômico, populacional e estruturas de serviços básicos (REVISTA TEMPO, 1995).

O reservatório de Salto Grande (cujas características são apresentadas na Tabela 1), foi formado a partir do represamento do rio Atibaia, no município de Americana, SP (22°44'S e 44°19'W), localizando-se a uma altitude de 530 metros, na Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba (Figura 3). Este sistema está inserido em uma região de alta atividade industrial (Figura 4) e densamente urbanizada e, como consequência, o reservatório recebe descargas dos efluentes oriundos das indústrias e esgotos domésticos. A região apresenta uma população de mais de 3 milhões de habitantes, gerando um volume de lixo e esgoto considerável, uma vez que a bacia hidrográfica do rio Atibaia (2.650 Km²) drena cidades, como Piracaia, Nazaré Paulista, Bom Jesus dos Perdões, Atibaia, Jarinú, Itatiba, Vinhedo, Valinhos, Campinas e Paulínia.

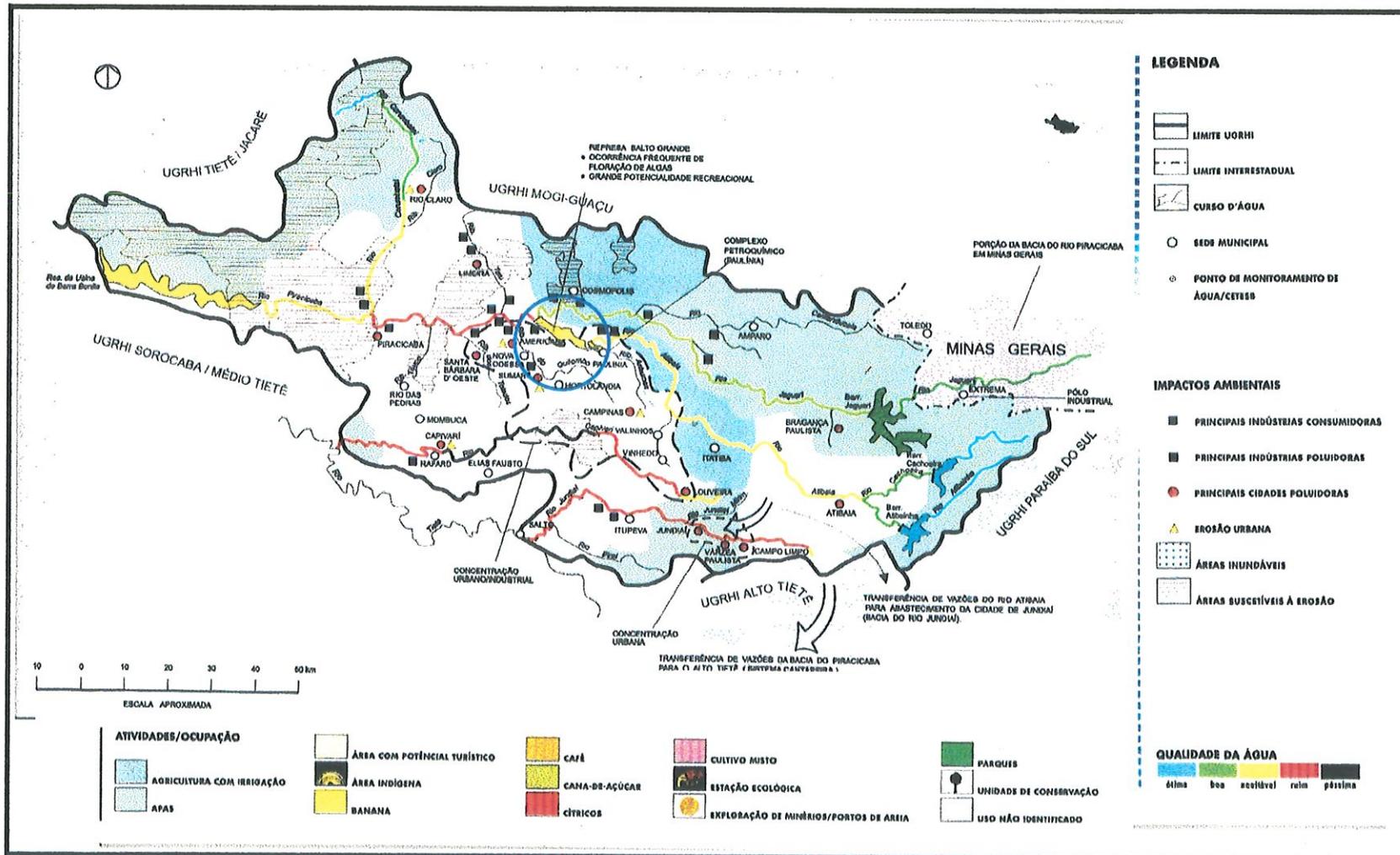


FIGURA 3: Localização do Reservatório de Salto Grande (○) e da cidade de Americana, estado de São Paulo, junto à Bacia Hidrográfica do rio Piracicaba (UGRHI 5 - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos). Fonte: SMA, SP/CETESB/DAEE/GOVERNO DO ESTADO, SP, 1996)

TABELA 1: Características gerais do Reservatório de Salto Grande, Americana (SP):

* área: 11,5 km ²
* perímetro: 64 km
* comprimento 17 km
* volume máximo: 1,06·10 ⁸ m ³
* profundidade máxima: 19m
* profundidade média: 9m
* tempo de retenção médio: 30 dias
* ano de conclusão: 1949

As características da barragem são:

* altura: 25 m
* comprimento da crista: 228 m
* número de comportas: 3
* número de geradores: 3

4.2- Estações de coleta e frequência de amostragens

Para a realização deste trabalho foram considerados os diferentes compartimentos do reservatório, uma vez que este apresenta uma morfometria peculiar, destacando-se (1) o rio Atibaia (no trecho com maior fluxo, próximo a captação de Sumaré), (2) a área de *entrada* do Reservatório de Salto Grande (conhecida como *pantanalzinho*), (3) o primeiro compartimento (área de maior deposição de sedimentos, conforme LEITE, 1998), (4) braço do reservatório, após a barragem de captação de Nova Odessa, (5) o segundo compartimento (com florescimentos permanentes de cianofíceas do gênero *Microcystis*), (6) o segundo canal, correspondendo à área de estreitamento do reservatório após o segundo compartimento, frequentemente fechado por bancos de macrófitas) e (7) à jusante da barragem. Os pontos de coleta estão representados nas figuras 5 e 6.

Nestes pontos foram realizadas medidas limnológicas e testes *in situ*, sendo também coletadas amostras de sedimento e água para a determinação de metais. A frequência de amostragens foi concentrada em dois períodos do ano, caracterizando o período de seca (maio e julho de 1998) e o período de chuva (novembro de 1998 e março de 1999).

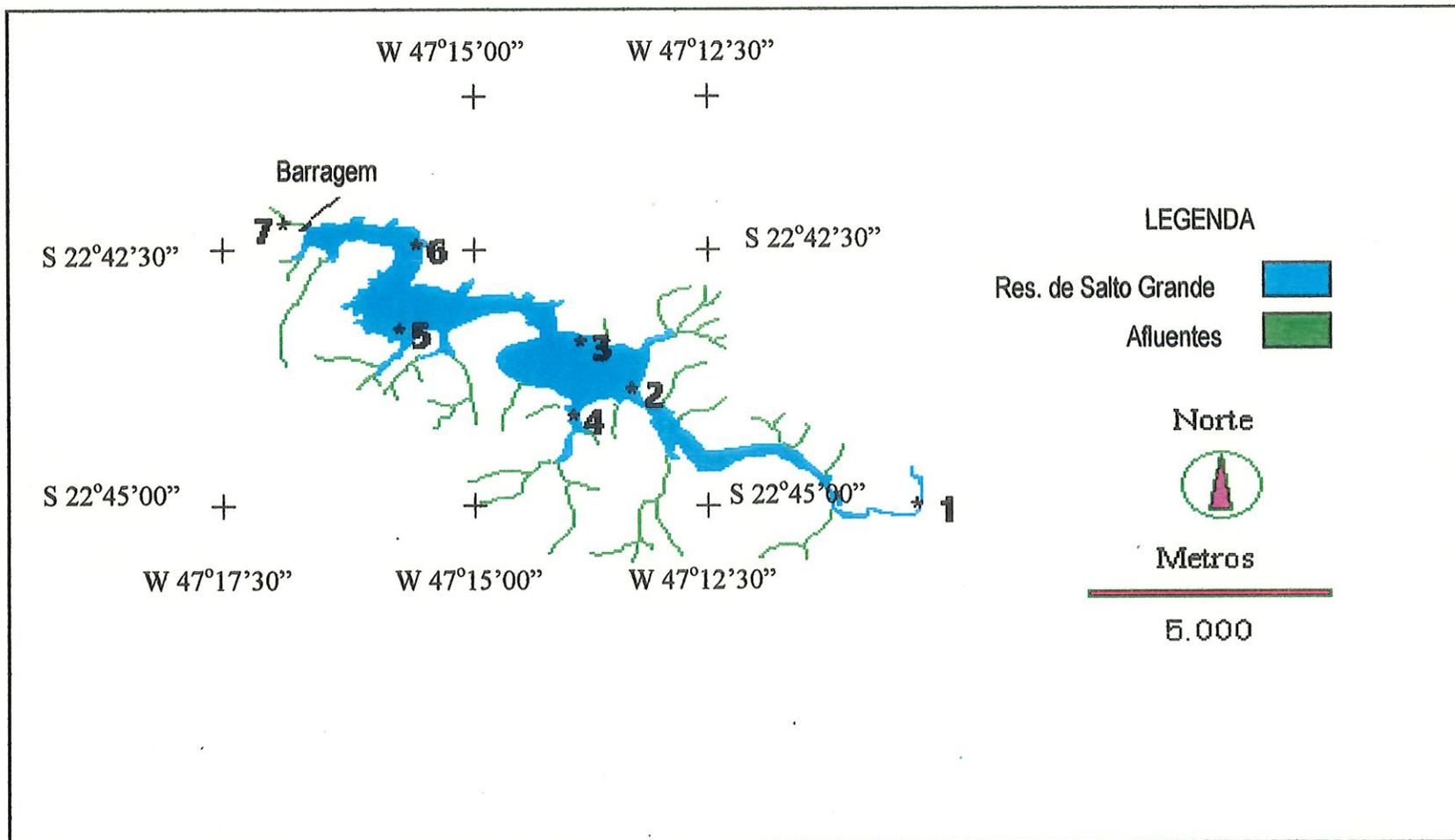


FIGURA 5: Localização dos pontos de coleta (1 a 7) e dos pontos dos testes *in situ* (1 a 6) no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). (Modificado de LEITE, 1998)

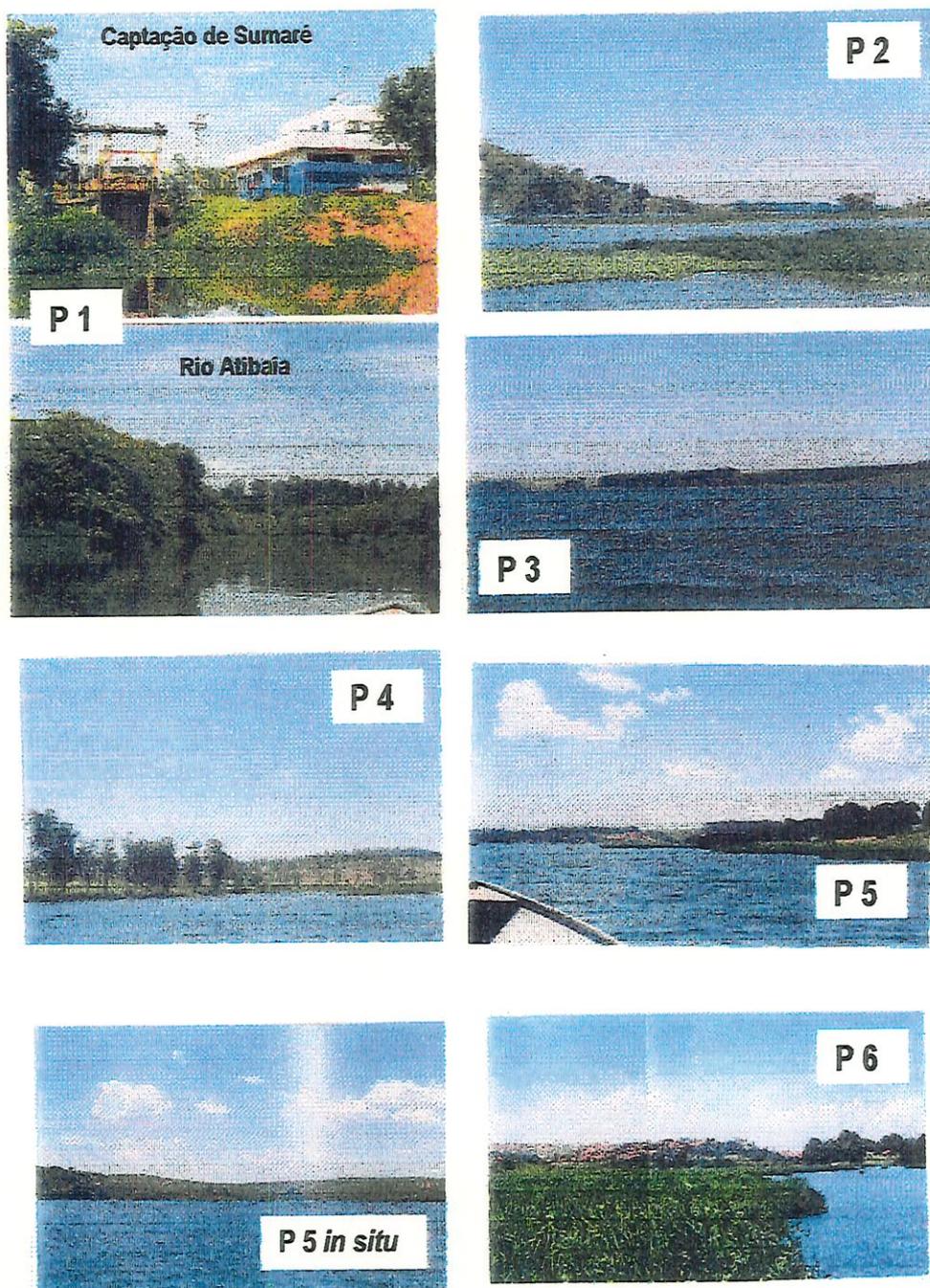


FIGURA 6: Demonstração dos pontos de coletas no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

4.3- Variáveis climatológicas e hidrológicas

Os dados de precipitação foram obtidos junto à CPFL (Companhia Paulista de Força e Luz) para o ano de 1998 e de janeiro a março de 1999. O volume das vazões afluentes e defluentes (turbinada e vertida) também foram obtidos com a CPFL, com o intuito de se calcular o tempo de residência do Reservatório, com base na seguinte equação:

$$TR = \frac{V}{86400 \times Q}$$

onde TR é o tempo de residência, V é o volume do reservatório, Q é a vazão média defluente para cada mês considerado (m³/s) e 86400 é um fator de conversão de dias para segundos.

4.4- Análises físicas, químicas e biológicas da água

Para caracterizar limnologicamente o sistema foram efetuadas as medidas, em perfil da coluna d'água, de variáveis ambientais como transparência da água, temperatura, pH, condutividade e oxigênio dissolvido, utilizando-se o "Water Quality Checker", marca HORIBA, modelo U-10. Amostras de água também foram coletadas, integrando-se a coluna d'água com uma bomba de sucção, as quais foram utilizadas para a posterior determinação da concentração de nutrientes totais e dissolvidos (principalmente as formas nitrogenadas e fosfatadas), material em suspensão (orgânico e inorgânico), clorofila *a* e metais totais. A metodologia específica para cada análise está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2: Variáveis ambientais e forma de análise

<i>Variáveis</i>	<i>Análise</i>
Transparência da água	Disco de Secchi
Temperatura da água	WQC Horiba U-10
Oxigênio dissolvido	WQC Horiba U-10
pH	WQC Horiba U-10
Condutividade	WQC Horiba U-10
Material em suspensão	TEIXEIRA et al (1965); TUNDISI (1969)
Clorofila <u>a</u> e feofitina	NUSCH (1980)
Nitrito	GOLTERMAN et al (1978)
Nitrato	MACKERETH et al (1978)
Amônia	KOROLEFF apud GOLTERMAN et al (1978)
Nitrogênio Total	GOLTERMAN et al (1978)
Fosfato total dissolvido	GOLTERMAN et al (1978)
Fosfato inorgânico	GOLTERMAN et al (1978)
Fósforo total	APHA/WWW (1995)
Carbono Total, Orgânico dissolvido e Inorgânico	TOC 5000 Analyser, marca Shimizu
Silicato	GOLTERMAN et al (1978)
Granulometria do sedimento	CAMARGO (1986)
Conteúdo de matéria orgânica do sedimento	TRINDADE (1980)
Nitrogênio total no sedimento	ESTEVES et. al. (1982)
Fósforo total no sedimento	ESTEVES apud CAMARGO (1986)
Metais totais e biodisponíveis no sedimento	Espectrometria de Absorção Atômica (APHA/WWW, 1995; WATSON, 1994; KRUG, 1996)

4.5- Coleta de peixes

Para as coletas de peixes, realizadas em julho e novembro de 1998, para análise de metais no tecido muscular, foram utilizadas redes de espera, malha 6 a 10 cm, em diferentes pontos do reservatório. Os organismos foram separados e acondicionados em sacos plásticos para posterior análise. Os exemplares foram obtidos também com pescadores da região.

A dissecação foi feita, quando possível, imediatamente após a coleta. De outro modo, o espécime foi colocado em sacos plásticos e mantido refrigerado a 4° C (EPA, 1992).

4.6- Coleta de sedimento

A coleta do sedimento para análise de metais foi efetuada utilizando-se coletores do tipo "core", pois estes impedem que haja distúrbios com o sedimento durante a coleta (MUDROCK & MacKNIGHT, 1991; SETAC, 1993). O sedimento foi coletado em cada estação de amostragem, sendo que os primeiros 10 cm foram transferidos para potes plásticos devidamente etiquetados e acondicionados em caixas de isopor resfriadas com gelo, até sua posterior utilização no laboratório.

Para os testes em laboratório existe a necessidade de se coletar o sedimento com coletores do tipo "core", de preferência, sendo que na amostragem do sedimento deverá ser levado em conta o cuidado com a sua manipulação, evitando-se que suas características físicas e químicas sejam alteradas. O motivo de tais cuidados baseia-se no fato de que a mistura do sedimento pode levar a introdução de oxigênio na amostra, alteração da comunidade microbiológica, alteração de equilíbrios químicos entre o sedimento e a água intersticial, e a introdução de compostos como nitrogênio e óxidos de metais (BURTON & Mac PHERSON, 1995). A coleta com outras dragas para realização de testes, segundo BURTON (1992), é aceitável desde que sejam reduzidos os distúrbios físicos na amostra. No presente estudo foi utilizada a Draga de Eckman. Estas amostras de sedimento também foram utilizadas para a caracterização física e química como a granulometria, conteúdo de matéria orgânica e concentração de nitrogênio e fósforo total. A metodologia para cada análise também consta na Tabela 2.

As medidas no local de coleta, de pH, temperatura, oxigênio e condutividade, utilizando-se o "Water Quality Checker", marca HORIBA, modelo U -10, foram obtidas no momento em que o sensor atingiu o sedimento.

4.7- Metodologia para determinação de metais

4.7.1- Água

Para a determinação da concentração de metais totais na água as amostras foram obtidas com uma bomba e mangueira de forma a coletar água representando toda a coluna de água (integrada). A água foi colocada em frascos plásticos de polietileno de 1L (previamente lavados) e fixada com HNO_3 concentrado, na proporção de 1,5 ml/L no momento da coleta. A análise constou do aquecimento da amostra em béqueres colocados em placa aquecedora, evitando-se a fervura e o seagem completa. No decorrer do processo adicionou-se um total de 5ml de HNO_3 /L (APHA/WWW, 1995) e após a redução do volume (inferior a 50ml), esperou-se a amostra esfriar e transferiu-se para balões de 50ml, completando-se o volume com água destilada, se necessário. Este volume foi posteriormente colocado em frascos de polietileno, devidamente lavados e tampados. As análises foram feitas por espectrometria por absorção atômica. A concentração, após a detecção foi reconvertida segundo o volume original. O resultado foi expresso em mg/L.

4.7.2- Sedimento

O sedimento coletado foi acondicionado em potes plásticos, como já mencionado anteriormente, evitando-se qualquer contato com metais e tomando-se todas as precauções para que o mesmo não fosse desestruturado durante a coleta e transporte. No laboratório, este foi levado à estufa para secar em temperatura de até 40°C , pois temperaturas maiores podem provocar a evaporação de metais e compostos voláteis, alterando a composição do sedimento (MUDROCK & MacKNIGHT, 1991).

Após totalmente seco, o sedimento foi triturado até a pulverização, com auxílio de cadinho e pistilo. Todo o material contido no sedimento como gravetos, folhas, etc, foram triturados. O sedimento pulverizado foi então transferido para potes plásticos até a pesagem. Para a análise de metais totais, 10 gramas de sedimento foram pesados, colocados em béqueres em placa aquecedora, sendo adicionado 30ml de HNO_3 . Após um tempo de aquecimento,

retirou-se o béquer e, após um breve resfriamento, adicionou-se 5ml de HClO_4 (WATSON, 1994 e KRUG, 1996). A digestão foi feita até que o conteúdo do béquer deixasse de expelir gases escuros e o sedimento perdesse a cor, ficando claro.

Feita a digestão, esperou-se o material esfriar e filtrou-se com filtro de fibra de vidro, com abertura de $45\mu\text{m}$ em suporte de porcelana, para balões de 50 ml, completando-se o volume. Posteriormente o conteúdo foi colocado em frascos de polietileno, devidamente lavados e tampados. O material foi analisado no espectrômetro de absorção atômica. Quando a solução apresentou-se muito concentrada, utilizou-se água bideionizada para fazer as diluições necessárias. Após a análise, fez-se as conversões para se determinar os metais na amostra original de sedimento.

A fração biodisponível de metais no sedimento, baseada em TESSIER & CAMPBELL (1987) foi analisada colocando-se 2 gramas de sedimento pulverizado e 50 ml de HCl 0,1M em erlenmeyer tampado (manter a proporção 1g de sedimento para 25ml de HCl 0,1M), o qual foi agitado por 2 horas em mesa agitadora. Em seguida, filtrou-se com papel de filtro comum, transferindo-se para balões de 50 ml e finalmente para frascos de polietileno, devidamente lavados, e tampados, efetuando-se a detecção em espectrofotometria por absorção atômica. O resultado foi expresso em mg/Kg de sedimento seco.

4.7.3- Material biológico

O tecido muscular dos peixes consistiu em filés de músculo que, após a dissecação, foram colocados para secar em estufa à 38°C .

A metodologia utilizada seguiu os padrões determinados pelos métodos de determinação de metais em tecidos biológicos da EPA (1992), WATSON(op.cit.) e KRUG (op. cit.), com modificações quanto ao peso utilizado na digestão.

Para esta análise, 0,250g de tecido muscular seco e 50 ml de HNO_3 foram colocados em béqueres de 200ml. Após o início da digestão e a solubilização do tecido, adicionou-se aos poucos água oxigenada 120 V (outros oxidantes, como H_2SO_4 e HClO_4 podem ser utilizados também). Após a digestão completa, que caracteriza-se por uma solução límpida, esfriou-se a solução e

transferiu-se para balões de 50 ml, completando-se o volume. Este conteúdo foi então colocado em frascos de polietileno, devidamente lavados e tampados. Os resultados foram expressos em mg/Kg, após a detecção em espectrometria de absorção atômica.

5-MATERIAIS E MÉTODOS

Metodologia dos testes e bioensaios.

5.1- Homogeneidade dos organismos utilizados

Os organismos-teste, utilizados em todos os testes feitos no período de coleta, foram medidos e pesados, divididos em dois lotes: período seco e chuvoso. Os dados biométricos (comprimento total e padrão - da extremidade anterior à base da nadadeira caudal e peso, em gramas) foram obtidos colocando-se os peixes, individualmente, em placa de Petri e cobrindo-os com um vidro de relógio. Um papel milimetrado para a medição do peixe foi colocado exteriormente à placa. Posteriormente os peixes foram pesados em balança Micronal, Modelo B 3600, com a placa (com o peso tarado). O método mostrou-se preciso, e menos estressante para os organismos, uma vez que evita-se o contato manual e a leitura é mais rápida.

Com os dados obtidos, obteve-se uma curva relacionando comprimento e peso para se verificar a homogeneidade dos organismos a serem testados.

5.2- Testes de referência

Com o intuito de se verificar as condições dos organismos utilizados nos testes, foram realizados testes agudos (96 horas) com o dicromato de potássio, uma substância de referência. Para tanto, preparou-se uma água reconstituída (artificial), fez-se as soluções-teste com as devidas concentrações de Cromo (Controle, 10 mg/L, 25 mg/L, 50mg/L, 75 mg/L e 100 mg/L), observou-se os resultados em termos de mortalidade - CL50 - e comparou-se com os valores já obtidos no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos - CRHEA - USP. Segundo BUIKEMA et. al (1982) a escolha da água de diluição depende do objetivo do teste de toxicidade. Se o

objetivo é um teste de toxicidade, uma água limpa deve ser utilizada e se o objetivo for um bioensaio, a própria amostra ou o sistema ambiental receptor desta amostra deve ser utilizado como água de diluição.

A água reconstituída foi elaborada segundo CETESB (1992) e ABNT (1993):

Solução 1: Sulfato de Cálcio ($\text{Ca SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$).....	1,5 g
Água bideionizada ou destilada.....	1000 ml
Solução 2: Cloreto de Potássio (KCl).....	0,2 g
Bicarbonato de Sódio (NaHCO_3).....	4,8 g
Sulfato de Magnésio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	6,1 g
Água bideionizada ou destilada.....	1000 ml

Para cada mg de dureza a ser aumentada, adicionou-se 0,5 ml da solução 1 e 0,25 ml da solução 2, por litro de água a ser reconstituída.

A realização dos testes foi feita preparando-se diferentes concentrações de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, em recipientes contendo peixes homogêneos (em tamanho e peso), com duas réplicas, respeitando-se a proporção de 1g/L de água. Em cada recipiente foram colocados 6 organismos.

5.3- Bioensaios em laboratório

Os bioensaios em laboratório foram conduzidos nas quatro coletas, avaliando-se os efeitos agudos com amostras de água e sedimento. Os efeitos crônicos foram avaliados apenas na última coleta (março de 1999), período no qual obteve-se um lote de de ovos de *Danio rerio*, fornecidos pela Aquicultura Peixe Vivo.

5.3.1- Bioensaios com água

A água coletada em cada ponto foi distribuída em sacos plástico, com duas réplicas por ponto. O controle constituiu-se de sacos plásticos com apenas água reconstituída. Os sacos foram inseridos em recipientes (baldes) que permitiam que os os mesmos tivessem sustentação. Posteriormente, seis exemplares de *Danyo rerio* foram colocados em cada recipiente, sendo que

estes continham o mesmo número de organismos. A temperatura foi mantida em $24\pm 1^{\circ}\text{C}$, com foto-período de 12 horas. Os testes com água foram agudos, com duração de 96 horas, observando se a mortalidade.

O teste crônico com água foi realizado em cristalizadores contendo 500 ml de água. Foram utilizadas duas réplicas por ponto de coleta, colocando-se 10 larvas de *Danio rerio* por réplica. O controle constituiu-se de água de manutenção das larvas (água da Represa do Lobo). A duração do teste foi de 7 dias, trocando-se o volume de água à cada 48 horas, observando-se a mortalidade das larvas (IBAMA, 1990). As condições dos experimento foram as mesmas que as do teste anterior.

Em todos os experimentos foram avaliadas algumas variáveis como temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e dureza, as quais foram determinadas a cada 24 horas e utilizando o critério de <30%, não tóxico, 30%<mortalidade<50%, indícios de toxicidade e mortalidade >50%, tóxico (CETESB, 1992; ABNT, 1993).

5.3.2- Bioensaios com sedimento

Os bioensaios com sedimento seguiram a metodologia descrita em BURTON (1992) para o "fathead minnow", *Pimephales promelas*, com as modificações e adaptações apresentadas em MELETTI (1997), sendo realizados testes agudos (em todos os períodos de coleta) e crônicos (na última coleta). A proporção de sedimento:água foi de 1:4 para os testes agudos e crônicos, procurando-se manter também a proporção de 1g de peixe para 1L de água nos testes agudos (BURTON, 1995; IBAMA, op. cit.).

O bioensaio agudo foi realizado com *Danyo rerio*. No laboratório o sedimento foi pesado (num total de 500g) e colocado em sacos plástico e estes, por sua vez, inseridos em recipientes (baldes) que permitiam que os mesmos tivessem sustentação. Adicionou-se, em seguida, com cuidado, 2L de água reconstituída, deixando-se decantar por um período de 24 horas no mínimo e no máximo 48 horas antes de se realizar os testes (BURTON, op. cit.). O controle foi montado com apenas 2L de água reconstituída e com amostras de sedimento coletadas em 4 pontos da Represa do Lobo, para referência.

Para a montagem dos bioensaios, foram distribuídos 6 peixes em cada recipiente, duas réplicas por ponto, sendo que estes continham o mesmo número de organismos. A temperatura foi mantida em $24\pm 1^\circ\text{C}$, com foto-período de 12 horas. Os testes com sedimento foram agudos, com duração de 96 horas, com observação da mortalidade dos indivíduos.

Durante o período de realização dos testes agudos com sedimento, todas as réplicas foram aeradas continuamente, porém com moderação, pois testes anteriores mostraram que sem aeração, ocorria a redução nas concentrações de oxigênio e diminuição do pH, levando os peixes à morte.

Os bioensaios crônicos com sedimento foram realizados com *Danyo rerio* recém eclodidos (24 h), tendo uma duração de 7 dias. Em cristalizadores de 500ml, contendo 150 g de sedimento previamente pesado, foi adicionada a água reconstituída, sendo colocadas 10 larvas de peixes por réplica (duas por ponto). A água foi trocada à cada 24 horas, acompanhando-se alterações no comportamento dos peixes ou mortalidade.

Em todos os experimentos foram avaliadas variáveis como temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH, condutividade e dureza, as quais foram determinadas a cada 24 horas e utilizando-se o critério de mortalidade de <30%, não tóxico, 30%<mortalidade<50%, indícios de toxicidade e mortalidade >50%, tóxico (CETESB, 1992; ABNT, 1993).

5.4- Os bioensaios *in situ*

Os bioensaios *in situ* foram montados em julho e novembro de 1998, procurando-se integrar todas as informações obtidas a partir das variáveis físicas, químicas e biológicas, bem como dos testes de toxicidade desenvolvidos em laboratório.

A metodologia seguida foi a indicada por BURTON (1992), adaptada para os testes com peixes. Para os testes no ambiente foram utilizados frascos de polietileno, com telas nas laterais e em parte da superfície do frasco, de forma a permitir o fluxo de água e o contato com o sedimento, os quais foram inseridos dentro de gaiolas metálicas (gaiolas para pássaros). As gaiolas foram colocadas nos pontos a serem analisados, fixadas próximas ao sedimento, por meio de estacas de ferro de 2 metros de comprimento, para evitar o arraste do

experimento pelas macrófitas. Os experimentos foram desenvolvidos utilizando-se duas réplicas em cada estação de amostragem, sendo que em cada uma foi colocado um número de quatro organismos, procurando uma relação número de organismos por espaço, a mais próxima possível das normas técnicas (IBAMA, 1990). O tamanho das câmaras utilizadas impediu a inserção de um número maior de organismos, o que poderia levar a uma interpretação errônea devido a uma possível mortalidade causada por uma distribuição inadequada de espaço e não pelos efeitos ambientais. O controle foi mantido em laboratório, com água reconstituída, durante a execução do teste *in situ*.

A duração do experimento foi de 96 horas e durante o teste foi analisada a porcentagem de mortalidade dos peixes à cada 24 horas, utilizando-se o critério de <30%, não tóxico, 30%<mortalidade<50%, indícios de toxicidade e mortalidade >50%, tóxico, sendo também efetuadas as medidas das variáveis físicas e químicas (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura da água), utilizando-se o aparelho HORIBA, modelo U-10 (CETESB, 1992; ABNT, 1993).



FIGURA 7:
Montagem do
bioensaio *in situ*,
reservatório de
Salto Grande,
Americana (SP).

6- RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os reservatórios no Brasil são ecossistemas de grande importância econômica e ecológica, apresentando-se distribuídos em diferentes latitudes e bacias hidrográficas. O estado de São Paulo apresenta um número elevado de reservatórios, uma vez que a demanda de energia pelos complexos industriais e centros urbanos é elevada. Além disso, estes sistemas são utilizados para diversos fins, como abastecimento de água, irrigação, piscicultura, recreação e navegação. Como muitos outros corpos d'água, são utilizados também para recepção de descargas de despejos domésticos e industriais, nos grandes centros. Sendo assim, os reservatórios apresentam, ao longo do tempo, alterações nas características físicas, químicas e biológicas devido à eutrofização, aumento do material em suspensão e toxicidade (CALIJURI & TUNDISI, 1990).

As represas também apresentam características espaciais bem definidas, constituindo-se geralmente por uma sequência horizontal em que predominam zonas de rios, zonas de transição e zonas lacustres. A compartimentalização espacial e temporal em represas, como uma resposta aos efeitos das funções de forças naturais e artificiais, induz mecanismos específicos de distribuição de matéria orgânica particulada, além de peculiaridades no ciclo biogeoquímico como por exemplo, na ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo (TUNDISI, 1990).

As principais funções de forças em reservatórios são constituídas pelos fatores climatológicos como a precipitação e vento, a velocidade de vazão através da barragem e o tempo de retenção. A precipitação representa um forte pulso de entrada de nutrientes e material em suspensão e o vento é responsável pela entrada de energia capaz de promover uma homogeneização das características da coluna d'água. Quanto à vazão e o tempo de retenção,

estes são responsáveis pela acumulação de nutrientes inorgânicos e frequência dos florescimentos de algas (TUNDISI et al., 1991).

Ao se analisar as características limnológicas de um sistema aquático, é importante ter um embasamento sobre a contextualização deste no espaço e no tempo. O reservatório de Salto Grande sofre interferências antrópicas desde a década de 70, recebendo grande carga de dejetos industriais e urbanos que aumentam com o passar do tempo, consequência direta do crescimento urbano e instalação de novas indústrias, com alto potencial de impactação do meio. Desde os estudos na década de 70, diversos trabalhos acadêmicos tem associado as respostas biológicas, químicas e físicas obtidas, com a poluição (ROCHA, 1972; CARVALHO, 1975; SHIMIZU, 1978; ROMANINI, 1989).

6.1- Variáveis climatológicas e hidrológicas

Os dados de precipitação no reservatório de Salto Grande, Americana (SP), demonstram a distinção entre um período de menores índices de pluviosidade, entre os meses de abril a agosto de 1998 (0mm a 10mm), caracterizando um período seco, e maiores índices entre os meses de janeiro a março de 1998 (35mm a 65mm) e de setembro de 1998 a março de 1999 (15mm a 110mm), caracterizando o período chuvoso.

As maiores vazões ocorreram nos períodos chuvosos ($90\text{m}^3/\text{s}$) e as menores nos períodos secos ($10\text{m}^3/\text{s}$), mantendo uma relação inversa com os respectivos tempos de residência. A figura 8 demonstra os dados obtidos para estas variáveis.

6.2- Caracterização limnológica do reservatório de Salto Grande

6.2.1- Transparência da água e limite da zona eufótica

No reservatório de Salto Grande, a transparência da água atingiu valor máximo de 2,28m e o limite da zona eufótica de 6,84m (período seco) e mínimo de 0,15m para transparência da água e 0,45m para limite da zona eufótica (período chuvoso).

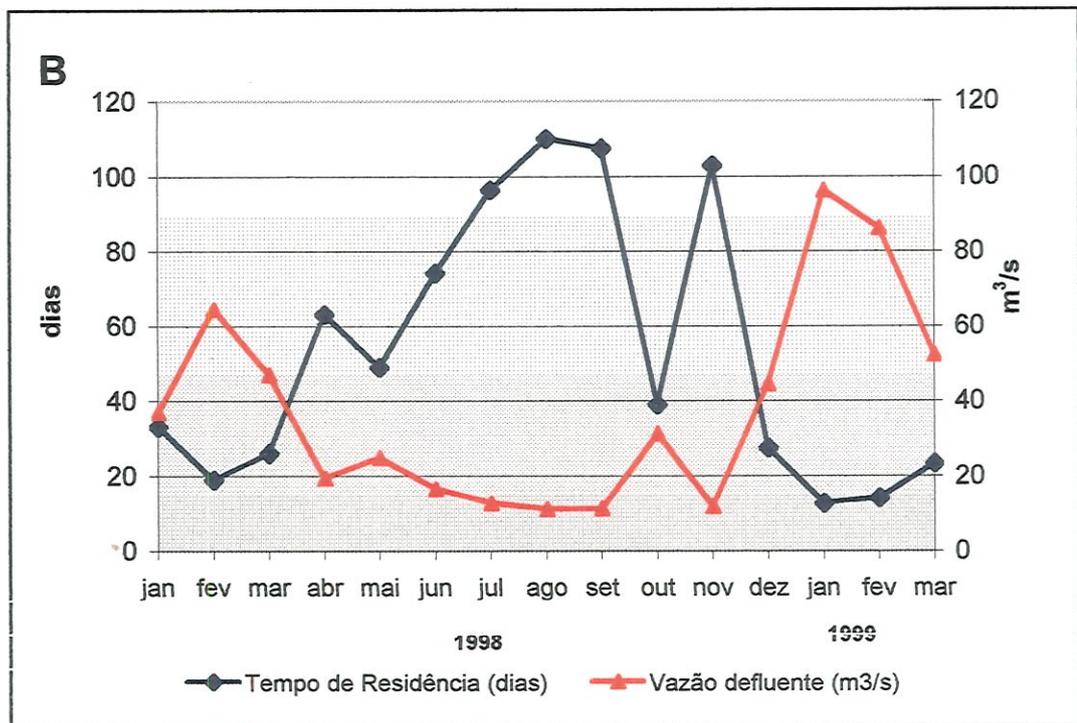
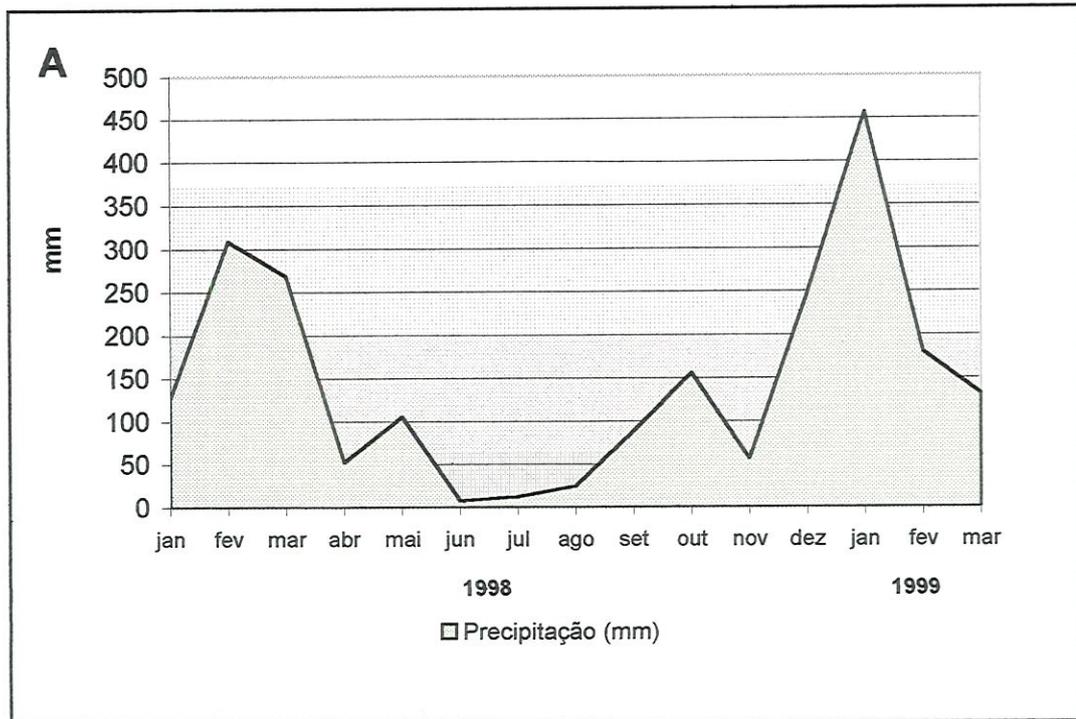


FIGURA 6: Precipitação (A) e tempo de residência e vazão defluente (B), no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Portanto, durante o período de coleta, houve uma redução da transparência da água do período seco ao período chuvoso. Quanto à variação espacial, a transparência aumentou no sentido rio – barragem no período seco e, no período chuvoso, não ocorreu variação significativa, embora próximo à barragem esta fosse um pouco maior que na entrada do reservatório. As profundidades mínimas de transparência da água durante o período chuvoso refletem a entrada de material pelo rio Atibaia (ponto 1), em novembro de 1998 e, em março de 1999 o elevado aporte de material particulado de origem alóctone para o reservatório, por toda sua extensão e também pelo rio Atibaia (a água por todo o reservatório apresentava-se extremamente turva). Os dados de Disco de Secchi e limite da zona eufótica estão apresentados na Tabela 3.

Os resultados obtidos por DEBERDT (1997) e LEITE (1998) relacionam a diminuição da transparência e a entrada de material particulado no sistema, principalmente no período chuvoso, quando obteve-se valores de disco de Secchi de 0,10m e valores para disco de Secchi de até 2,0m no período seco. Situação semelhante foi verificada por MINOTI (1999) em relação à visibilidade do Disco de Secchi (1,40m no período seco e 0,20m no período chuvoso). LEITE (op. cit) ressalta ainda que existe uma variação espacial e temporal em curtos períodos de tempo, com alterações rápidas do sistema, em termos de entrada de partículas, como conseqüência da ação dos ventos, deslocamento das florações algais e dos bancos de macrófitas, bem como do fluxo de material em suspensão do rio Atibaia.

6.2.2- Temperatura da água e oxigênio dissolvido

LEITE (op. cit.) observou que o reservatório de Salto Grande, Americana (SP) apresentava-se geralmente estratificado em um período sazonal, mas esta não era estável ao longo do tempo, com curto período de duração. MINOTI (op. cit.) constatou que este sistema apresentava isotermia, exceto para os meses de outubro e novembro de 1995. O mesmo autor encontrou também as maiores temperaturas no período chuvoso e as menores no período seco.

No presente trabalho as maiores temperaturas foram observadas em novembro de 1998 e março de 1999 (período chuvoso), com máximas de 26,5°C e 28,6°C, respectivamente. No período seco, as temperaturas atingiram valores máximos de 24,2 °C e 20,4 °C, nos meses de maio e julho de 1998, respectivamente (Tabela 3). As maiores temperaturas da água no período chuvoso poderiam estar associadas à entrada de material particulado, uma vez que as partículas de sólidos suspensos na água representam uma fonte de acumulação de calor, bem como à própria insolação elevada desta época (Tabela 3). Os dados completos dos perfis encontram-se nas Tabela de 1 a 4, em anexo.

Considerando-se a variação de 0,2 °C por metro, como característica para a determinação de um gradiente térmico formando uma termoclina, em ambientes tropicais (COCHE, 1974), verifica-se que ocorreu estratificação térmica em todo o período de coleta. No período seco, este gradiente foi maior que no período chuvoso, atingindo diferenças de até 2,3 °C por metro, enquanto que para o período chuvoso, a maior variação foi de 0,9 °C. No período chuvoso, ocorreu a formação de mais de uma termoclina na coluna d'água (novembro de 1998, no ponto 6 e em março de 1999, pontos 5 e 6), sendo que os dados podem ser observados na figura 9. Resultados semelhantes também foram observados por LEWIS (1973) ao estudar o comportamento térmico do Lago Lanao, nas Filipinas, sendo este fato atribuído à circulação diferencial das camadas de água, provocada pelos ventos. O vento no reservatório de Salto Grande, para os períodos em que ocorrem este tipo de estratificação, não é um fator predominantemente capaz de promover a circulação de água no sistema, mesmo no período seco, onde a velocidade é maior (FROELICH et. al, 1978 e MINOTI, 1999). No período chuvoso, a temperatura aumenta por toda a coluna d'água, não ocorrendo um resfriamento da superfície pelas chuvas, uma vez que as temperaturas permanecem elevadas. A diminuição da temperatura nas camadas inferiores pode representar um fluxo de água contínuo, provocado pela entrada do rio Atibaia, bem como pela vazão defluente do reservatório (elevada no período chuvoso), provocando movimentos de massas de água em determinadas camadas da coluna d'água.

Tabela 3: Valores mínimos e máximos das variáveis físicas e químicas das amostras de água do Reservatório de Salto Grande, Americana, SP. Disco de Secchi e Limite da zona eufótica - Z_{eu} (m) Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), Oxigênio dissolvido (mg/L) e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

Ponto 1	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	0,5 (1,5)	0,6 (1,8)	0,6 (1,8)	0,17 (0,51)
pH	6,61-6,95	6,69-6,82	6,59	5,57-6,34
Condutividade	121	315	265-275	116-117
Oxigênio dissolvido	6,01-6,36	9,4-9,6	2,99-3,27	6,97-7,11
Temperatura	21,3-21,4	18,0-18,2	25	24,1-24,2

Ponto 2	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	0,55 (1,65)	0,5 (1,5)	0,55 (1,65)	0,17 (0,51)
pH	6,51-6,57	6,37-6,42	6,52-6,55	5,56-5,65
Condutividade	109-110	308-314	202-262	118-119
Oxigênio dissolvido	2,3-2,73	9,01-9,27	1,20-1,22	6,5-6,7
Temperatura	21,6-22,2	18,6-19,3	25	24,3

Ponto 3	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	1,1 (3,3)	0,95 (2,85)	0,75 (2,25)	0,17 (0,51)
pH	6,29-7,97	6,36-6,7	6,74	6,76-8,88
Condutividade	90-101	250-275	235	107-110
Oxigênio dissolvido	0,35-15,29	5,28-8,45	4,13-4,52	0-4,58
Temperatura	20,6-23,8	17,7-20,2	24,5-24,6	24,3-25,5

Ponto 4	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	1,4 (4,2)	1,2 (3,6)	0,83 (2,49)	0,15 (0,45)
pH	7,05-7,78	6,4-6,64	6,64-6,68	5,24-8,64
Condutividade	84-92	249-253	239	98-103
Oxigênio dissolvido	3,01-15,42	9,1-9,26	2,85-3,02	2,15-3,3
Temperatura	21,2-24,2	18,2-19,2	24,2-24,3	24,2-25,2

Ponto 5	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	1,82 (5,46)	1,75 (5,25)	0,75 (2,25)	0,25 (0,75)
pH	6,14-7,35	6,31-6,53	6,32-7,71	7,22-8,96
Condutividade	85-87	214-230	152-224	103-111
Oxigênio dissolvido	0,38-15,37	6,19-8,64	2,77-9,26	0-5,3
Temperatura	20,8-24,2	18-20	24,3-25,8	24,5-27,2

Ponto 6	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
D. Secchi (Z_{eu})	2,28 (6,84)	1,8 (5,4)	0,65 (1,95)	0,25 (0,75)
pH	6,04-6,75	6,26-6,55	6,22-6,61	8,9-9,9
Condutividade	83-89	213-229	222-225	109-113
Oxigênio dissolvido	0,43-11,5	4,93-8,83	0,4-2,87	0,56-5,51
Temperatura	20,8-24	18-20,4	23,8-26,5	25,2-28,6

Ponto 7 (jusante)	Maio/1998	Julho/1998	Novembro/1998	Março/1999
pH	6,6	7,3	7,3	6,1
Condutividade	85	163	169	65
Oxigênio dissolvido	7,2	7,1	6,1	6,4
Temperatura	19,7-21,6	17,7-20,1	24,5	24,3

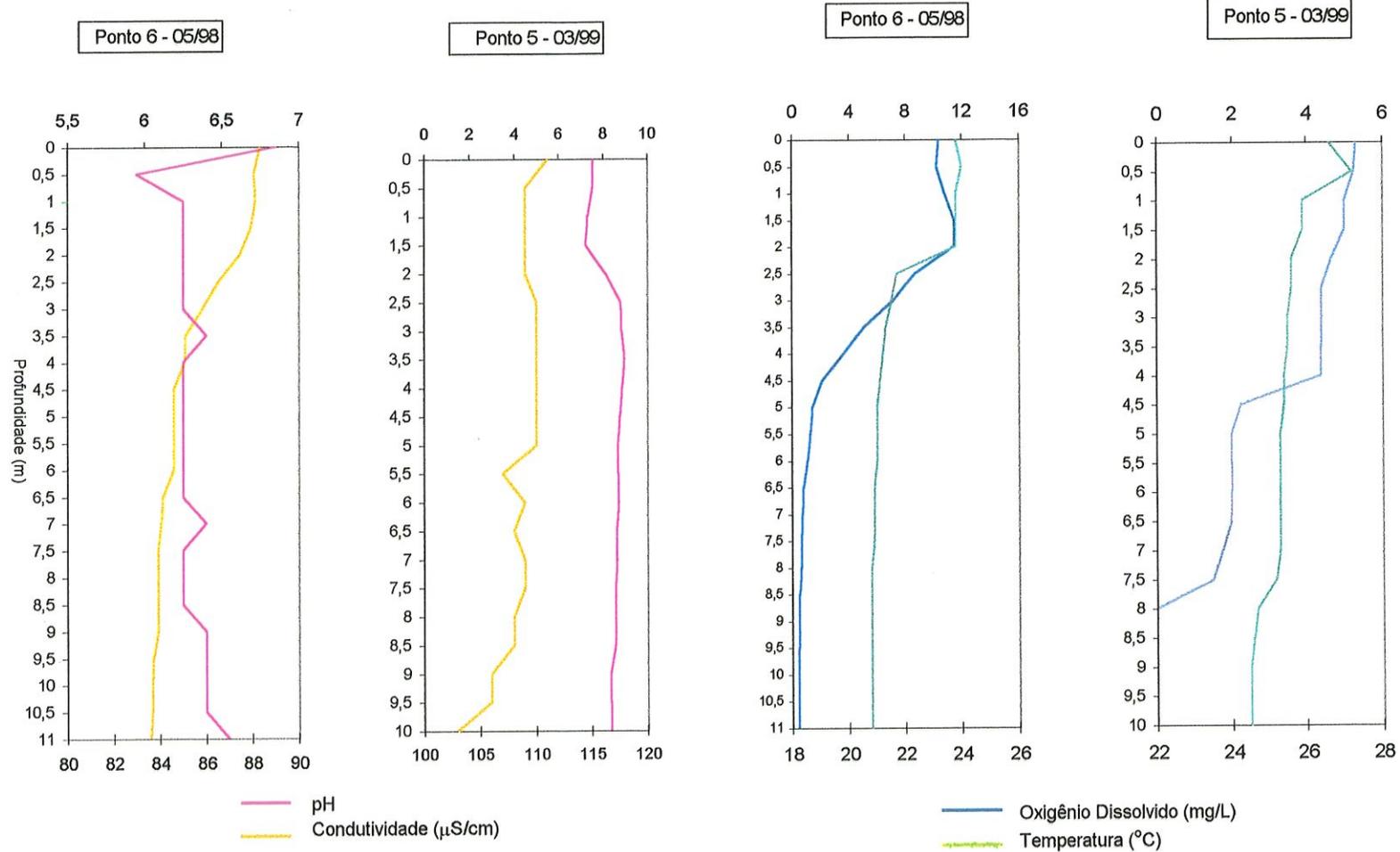


FIGURA 9: Exemplos de perfis de temperatura e oxigênio, e pH e condutividade, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Os estudos feitos por FROELICH et al. (op. cit.) no reservatório de Salto Grande para os regimes de temperatura e oxigênio, já demonstravam um comportamento polimítico, sem um padrão sazonal definido. ROLLA et al. (1990) encontraram padrão semelhante ao de Salto Grande, para o reservatório de Volta Grande, MG/SP, verificando-se estratificações térmicas na coluna d'água, sem padrões definidos, para quase todo o período de coleta, sendo que no período seco, ocorreu isoterмия apenas em junho. Os autores comentam ainda que este padrão é comum em sistemas tropicais. Apesar disso, os padrões térmicos são bastante variáveis entre os diversos sistemas aquáticos, pois há uma série de fatores que interferem neste processo. HENRY et al. (1997), por exemplo, observaram padrões diferentes para três lagos do Vale do Rio Doce, MG. Nestes lagos, ocorria estratificação no verão (período chuvoso) e padrões isotérmicos, com microestratificações no inverno (período seco). MATSUMURA-TUNDISI et al. (1981), ao estudarem 23 reservatórios do estado de São Paulo, encontraram diferentes padrões de estratificação térmica, distinguindo 3 tipos diferentes: ocorrência de duas termoclinas, uma no mês mais frio e outra no mês mais quente; ocorrência de apenas uma termoclina (no verão) e um padrão onde a termoclina não é tão evidente. Na Represa de Itabira, Minas Gerais, DABÉS et al. (1990) constataram que a coluna d'água apresentava-se termicamente estratificada nos meses de fevereiro e outubro, enquanto que em junho verificou-se isoterмия. A causa foi explicada pela circulação de água nos meses mais frios, igualmente encontrados em represas africanas e sul-americanas. Em termos do comportamento térmico, não foi verificada uma sazonalidade, com períodos de estratificação e isoterмия bem distintos para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

No que se refere ao oxigênio, constatou-se no presente trabalho, que o reservatório de Salto Grande, Americana (SP), possui um gradiente químico mais acentuado em maio de 1998 e, mais suave, em maiores profundidades, no mês de março de 1999, chegando até a anoxia próximo ao sedimento (figura 9). Os maiores teores de oxigênio dissolvido coincidiram com o período mais frio e seco e os menores com os períodos mais quentes e chuvosos. Os valores máximos e mínimos de cada período estão apresentados na Tabela 3. O período seco apresentou a maior concentração de oxigênio dissolvido, na

superfície da água, com valor de 15,4mg/L (ponto 4). No período chuvoso, a concentração máxima foi de 9,2mg/L (ponto 5), sendo que nas demais profundidades os valores, neste período, foram menores, ocorrendo anoxia em alguns pontos de coleta.

A entrada de material particulado no reservatório de Salto Grande, no período chuvoso, contribuiu com um maior aporte de material particulado inorgânico. Juntamente com a matéria orgânica, este material é processado, consumindo oxigênio e, em temperaturas elevadas, este processo é mais acentuado. Se houver a formação de um gradiente acentuado de oxigênio, poderá ocorrer anoxia ou quase anoxia no hipolímnio, uma vez que no sedimento a atividade microbiana e o metabolismo de organismos bentônicos é elevada, ocorrendo maior consumo de oxigênio. Se este não for suprido pela circulação de água no sistema, a tendência é ocorrer anoxia (GOLTERMAN, 1975; ESTEVES, 1988, WETZEL, 1993). Além disso, a ressuspensão do sedimento em momentos de maior turbulência do sistema (circulação completa) pode liberar nutrientes que serão incorporados pelos organismos e matéria orgânica que poderá sofrer decomposição. A ocorrência de baixas concentrações de oxigênio ou até mesmo a anoxia, foi verificada na maioria dos pontos de coleta em todo o período de estudo. No período seco, as menores temperaturas propiciaram a dissolução do oxigênio no ambiente aquático. Além disso, a transparência da água era maior, possibilitando maior disponibilidade luminosa para o fitoplâncton e, com isso, tende-se a aumentar a produção primária, evidenciando-se as altas concentrações de oxigênio na superfície. Foi constatado também que a redução das concentrações de oxigênio coincidia, na maioria dos casos, com a formação de uma termoclina. Tal fato ocorre pela diferença de densidade da água, isolando quimicamente o epilímnio do hipolímnio e, uma vez que os processos metabólicos consomem oxigênio no epilímnio, este tende a diminuir. FROEHLICH et al (1978) verificaram termoclinas em poucas ocasiões no reservatório de Salto Grande, com os perfis de oxigênio acompanhando o da temperatura. LEITE (1998) observou que as baixas concentrações de oxigênio estavam associadas ao material sedimentado no reservatório, os quais estavam sujeitos aos processos de decomposição.

6.2.3- Condutividade e pH

As variações encontradas para os valores de pH e condutividade no reservatório de Salto Grande, Americana (SP) também encontram-se na Tabela 3. Nos meses de maio a novembro de 1998, o pH esteve entre 6,04 e 7,71. No período de maior precipitação (março de 1999) os valores de pH foram mais elevados e a maior amplitude, com variação entre 5,2 e 9,9. Em março de 1999, o pH foi mais alto na superfície, exceto no ponto 6. Nos demais meses, os valores foram mais homogêneos. Alguns exemplos de perfis, constam na figura 9

Os resultados obtidos podem ser analisados através de diversos fatores, como por exemplo a fotoinibição fotossintética. Os processos fotossintéticos no período seco podem ter sofrido fotoinibição, favorecendo um equilíbrio entre fotossíntese e utilização do CO₂ do sistema, diminuindo a assimilação deste e favorecendo a formação de ácido carbônico. A fotoinibição já foi constatada para este reservatório por DEBERDT (1998) e MINOTI (1999). Além disso, o tempo de residência do reservatório é elevado e a circulação de água é reduzida, favorecendo uma intensificação de processos que favorecem a liberação de íons H⁺, como a decomposição. Organismos heterotróficos (animais aquáticos e bactérias) também exercem influência significativa no pH, uma vez que processos de decomposição e respiração tem como consequência a liberação de CO₂, resultando na formação de ácido carbônico e íons hidrogênio. Segundo ESTEVES (1988), processos metabólicos como, por exemplo, a oxidação biológica, troca catiônica e hidrólise de cátions, podem liberar íons H⁺ e diminuir o pH da água.

No período chuvoso, embora a produção primária seja menor que no período seco, o maior fluxo de água no reservatório de Salto Grande contribuiu para a diminuição de compostos que poderiam diminuir o pH, resultantes de diversos processos metabólicos do sistema. Com isso, ocorre a elevação de pH. (GOLTERMAN, 1975 e WETZEL, 1993).

Quanto a condutividade, observou-se que os maiores valores ocorreram no período seco (julho de 1998), com 308µS/cm. O mês de novembro apresentou valores próximos ao mês de julho mas, em março de 1999, onde

ocorreram maiores precipitações, os valores foram os menores obtidos em todo o período de coleta, com variação entre $65\mu\text{S}/\text{cm}$ e $119\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os dados de condutividade em Salto Grande, demonstram um sistema homogêneo para cada mês de coleta, em todo o período amostrado. No período chuvoso, como ocorre um aumento no volume de água que atinge o reservatório, verifica-se um efeito de diluição no sistema, fazendo com que os valores de condutividade sejam menores em relação ao período seco, onde este efeito não é observado. Embora muitos processos metabólicos ocorram em taxas geralmente maiores no período chuvoso, o fluxo de água pelas turbinas é elevado, causando a saída de compostos químicos (íons e moléculas) que, se permanecessem no interior do reservatório, levariam à um aumento da condutividade.

Ambientes oligo-mesotróficos, como a Represa do Lobo, apresentam valores de condutividade da ordem de $7\mu\text{S}/\text{cm}$ a $12\mu\text{S}/\text{cm}$, dependendo da sazonalidade. TUNDISI et al. (1997), ao estudarem a limnologia de 15 lagos do Vale do Rio Doce, MG, determinaram valores de condutividade entre 24,3 e $82,8\mu\text{S}/\text{cm}$. Já os ambientes com alto grau de trofia, apresentam valores bem mais elevados, como é o caso de Barra Bonita, com valores de $140,0\mu\text{S}/\text{cm}$ a $260,0\mu\text{S}/\text{cm}$ (CALIJURI & TUNDISI, 1990; BRONDI, 1994; ESPÍNDOLA, 1994 e RIETZLER, 1994). A alta condutividade reflete ainda a influência das atividades agrícolas nas margens, assoreamento, emissões de fontes poluidoras (entrada de efluentes industriais e municipais) e de outras partes e processos do sistema que elevam as concentrações de íons, aumentando a condutividade.

6.2.4- Clorofila a

As concentrações de clorofila a no reservatório de Salto Grande, Americana (SP), apresentaram significativas variações temporalmente. No período seco, as concentrações ficaram entre $13,9\mu\text{g}/\text{L}$ e $67,2\mu\text{g}/\text{L}$. No período chuvoso, obteve-se uma variação entre $1,9\mu\text{g}/\text{L}$ e $127,6\mu\text{g}/\text{L}$ (figura 10).

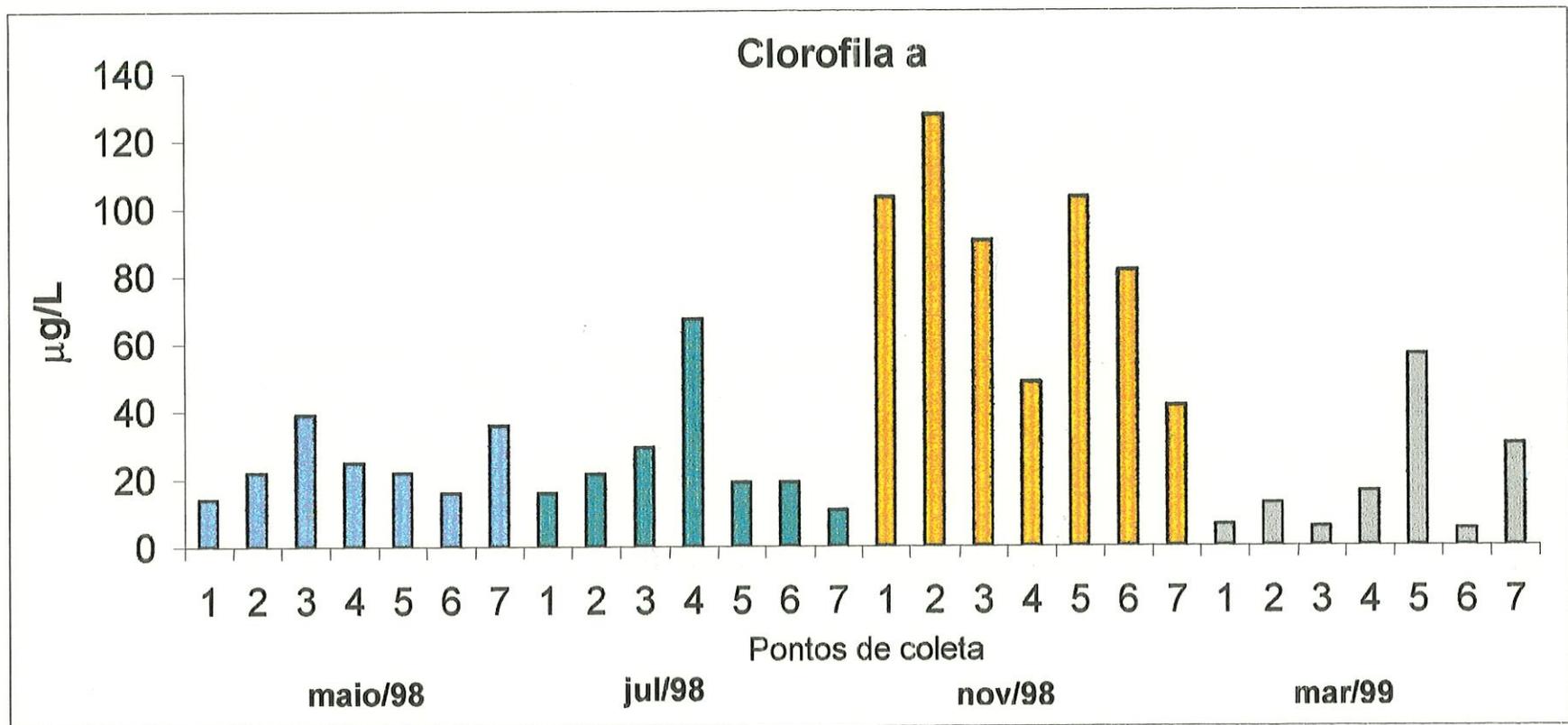


FIGURA 10: Concentrações de Clorofila a, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.

O mês de novembro de 1998 apresentou as maiores concentrações no período de coleta. Neste mês ocorreu o aumento da temperatura, bem como as maiores medidas de visibilidade do disco de Secchi. Estes fatores podem ter contribuído para a maior presença de pigmentos fotossintéticos, uma vez que o florescimento de algas foi maior. Exceto para novembro de 1998, os maiores valores foram obtidos entre os pontos 3 e 5, correspondendo às áreas mais abertas do reservatório, que recebem maior quantidade de luz.

As menores concentrações ocorreram em março de 1999. Neste período, a entrada de material particulado carregado pelas chuvas contribuiu para uma diminuição da produção, indicada pela concentração de clorofila *a*. Este fato foi observado por BRONDI (op. cit.), no reservatório de Barra Bonita e por DEBERDT (1997), no reservatório de Salto Grande, onde a produção primária do sistema, em 1995, variou de 200,11mgC/m²/h (no período seco), a 44,0mgC/m²/h (no período chuvoso) em uma estação de amostragem próxima à barragem (correspondente ao ponto 6, no presente trabalho), demonstrando influência direta da entrada do material trazido pelo carreamento provocado pelas chuvas.

De forma geral, as concentrações de clorofila *a* para o reservatório de Salto Grande são bastante elevadas evidenciando-se a contribuição significativa de organismos fitoplanctônicos, quando comparadas com as concentrações obtidas para o reservatório de Barra Bonita, um sistema eutrófico, (CALIJURI & TUNDISI, 1990) e em relação aos lagos localizados na região do Vale do Rio Doce, lagos oligotróficos, cujas concentrações variaram entre 0,71µg/L e 45,05µg/L, predominando as concentrações mais baixas. ARCIFA et. al. (1981) determinaram concentrações de clorofila *a* de até 113,8µg/L no reservatório de Salto Grande, correspondendo à zona eufótica, demonstrando um sistema já eutrofizado em décadas anteriores.

6.2.5- Nutrientes

6.2.5.1- Formas Nitrogenadas

As maiores concentrações de nitrogênio orgânico total foram obtidas para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP), no período chuvoso, variando de 3,01mg/L a 33,78mg/L. No período seco, as concentrações estiveram entre 0,80mg/L e 8,34mg/L, sendo que em março de 1999, para todos os pontos do reservatório, ocorreram valores elevados (concentrações acima de 17,15mg/L), conforme mostra a figura 11.

A figura 12 apresenta as variações espacial e temporal das formas nitrogenadas. O íon amônio apresentou concentrações mais elevadas que as demais formas nitrogenadas nos pontos 1 e 2 para todo o período de coleta e também nos pontos 3 e 4, em julho de 1998. As concentrações mais elevadas para o período seco variaram entre 1160,4µg/L e 1888,3µg/L, principalmente nos pontos 1 e 2, e as menores concentrações ficaram entre 15,31µg/L e 576,83µg/L, entre os pontos 3 e 7. No período chuvoso ocorreram as maiores concentrações no mês de novembro de 1998 nos pontos 1 e 2, com concentrações de 1553,4µg/L e 1109,5µg/L, respectivamente. Para os demais pontos (neste mês e em março de 1999), a variação ficou entre 47,05µg/L e 391,58µg/L. As menores concentrações obtidas, em média, ocorreram em março de 1999 e as maiores em julho de 1998.

Quanto ao nitrito, as maiores concentrações no reservatório de Salto Grande ocorreram em maio, com valores de até 580,46µg/L, e em novembro de 1998, com valores de até 469,06µg/L. No mês de julho, as concentrações foram intermediárias destas. As menores concentrações foram obtidas em março de 1999, variando entre 16,71µg/L e 116,57µg/L.

Para o nitrato, o mês que apresentou as maiores concentrações foi julho de 1998, com variação entre 808,35µg/L e 936,22µg/L. Em maio e novembro de 1998, as concentrações ficaram entre 418,9µg/L e 924,67µg/L. As menores concentrações ocorreram em março de 1999, com variação entre 315,16µg/L e 425,8µg/L.

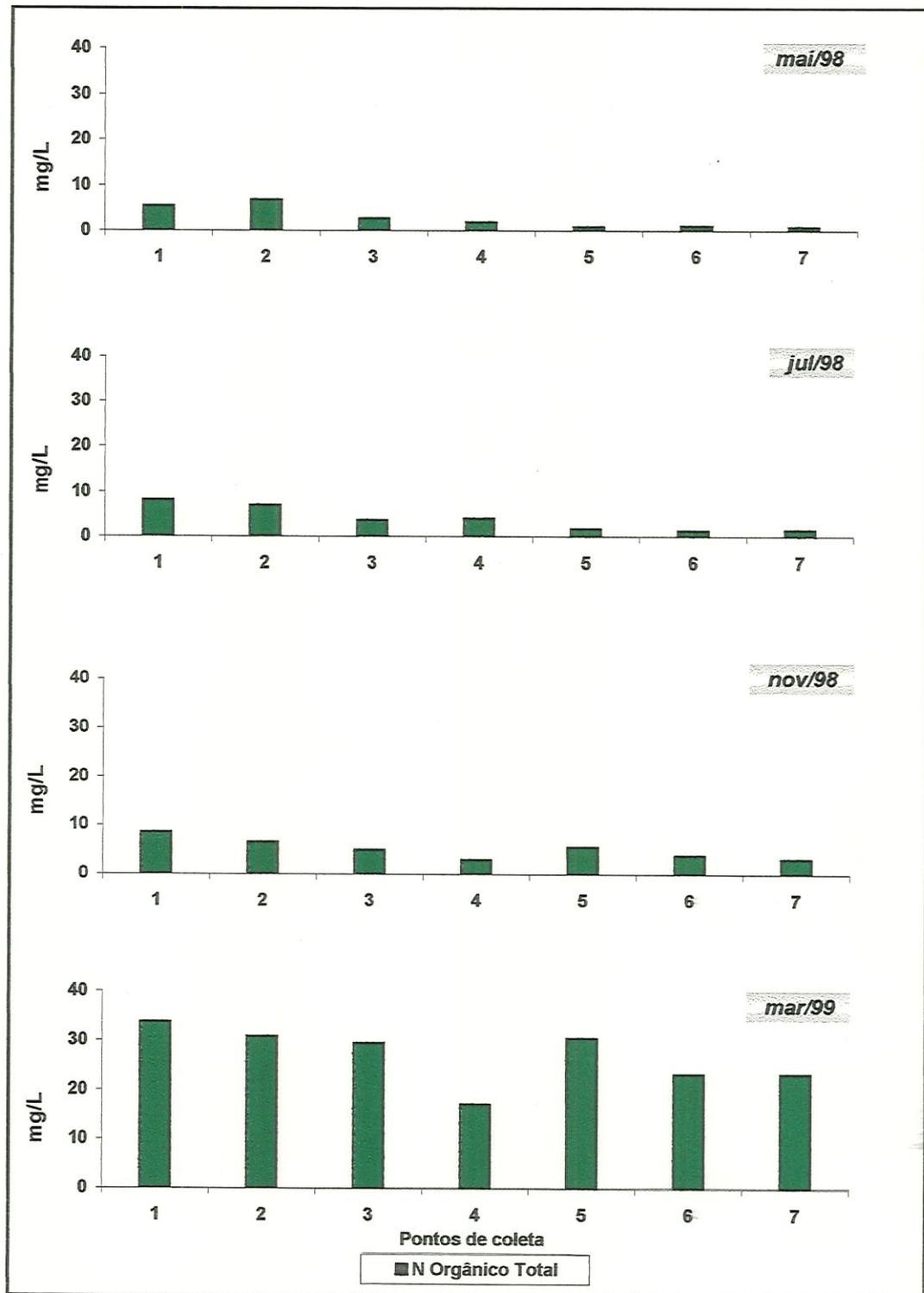


FIGURA 11: Concentrações de nitrogênio orgânico total, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.

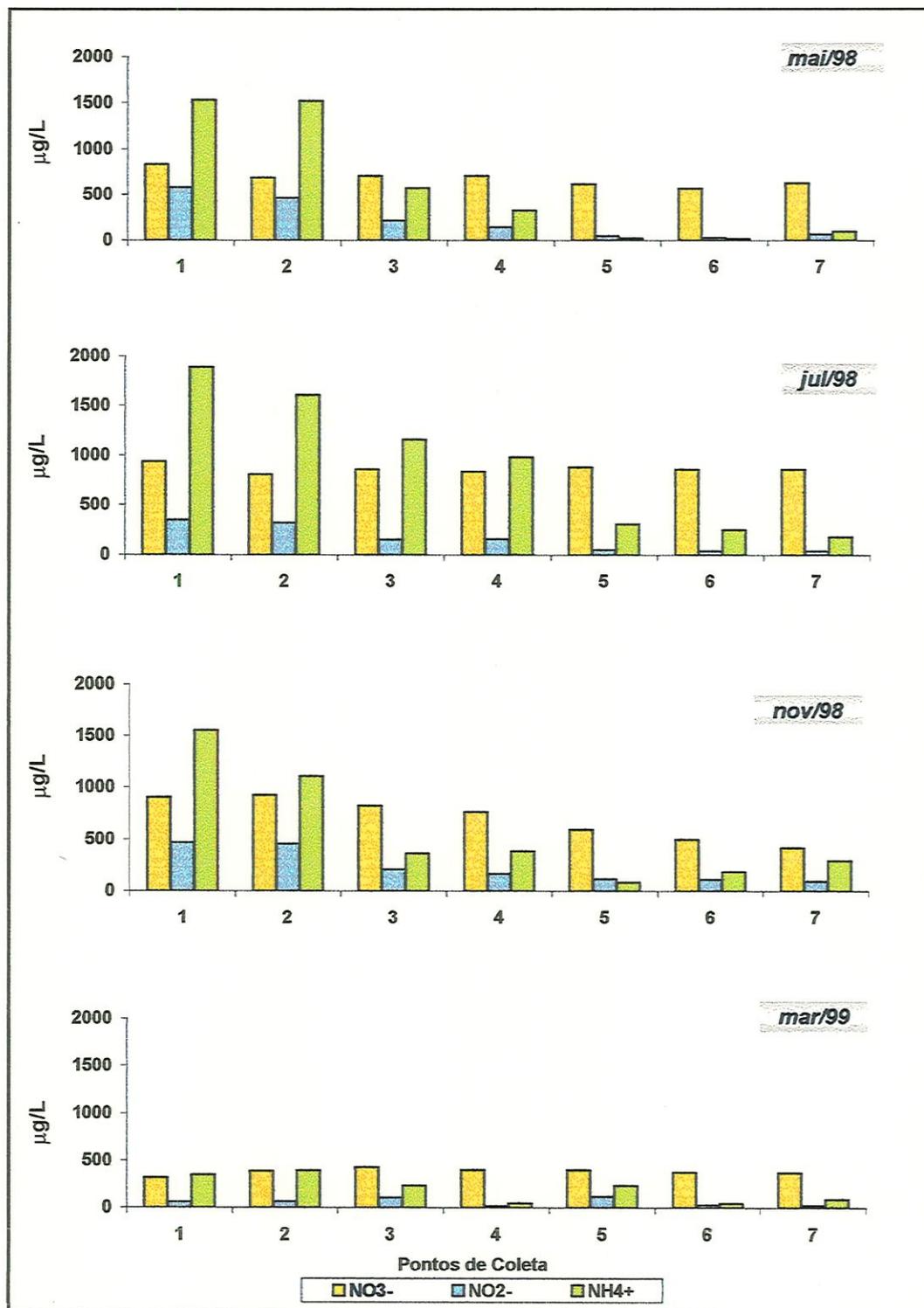


FIGURA 12: Concentrações das formas nitrogenadas, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.

O nitrogênio orgânico total corresponde aos componentes de substâncias protéicas (aminoácidos, ácidos nucleicos e uréia) e produtos de sua transformação bioquímica (ácidos húmicos e ácidos fúlvicos), sendo formado principalmente pelas bactérias e pelo fitoplâncton e ciclado na cadeia trófica, refletindo as flutuações da comunidade biológica. Observa-se que no período chuvoso as concentrações foram altas, em março de 1999, se comparadas com os demais períodos, o que reflete a grande entrada de material particulado para o sistema. Ao ser processado, esse material gera como subprodutos ácidos húmicos e fúlvicos e, ao impedir a penetração de luz, diminui a disponibilidade de alimento aos organismos, os quais conseqüentemente morrem, colaborando para o aumento das concentrações de nitrogênio orgânico (GOLTERMAN, 1975 e WETZEL, 1993).

O nitrito, que representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato, apresentou maiores concentrações nos pontos 1 e 2, no período seco e em novembro de 1998. Com exceção dos pontos 1 e 2, a forma oxidada (o nitrato) predominou sobre as demais formas nitrogenadas. Em ambientes naturais, o nitrato é encontrado nas concentrações entre 100µg/L e 1000µg/L (MEYBECK et al., 1991; CHAPMAN, 1992). Níveis maiores que 100µg/L indicam forte poluição por despejos municipais e industriais, tais como aterros, locais de despejos de resíduos e fertilizantes

O íon amônio, importante para os organismos produtores pela sua absorção energeticamente mais viável, forma-se através da transformação de amônia, em pH próximo à neutralidade, durante os processos de decomposição. O reservatório de Salto Grande, por apresentar uma elevada entrada de matéria orgânica e baixas concentrações de oxigênio dissolvido no ponto 1, favorece esta transformação. Por outro lado, no corpo central do reservatório, a concentração de oxigênio é maior, favorecendo o aparecimento da forma oxidada (processo de nitrificação), onde ocorre a conversão do íon amônio em nitrato por fungos, bactérias e organismos autotróficos. As altas concentrações de nitrato nestas regiões demonstram uma oxidação de grandes quantidades de compostos orgânicos, ou seja, é um indicativo de poluição orgânica (CHAPMAN, 1992 e WETZEL, 1993).

No período chuvoso, as concentrações das formas nitrogenadas apresentaram-se bastante reduzidas, ocorrendo um efeito de diluição devido a entrada de água pelas chuvas no sistema. Por outro lado, as concentrações mais reduzidas encontradas em março de 1999, podem refletir uma transformação do íon amônio em amônia, pois o pH de alguns pontos apresentava-se próximo à 9,0. Esta amônia livre e gasosa pode ser tóxica aos peixes (ALABASTER & LLOYD, 1982).

O nitrito é encontrado em pequenas concentrações, cujos valores em ambientes naturais estão em torno de $2\mu\text{g/L}$ e raramente são maiores que $1000\mu\text{g/L}$ (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Altas concentrações indicam uma qualidade microbiológica insatisfatória da água (CHAPMAN, op. cit). Em condições anaeróbias, esta concentração é bem mais elevada, sendo que fontes poluidoras, como indústrias, também podem colaborar para este incremento. Estes agentes podem ser a causa das grandes concentrações encontradas no reservatório de Salto Grande.

LEITE (1997) também encontrou valores elevados de nitrogênio orgânico total para este reservatório. Considerando vazões acumuladas diárias, a carga calculada foi de $22,61\text{ton/dia}$ em agosto de 1996 (seco) e de $14,01\text{ton/dia}$ em fevereiro de 1997 (chuvoso). No reservatório da Pampulha, a carga diária calculada por BARBOSA et. al (1998) foi de $454,0\text{Kg/dia}$ no período chuvoso e $405,8\text{Kg/dia}$ no período seco. Em termos deposicionais, LEITE (op. cit.) encontrou valores elevados de sedimentação de nitrogênio, superiores à lagos oligotróficos, como a Represa do Lobo e eutróficos, como Barra Bonita. MINOTI (1999) e DEBERDT (1998) encontraram concentrações médias de nitrogênio orgânico total de $9,83\text{mg/L}$. Para nitrato a concentração máxima foi de $1101,15\mu\text{g/L}$, de nitrito $78,96\mu\text{g/L}$ e para o íon amônio $439,85\mu\text{g/L}$. BITAR (1998) obteve uma concentração média de nitrito de $220\mu\text{g/L}$ para o período chuvoso e de $244,14\mu\text{g/L}$ para o período seco. O mesmo autor concluiu ainda que 3,9% é utilizado nos processos de fixação. ARCIFA et. al. (1981) encontrou concentrações de $87,20\mu\text{g/L}$ e $32,05\mu\text{g/L}$ para nitrato e nitrito, respectivamente. Através de uma análise comparativa temporal, verifica-se um crescente aumento das formas nitrogenadas no sistema.

Para um reservatório oligotrófico, MELÃO (1997) encontrou valores médios de nitrato da ordem de $12,0\mu\text{g/L}$, nitrito de $0,3\mu\text{g/L}$, amônio de $50\mu\text{g/L}$. As concentrações médias obtidas por MAGRIN (1993) no reservatório da UHE de Samuel (AM) para nitrito foram de $1,6\mu\text{g/L}$, nitrato de $6\mu\text{g/L}$ e amônio de $500\mu\text{g/L}$. TALAMONI (1995) determinou para uma lagoa oligotrófica concentrações médias de $6,0\mu\text{g/L}$ de nitrato e $0,50\mu\text{g/L}$ de nitrito (Lagoa Dourada, SP). Para uma lagoa eutrófica (Lagoa Pedreira), as concentrações médias foram de $680\mu\text{g/L}$ para nitrato e $5,0\mu\text{g/L}$ para nitrito e $150,0\mu\text{g/L}$ para o amônio. TUNDISI et. al. (1997), obtiveram concentrações entre $27\mu\text{g/L}$ e $1,50\mu\text{g/L}$ para nitrito, $0,83\mu\text{g/L}$ e $30,56\mu\text{g/L}$ para nitrato e $17,71\mu\text{g/L}$ e $305,02\mu\text{g/L}$ para amônio, em 15 lagos estudados no Vale do Rio Doce (MG), os quais praticamente não sofrem interferências antrópicas. TUNDISI et al. (1991) encontraram concentrações de nitrito, nitrato e amônio nos reservatórios de Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão e Nova Avanhandava, com variações de $1,51\mu\text{g/L}$ a $6,64\mu\text{g/L}$ para nitrito, de $278,0\mu\text{g/L}$ a $625\mu\text{g/L}$ para nitrato e de $1,30\mu\text{g/L}$ a $90,87\mu\text{g/L}$ para amônio.

Comparando-se os dados, verifica-se que as concentrações das formas nitrogenadas são elevadas para o reservatório de Salto Grande, caracterizando um sistema com alto grau de eutrofização, o que ocorre devido a impactação de implementos agrícolas (fontes de nitrogênio), lixiviação do solo decorrente da perda da cobertura vegetal, queimadas das lavouras de cana-de-açúcar e despejos de esgotos.

6.2.5.2- Formas Fosfatadas

A figura 13 apresenta as variações espacial e temporal das formas fosfatadas e do fósforo total, para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Para o fósforo total, as concentrações para os pontos 1 e 2 foram sempre as mais altas em todo o período de coleta, com valores entre $169,92\mu\text{g/L}$ e $313,66\mu\text{g/L}$. Nos meses de maio, julho e novembro de 1998, nos demais pontos do reservatório, as concentrações diminuíram significativamente em relação aos pontos 1 e 2, com concentrações entre $29,16\mu\text{g/L}$ e $101,79\mu\text{g/L}$.

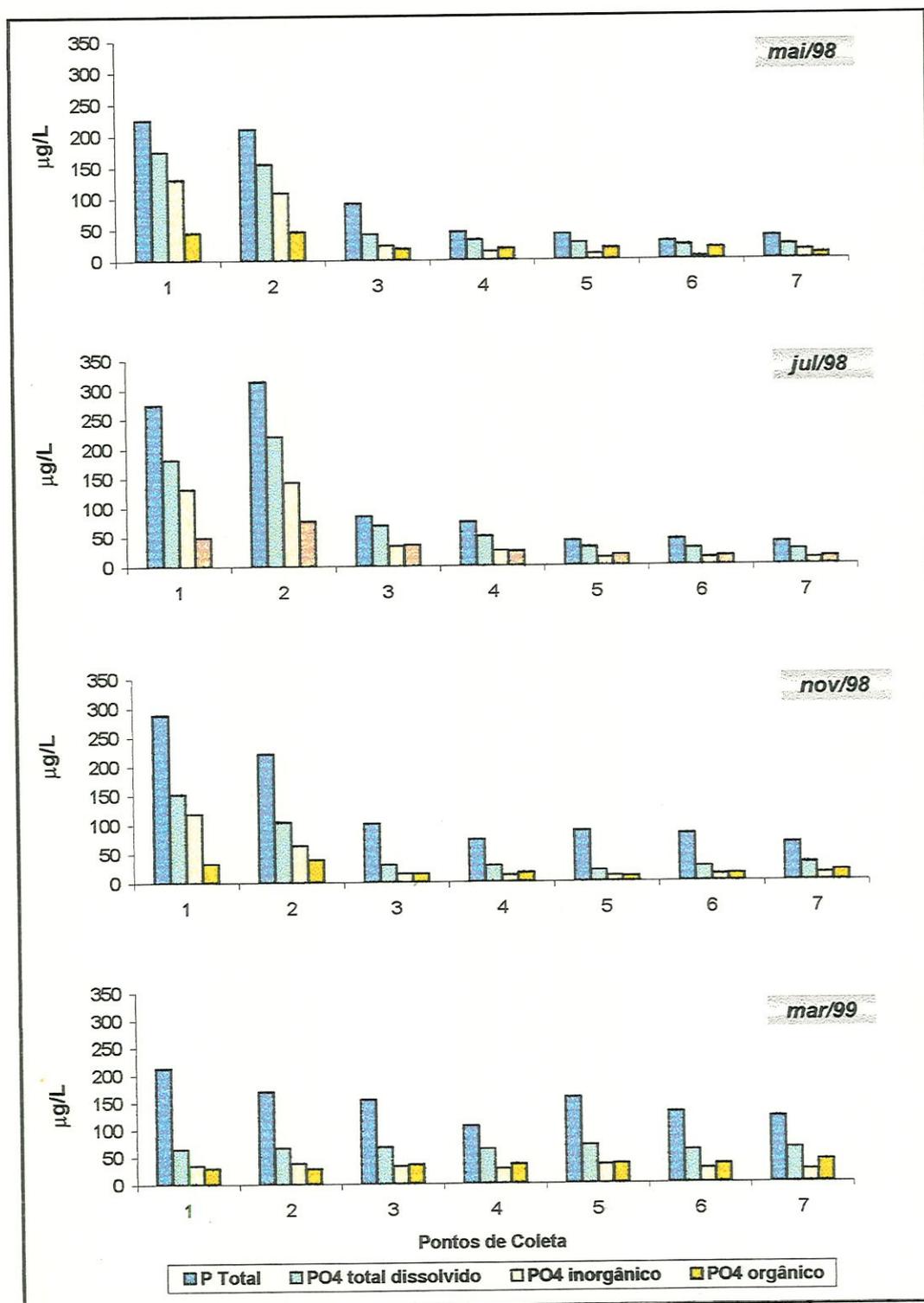


FIGURA13: Concentrações de fósforo total e das formas fosfatadas, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.

Em março de 1999, do ponto 3 ao ponto 7, as concentrações foram similares, variando de 105,82µg/L a 157,83µg/L.

O fosfato total dissolvido representou de 21% a 80% do fosfato total, predominando porcentagens acima de 50%. As maiores concentrações foram obtidas nos pontos 1 e 2, com os maiores valores em julho de 1998 e os menores valores em março de 1999, sendo que as concentrações nestes pontos variaram de 34,68µg/L a 144,04µg/L. Nos demais pontos, as concentrações foram mais baixas, oscilando entre 59,93µg/L e 70,37µg/L.

Do fosfato total dissolvido, a forma inorgânica representou a fração principal nos pontos 1 e 2. No período seco, a variação ficou entre 108,4µg/L e 144,04µg/L. No período chuvoso (novembro de 1998) as concentrações foram de 119,06µg/L e 64,58µg/L, nos pontos 1 e 2, respectivamente. Em março de 1999, as concentrações foram de 34,68µg/L e 38,32µg/L nestes mesmos pontos. Do ponto 3 ao 6, no período seco, as concentrações variaram entre 4,52µg/L e 34,40µg/L. No período chuvoso, a variação das concentrações foi de 9,94µg/L a 33,92µg/L.

No período seco, as maiores concentrações de fosfato orgânico dissolvido também foram obtidas nos pontos 1 e 2, com variação entre 44,79µg/L e 77,13µg/L. Nos demais pontos a variação foi de 8,72µg/L a 35,97µg/L, enquanto que no período chuvoso (novembro de 1998) foram encontradas as maiores concentrações nos pontos 1 e 2, com 37µg/L em média. Nos demais pontos a variação foi de 9,57µg/L a 17,77µg/L. Em março de 1999, ocorreu o inverso, observando-se as maiores concentrações entre os pontos 3 e 7 (com média de 36µg/L) e as menores nos pontos 1 e 2, com 28,7µg/L (em média).

As concentrações de fósforo total foram sempre mais elevadas nos pontos de entrada do reservatório, refletindo a descarga de efluentes, principalmente municipais, que podem ser fonte desse elemento através dos esgotos, bem como de detergentes (CHAPMAN, 1992; LAWS, 1992). Insumos agrícolas também podem ter contribuído para o aporte de fósforo, tendo em vista a área agrícola na margem direita do reservatório, não devendo ser também descartada a entrada de fósforo atmosférico através de partículas emitidas pelas indústrias, pois a região em questão é altamente industrializada.

Segundo GOLTERMAN (1975) e ESTEVES (1988) estas são as principais fontes artificiais de fósforo no sistema aquático.

Nos demais pontos do reservatório foram verificadas concentrações de fósforo total mais reduzidas, provavelmente em função da presença de uma área alagada intensamente colonizada por macrófitas, podendo assim ter contribuído para a retenção de fósforo. Após o segundo ponto de coleta, a concentração de fósforo é reduzida entre 10% (março de 1999) e 72,8% (demais meses de coleta), mas mesmo assim, as concentrações permanecem em níveis elevados, representando fortes influências das atividades ao redor do reservatório.

As concentrações de fosfato total dissolvido foram elevadas em todos os pontos amostrados, tendo em vista que as concentrações em ambientes naturais variam entre $5\mu\text{g/L}$ e $20\mu\text{g/L}$ (CHAPMAN, op. cit). O fosfato dissolvido inorgânico tem suas concentrações reduzidas nos ambientes aquáticos por seu próprio comportamento químico, mas principalmente porquê são utilizados rapidamente pelos organismos produtores. Como mencionado, existem bancos de macrófitas e intenso florescimento algal neste reservatório, verificando-se que as concentrações de fósforo total dissolvido diminuem drasticamente após o ponto 2, comprovando este fato. Mesmo com essa diminuição, os valores ainda são altos quando comparados com ambientes menos impactados.

Para o reservatório de Salto Grande, LEITE (1998) encontrou concentrações de fósforo menores no período seco e maiores no chuvoso, com concentrações entre $100\mu\text{g/L}$ e $354,0\mu\text{g/L}$, respectivamente. ARCIFA et. al. (1981) observaram concentração de $192,65\mu\text{g/L}$. Em reservatórios oligotróficos, MELÃO (1997) determinou concentrações médias de fósforo total de $13,9\mu\text{g/L}$. No reservatório da UHE de Samuel, MAGRIN (1993), detectou concentrações de até $222,23\mu\text{g/L}$, sendo que este reservatório estava na fase de enchimento, período no qual os processos de decomposição da biomassa afogada são elevados. Resultados obtidos por TALAMONI (1995), para a Lagoa Pedreira apresentaram valores de $27,5\mu\text{g/L}$ e para a Lagoa Dourada, $11,1\mu\text{g/L}$, demonstrando diferenças entre sistemas eutróficos e oligotrófico, respectivamente.

Para o fosfato dissolvido orgânico e inorgânico, LEITE (op. cit.) encontrou concentrações de 150 $\mu\text{g/L}$ e 50 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Para as respectivas formas de fósforo, DEBERDT (1998) detectou concentrações de 4,19 $\mu\text{g/L}$ e 12,71 $\mu\text{g/L}$, enquanto MINOTI (1999) encontrou, em média, concentrações de 18,21 $\mu\text{g/L}$ e 10,42 $\mu\text{g/L}$ para o fosfato orgânico e inorgânico. ARCIFA et. al. (op. cit) encontraram concentrações de 46,22 $\mu\text{g/L}$ para o fosfato dissolvido inorgânico. Em reservatórios que sofrem menor impactação antrópica, MELÃO (op. cit.) encontrou concentrações médias de fosfato dissolvido orgânico e inorgânico de 6 $\mu\text{g/L}$ e 0,8 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. As concentrações obtidas por MAGRIN (op. cit.) para estas formas foram de até 20 $\mu\text{g/L}$ e 30 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. TALAMONI (op. cit) encontrou concentrações de 2 $\mu\text{g/L}$ e 1,58 $\mu\text{g/L}$ de fosfato dissolvido orgânico e inorgânico para a lagoa Dourada e de 8,4 $\mu\text{g/L}$ e 3,3 $\mu\text{g/L}$ para a Lagoa Pedreira.

Em termos comparativos, as concentrações de fósforo total e fosfato dissolvido aumentaram ao longo do tempo e podem ser consideradas extremamente altas no reservatório de Salto Grande, evidenciando entradas elevadas de nutrientes para o sistema, as quais são proveniente das mais diversas fontes poluidoras. Apesar de ocorrer uma retenção considerável por parte das macrófitas, quando associado aos outros componentes nutricionais do sistema e ao seu metabolismo, ainda ocorre a constatação de que o grau de trofia permanece elevado, conforme verificado em estudos recentes (BITAR, 1998; DEBERDT, 1998; LEITE, 1998 e MINOTI, 1999).

De forma semelhante ao nitrogênio, o sistema também pode ser considerado eutrófico, uma vez que as concentrações de fósforo total estiveram sempre entre ou acima da faixa estabelecida por VOLENWEIDER (1968) para lagos de regiões temperadas (entre 30 $\mu\text{g/L}$ – 100 $\mu\text{g/L}$ o sistema é considerado eutrófico).

6.2.5.3- Sílica

A figura 14 apresenta as concentrações de sílica obtidas nos períodos de coleta no reservatório de Salto Grande. As concentrações de sílica foram maiores no período chuvoso, com concentrações similares entre todos os pontos, variando entre 4,07mg/L e 6,71mg/L. No período seco, a maior concentração foi de 5,43mg/L, na entrada do reservatório. Nos demais pontos, as concentrações não excederam 4,0mg/L.

A sílica é largamente distribuída e está sempre presente nas águas subterrâneas e superficiais, podendo ser encontrada na forma dissolvida, suspensa ou coloidal. A sílica dissolvida ou silicato reativo (SiO_2) ou silicato (H_4SiO_4) é proveniente do intemperismo químico de minerais silicosos, como o feldspato (silicato de alumínio). As concentrações naturais variam entre 1mg/L e 30 mg/L (CHAPMAN, 1992). A sílica é largamente utilizada pelas diatomáceas, para a composição de suas carapaças silicosas. Verifica-se que as concentrações encontradas neste trabalho estão dentro desta faixa natural de ocorrência da sílica.

MITAMURA e HINO (1997) verificaram concentrações de silicato nas Lagoas Amarela, Lago Carioca, Dom Helvécio e Jacaré, no Vale do Rio Doce, MG, variando entre 2,3mg/L e 6,5mg/L. Em um estudo de 15 lagoas deste sistema, TUNDISI et. al. (1997) determinaram concentrações de sílica variando entre 2,5mg/L a 6,9mg/L. MAGRIN (1993) obteve concentrações de 1,5mg/L no reservatório de Samuel. Na lagoa Pedreira, TALAMONI (1995) encontrou sílica na ordem de 3,0mg/L e na lagoa Dourada, 1,7mg/L. No reservatório de Salto Grande, ARCIFA et. al. (1981) determinaram valores de 3,10mg/L.

No reservatório de Salto Grande, as concentrações não são elevadas, mas são maiores no período chuvoso, evidenciando grande aporte de material inorgânico para o reservatório, causando aumento de silicato no sistema. Além disso, este elemento pode estar sendo descarregado por meio dos despejos industriais (abrasivos e cerâmicas). Deve-se considerar ainda que a liberação de sílica do sedimento ocorre em pH menores que 7 e maiores que 9, o que foi observado em alguns pontos do período amostral, além das atividades dos organismos bentônicos como tubificídios e quironomídeos (ESTEVES, 1988).

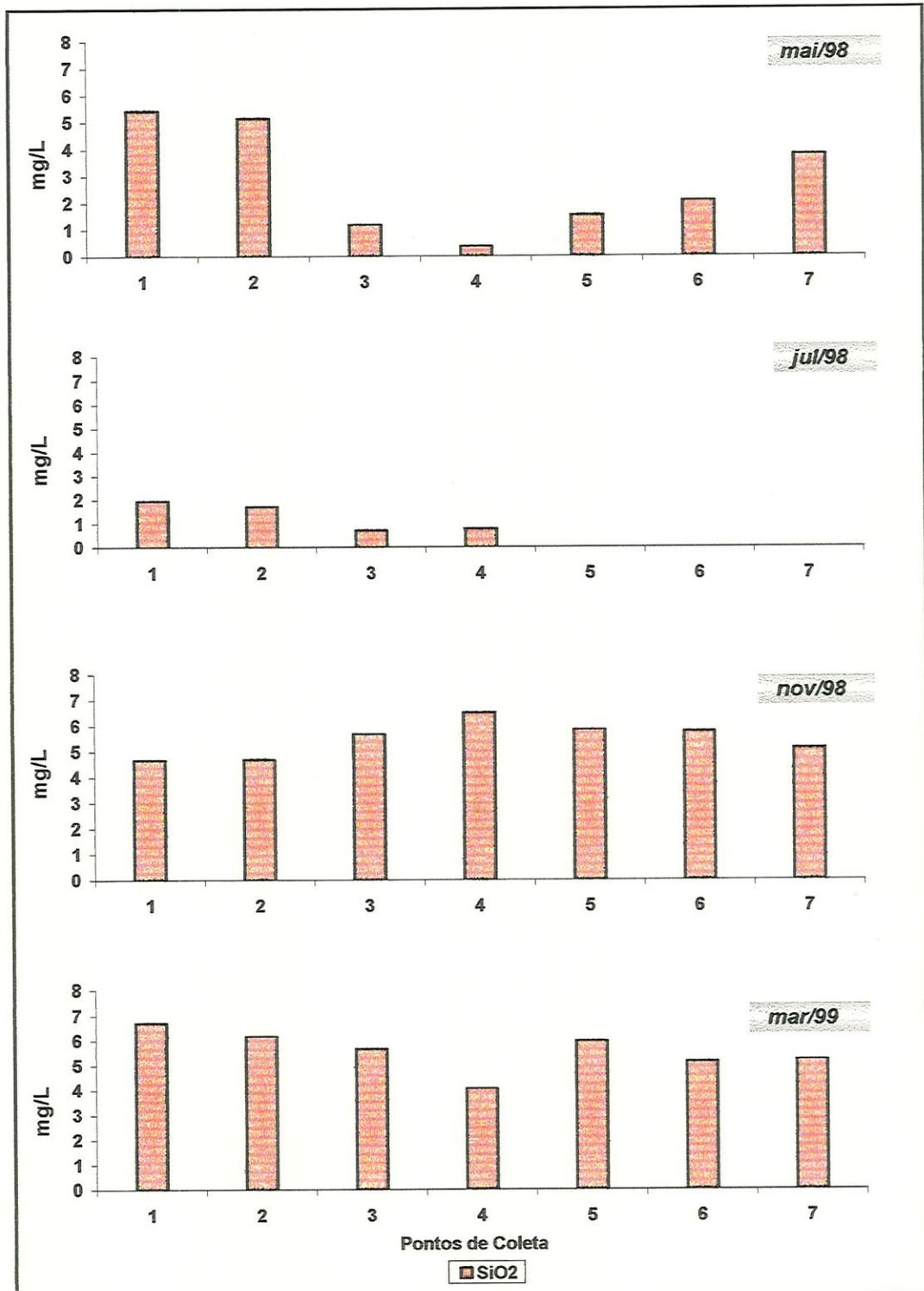


FIGURA 14: Concentrações de sílica, nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), durante os períodos seco e chuvoso.

6.2.5.4- Carbono

A figura 15 apresenta os dados de carbono total, orgânico dissolvido e inorgânico para o reservatório de Salto Grande. As maiores concentrações, em média, de carbono total ocorreram no período seco, variando entre 7,0mg/L e 20,2mg/L, sendo que os pontos 1 e 2 apresentaram os valores mais elevados. No período chuvoso, as concentrações variaram entre 7,4mg/L e 20,5mg/L, mas, em média, as concentrações ficaram abaixo daquelas obtidas no período seco.

As maiores concentrações de carbono inorgânico foram observadas no período chuvoso (entre 4,8mg/L e 11,8mg/L). No período seco a variação foi de 2,2mg/L a 9,4mg/L. Quanto ao carbono orgânico, as maiores concentrações foram obtidas no período seco (de 4,79mg/L a 12,51mg/L) e as menores, no período chuvoso (de 1,97mg.L a 8,73mg/L).

O carbono orgânico total representa o carbono orgânico particulado da biota e o carbono orgânico detrital, que por sua vez é composto de carbono orgânico dissolvido (carbono resultante de decomposição de plantas e animais) e a excreção destes (proteínas, carboidratos, lipídios e compostos húmicos) e carbono orgânico particulado detrital (material orgânico em suspensão) O carbono inorgânico representa o gás carbônico e as formas de bicarbonato, ácido carbônico e carbonatos. O carbono total representa o somatório de todas as formas citadas acima (ESTEVES, 1988).

No período seco, a presença de maior quantidade de biomassa, propiciada pela menor vazão defluente e a maior excreção destes organismos contribui para uma predominância do carbono orgânico total. No período chuvoso, a maior entrada de partículas, bem como as maiores vazões podem ter contribuído para a predominância das formas inorgânicas, uma vez que existe menor quantidade de organismos para a realização da fotossíntese e menor quantidade de outros organismos que poderiam contribuir significativamente com a excreção.

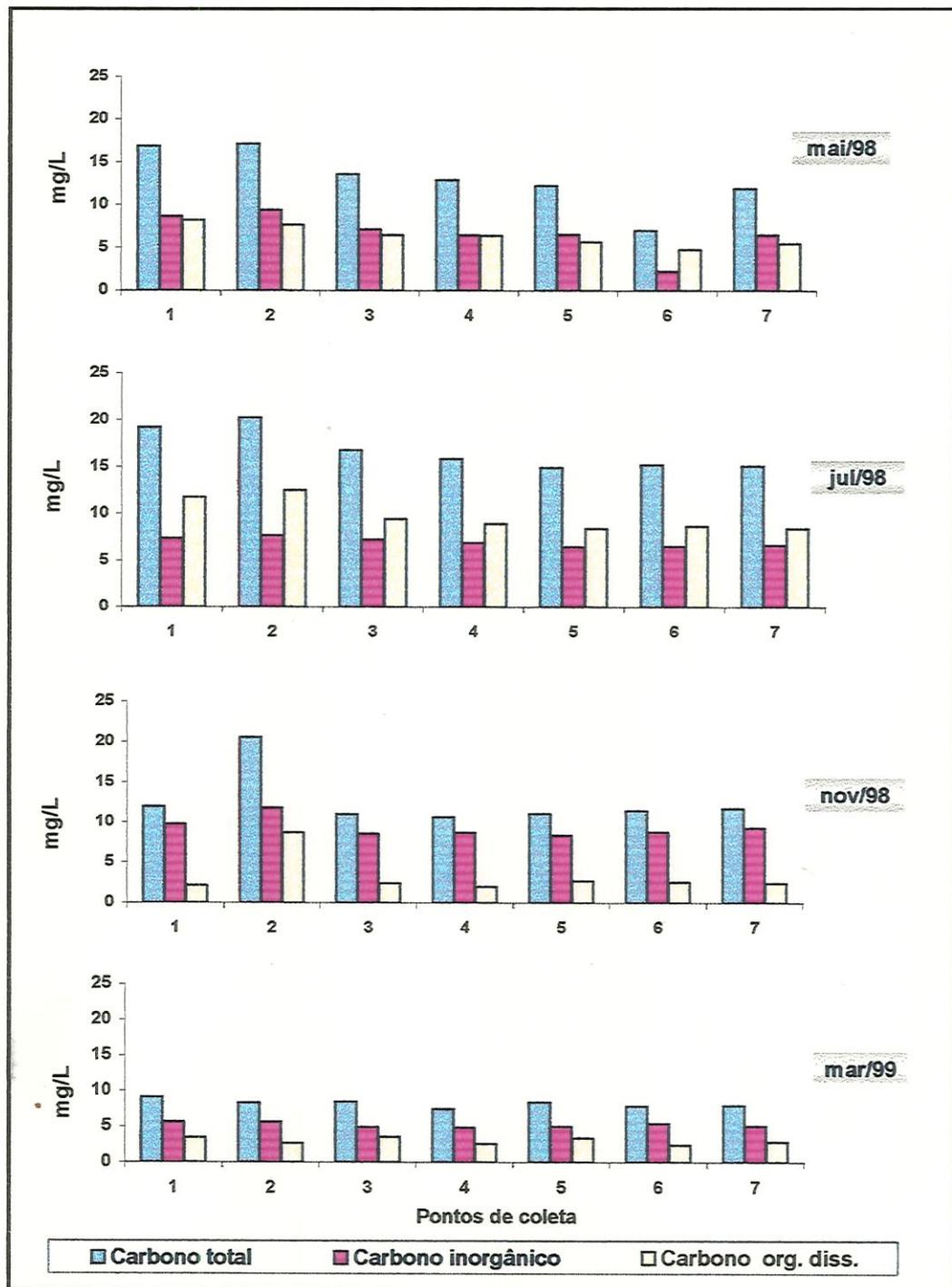


FIGURA 15: Concentrações de Carbono (total, inorgânico e orgânico dissolvido) nos pontos de coleta nos períodos seco e chuvoso no reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

6.2.5.5- Material em Suspensão

A figura 16 apresenta as concentrações de material em suspensão total e as frações orgânica e inorgânica, para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP). As maiores concentrações de material em suspensão total foram observadas no período chuvoso, variando entre 5,45mg/L e 85,8mg/L. No período seco, a variação foi de 3,94mg/L a 11,3mg/L. A matéria orgânica presente no material em suspensão total apresentou concentrações mais elevadas também no período chuvoso, com variação de 3,85mg/L a 11,8mg/L. No período seco esta variação foi de 2,36mg/L a 5,12mg/L. Quanto ao material inorgânico, as concentrações apresentaram maior valor no período chuvoso (entre 0,7mg/L e 74mg/L), sendo as maiores concentrações observadas em março de 1999. Para as frações orgânicas e inorgânicas do material em suspensão, os pontos 1 e 2 apresentaram as maiores concentrações em todo o período de coleta.

O material particulado suspenso no ambiente aquático consiste de material originado do intemperismo físico e químico de rochas e pode posteriormente ser modificado por processos de formação de solos ou sedimentos. A lixiviação através da bacia de drenagem é de crucial importância para o aporte deste tipo de material. Durante seu transporte, estas partículas são separadas por tamanho de seus grãos e associam-se a frações minerais até que seja depositado no fundo de um corpo d'água receptor. O sedimento pode então ser ressuspensionado e transportado adiante através das tempestades ou movimentos internos do sistema, até o ponto em que a acumulação ativa ocorre. O transporte de material em suspensão é importante, uma vez que ele pode ser responsável pelo transporte de poluentes. Quanto maior o fluxo de descarga de drenagem, maior será o carregamento de partículas, podendo aumentar, geralmente, de forma exponencial (CHAPMAN, 1992; ROSA et. al. 1991).

As menores concentrações foram obtidas no período seco, onde ocorre menor vazão e maior tempo de residência, propiciando maior sedimentação de partículas em suspensão.

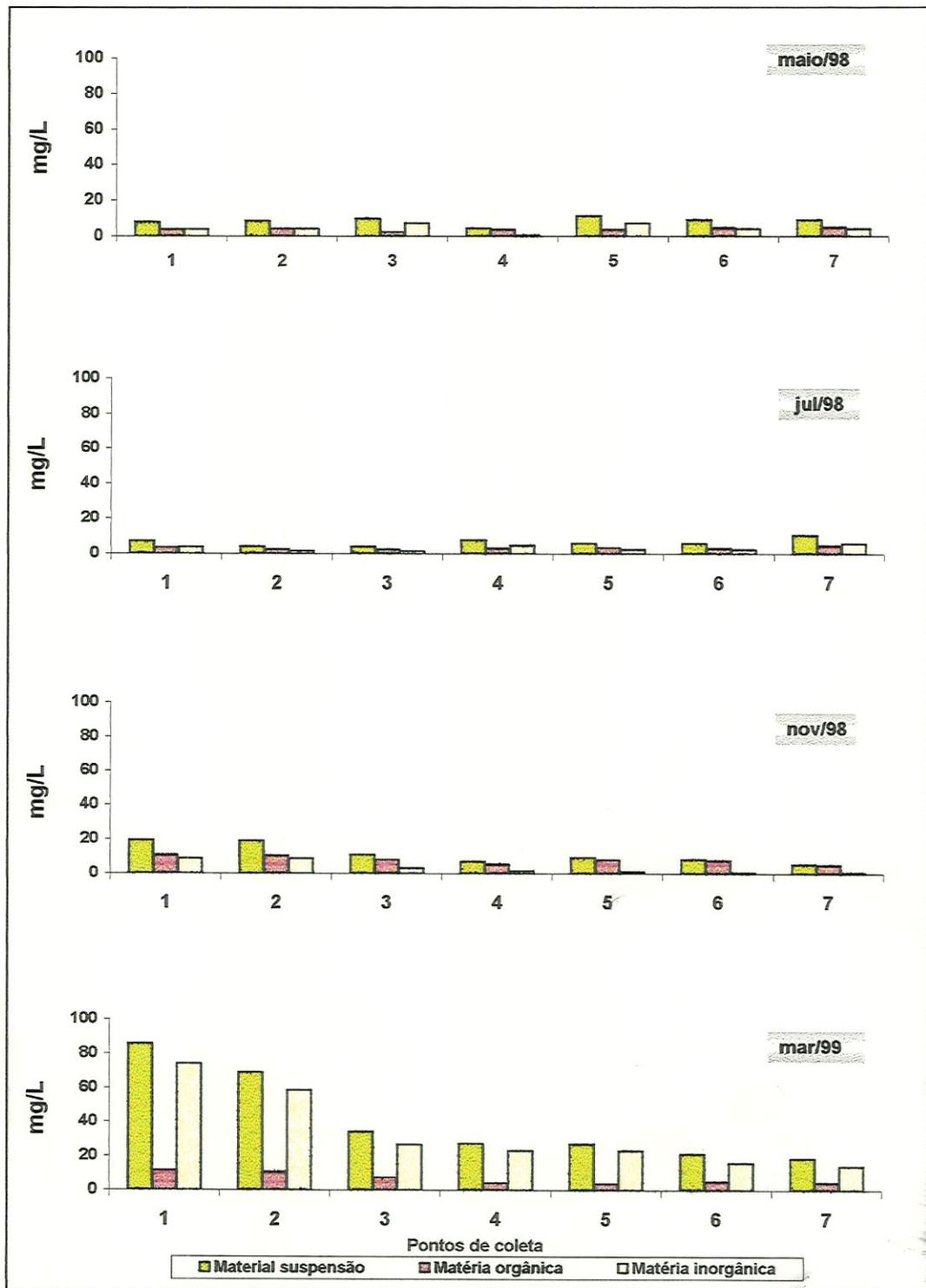


FIGURA16: Concentrações de material em suspensão, matéria orgânica e matéria inorgânica, nas amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), nos períodos seco e chuvoso.

As maiores concentrações para o material em suspensão total, material orgânico e inorgânico ocorreram nos meses do período chuvoso, predominantemente em março de 1999. A entrada de material alóctone, do principal tributário (rio Atibaia) e do entorno do reservatório, bem como a ressuspensão de sedimento do próprio sistema, contribuíram para estes elevados valores.

A forma orgânica é predominante no período seco, onde verifica-se florescimentos algais que contribuem para o aumento dessa fração. Deve-se considerar que neste período a entrada de luz é maior, evidenciando menores quantidades de material em suspensão.

As concentrações de material em suspensão total no reservatório de Salto Grande, em outros estudos, atingiram concentrações de até 25,90mg/L, sendo que o material em suspensão inorgânico apresentou concentrações máximas de até 17,35mg/L e o material em suspensão orgânico 19,84mg/L (MINOTI, 1999). DEBERDT (1998) encontrou concentrações de até 9,75 mg/L para material em suspensão total, 2,56mg/L para material em suspensão inorgânico e 8,22mg/L para material em suspensão orgânico, no período de inverno. No período chuvoso, estas concentrações foram de 76,35mg/L, 65,41mg/L e 19,84mg/L, respectivamente. GOVONI (1994) verificou as maiores concentrações de material em suspensão total no período chuvoso, principalmente nos rios Piracicaba e Tietê, que são os tributários do reservatório de Barra Bonita. Os valores para material em suspensão total foram de até 54,0mg/L. No período seco a autora observou também altas concentrações (24mg/L) no corpo central do reservatório. ESPÍNDOLA (1994) registrou valores de até 23,33mg/L na represa de Barra Bonita para o material em suspensão total no período seco, evidenciando a grande quantidade de algas (florescimentos). Para material orgânico e inorgânico, estes foram encontrados em maior concentração no período seco e chuvoso, respectivamente, evidenciando, no primeiro caso, a grande quantidade de algas (florescimentos) e no segundo, a entrada de material alóctone decorrente das chuvas. CALIJURI e TUNDISI (1990) haviam registrado valores de até 10,30mg/L para o material em suspensão total e 4,87mg/L e 5,43mg/L para a fração orgânica e inorgânica, respectivamente, no verão (período chuvoso) de 1988 para este

reservatório e maiores concentrações de material em suspensão total na época de inverno (período seco) na represa do Lobo.

LEITE (1998) encontrou concentrações de material em suspensão total da ordem de 350,0mg/L no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Destes, a fração inorgânica representou 300,0mg/L. No período seco, o mesmo autor observou concentrações mais reduzidas (15,0mg/L) sendo que o material em suspensão orgânico passou a ser a fração predominante, principalmente nos pontos centrais do reservatório.

Avaliando a deposição do material em suspensão, LEITE (op. cit.) verificou que entre 50% a 90% do material alóctone deposita-se na entrada do reservatório até o centro do primeiro compartimento (correspondente aos pontos 2 e 3 no presente trabalho). Após estes pontos, o transporte é bastante reduzido devido a deposição natural das partículas, auxiliado pela morfometria do sistema e pelo fluxo do rio. Nesta região ocorreu também a maior deposição dos nutrientes (N e P total, nitrato, nitrito, amônio, fosfato total dissolvido e inorgânico). Este processo pode estar explicando a brusca diminuição tanto do material em suspensão, quanto das concentrações dos nutrientes após os pontos 1 e 2, observadas no presente trabalho.

6.3- Características físicas e químicas do sedimento

6.3.1- pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura

A Tabela 4 demonstra os dados obtidos para as variáveis pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Observa-se que as medidas destas variáveis no sedimento acompanharam a sazonalidade específica de cada período, com maiores temperaturas (23,9°C a 25,0°C) no período chuvoso (verão) e menores no período de seca, variando de 17,7 °C a 21,5 °C (inverno). Não houve variação significativa de pH entre maio e novembro de 1998, mas em março de 1999, o pH do sedimento esteve mais elevado (de 6,92 a 8,80). A condutividade apresentou-se mais elevada em julho de 1998 (de 237µS/cm a 315µS/cm).

Tabela 4: Valores de pH, Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido - O. D. (mg/L) e Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos para o sedimento no Reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

maio de 1998					
Ponto	Prof. (m)	pH	Condut	O. D.	Temp
1	2,1	6,57	121	5,91	21,4
2	1,9	6,49	110	2,14	21,5
3	11,7	6,73	101	0,4	20,6
4	5,6	6,42	91	1,51	21,5
5	11	6,14	87	0,41	20,8
6	11,1	6,28	88	0,36	20,7

julho de 1998					
Ponto	Prof. (m)	pH	Cond.	O. D.	Temp.
1	2	6,66	315	9,49	18,2
2	2,2	6,37	308	9,4	18,5
3	11,8	6,71	346	4,94	17,7
4	4,9	6,41	253	9,3	18
5	9,8	6,7	246	5,25	18
6	10,3	6,26	237	4,91	18

novembro de 1998					
Ponto	Prof. (m)	pH	Cond.	O. D.	Temp.
1	1	6,61	270	2,96	25
2	0,8	6,4	266	0,36	25,1
3	0,8	6,74	235	4,47	24,4
4	1	6,64	239	2,31	24,1
5	9,1	6,42	221	1,42	23,9
6	8,5	6,22	222	0,28	23,9

março de 1999					
Ponto	Prof. (m)	pH	Cond.	O. D.	Temp.
1	1	6,92	116	7,06	24,2
2	1	7,53	118	6,69	24,3
3	10,6	8,3	11	0	24,2
4	4,4	8,67	103	2,37	24,2
5	10,4	8,36	106	0	24,4
6	7,4	8,8	110	0	24,9

Valores altos também foram obtidos em novembro de 1998 mas, em média, no período seco foram obtidos os maiores valores. O oxigênio apresentou maior variabilidade no período de coleta, pois ele não varia diretamente com a sazonalidade, mas reflete processos que podem estar ocorrendo nestes períodos. Concentrações reduzidas para o sedimento foram encontradas em maio de 1998 (0,3mg/L a 5,9mg/L), novembro de 1998 (0,2mg/L a 2,9mg/L) e março de 1999 (0,0mg/L a 7,0mg/L), com alguns pontos apresentando anoxia. Em julho de 1998 o oxigênio no sedimento apresentou os maiores valores (de 4,9mg/L a 9,4mg/L).

Em termos da dinâmica química do sedimento, sabe-se que quando há a presença de níveis consideráveis de oxigênio dissolvido, os compostos químicos tendem a se precipitar, nas formas de óxidos. Por outro lado, quando ocorre anoxia, estes compostos tendem a ser liberados para a água que permeia este sedimento (água intersticial ou para as primeiras camadas de água acima do sedimento).

O reservatório de Salto Grande apresenta um sedimento, na maior parte do tempo, com características redutoras (baixo oxigênio), o que propicia uma maior liberação de compostos para a coluna d'água. Além disso, sedimentos pobres em oxigênio apresentam processos de decomposição anaeróbios, o que resulta na maior liberação de gases como o sulfídrico, metano e carbônico. As bolhas podem revolver este sedimento, liberando componentes para a coluna d'água que, atingindo a zona eufótica, passam a ser assimilados pelos organismos autotróficos fotossintetizantes, que são a principal base da cadeia alimentar.

Deve ser ressaltado que, conforme discutido anteriormente, a coluna d'água apresenta-se termicamente estratificada, o que pode colaborar para a permanência de baixas concentrações de oxigênio dissolvido no sedimento, tornando este um potente liberador de compostos químicos que, se em concentrações tóxicas, afetarão toda a comunidade.

6.3.2- Granulometria e matéria orgânica

As figuras 17, 18, 19 e 20 apresentam os resultados obtidos para a granulometria do sedimento e o conteúdo de matéria orgânica, para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Os resultados obtidos para a granulometria estão representados em termos de porcentagem de areia, argila e silte. As maiores porcentagens de areia foram observadas no período chuvoso, com variação de 50,6% a 98,3%, sendo que o ponto 2 apresentou as maiores porcentagens neste período. No período seco, as concentrações foram menores (entre 14,8% e 62,5%). Para a argila, os resultados indicaram maiores porcentagens no período seco, variando de 18,59% a 63,39%, verificando que o ponto 1 apresentou os valores mais altos. No período chuvoso, a variação foi de 1,5% a 45,15% e os maiores valores ocorreram nos pontos 1, 3 e 4. Para a fração silte, as porcentagens foram mínimas para todo o período de coleta, ficando em torno de 0,03%. A variação para matéria orgânica foi bastante significativa. Em maio de 1998 as porcentagens variaram entre 11% e 23,3%, tendo esta ocorrido no ponto 5. Em julho e novembro de 1998, as variações ficaram entre 2,39% e 9,5%, com as maiores porcentagens no ponto 6. Em março de 1999, as variações foram de 0,2% a 24,6%, tendo esta ocorrido no ponto 6.

Os dados obtidos por ROLLA et. al. (1990), no reservatório de Volta Grande (MG), mostram porcentagens de até 5,14% de matéria orgânica. SAIJO et. al.(1997) encontraram porcentagens entre 22% a 58% para matéria orgânica em quatro lagos do Vale do Rio Doce (MG).

A granulometria do sedimento do reservatório de Salto Grande demonstrou uma variação temporal em relação aos períodos seco e chuvoso. No período chuvoso, o material particulado fino é retirado do sedimento e ressuspenso, propiciando uma lavagem do sedimento, restando predominantemente areia. Isto é comprovado pois não ocorre um aumento da fração argila e silte no próprio sedimento e o material em suspensão para este período é extremamente elevado, principalmente em função da matéria inorgânica.

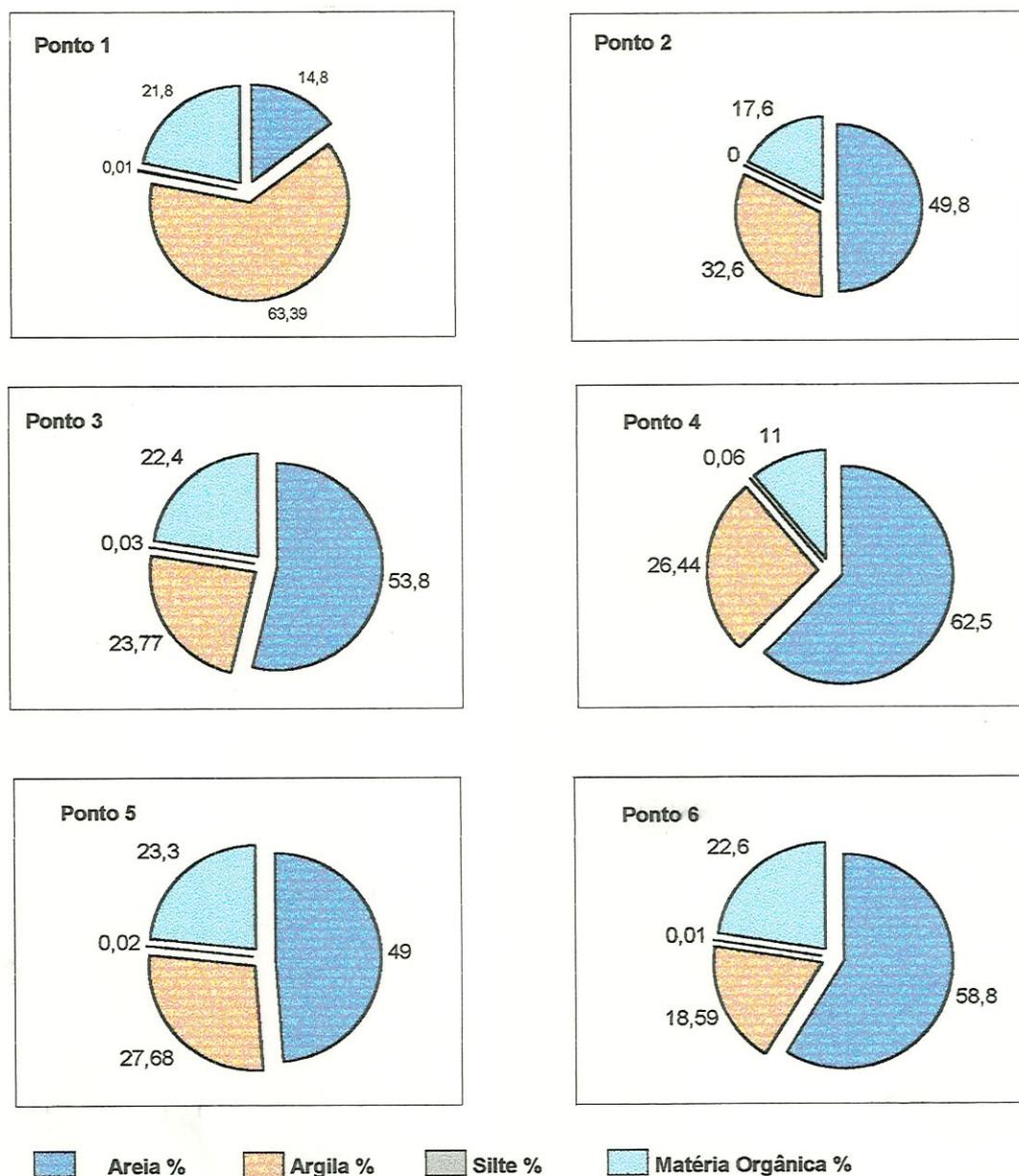


FIGURA 17: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), no mês de maio de 1998.

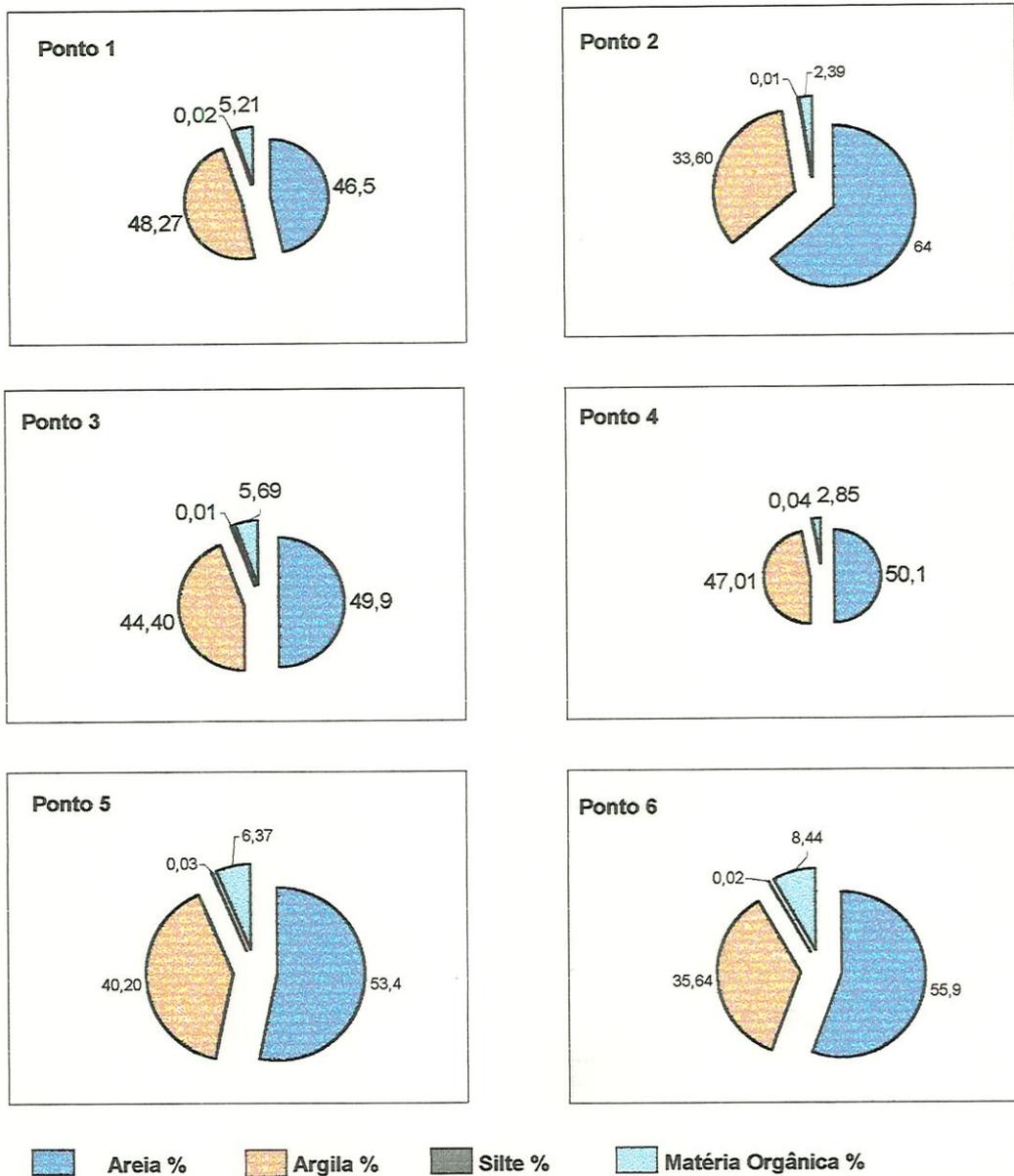


FIGURA 18: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), no mês de julho de 1998.

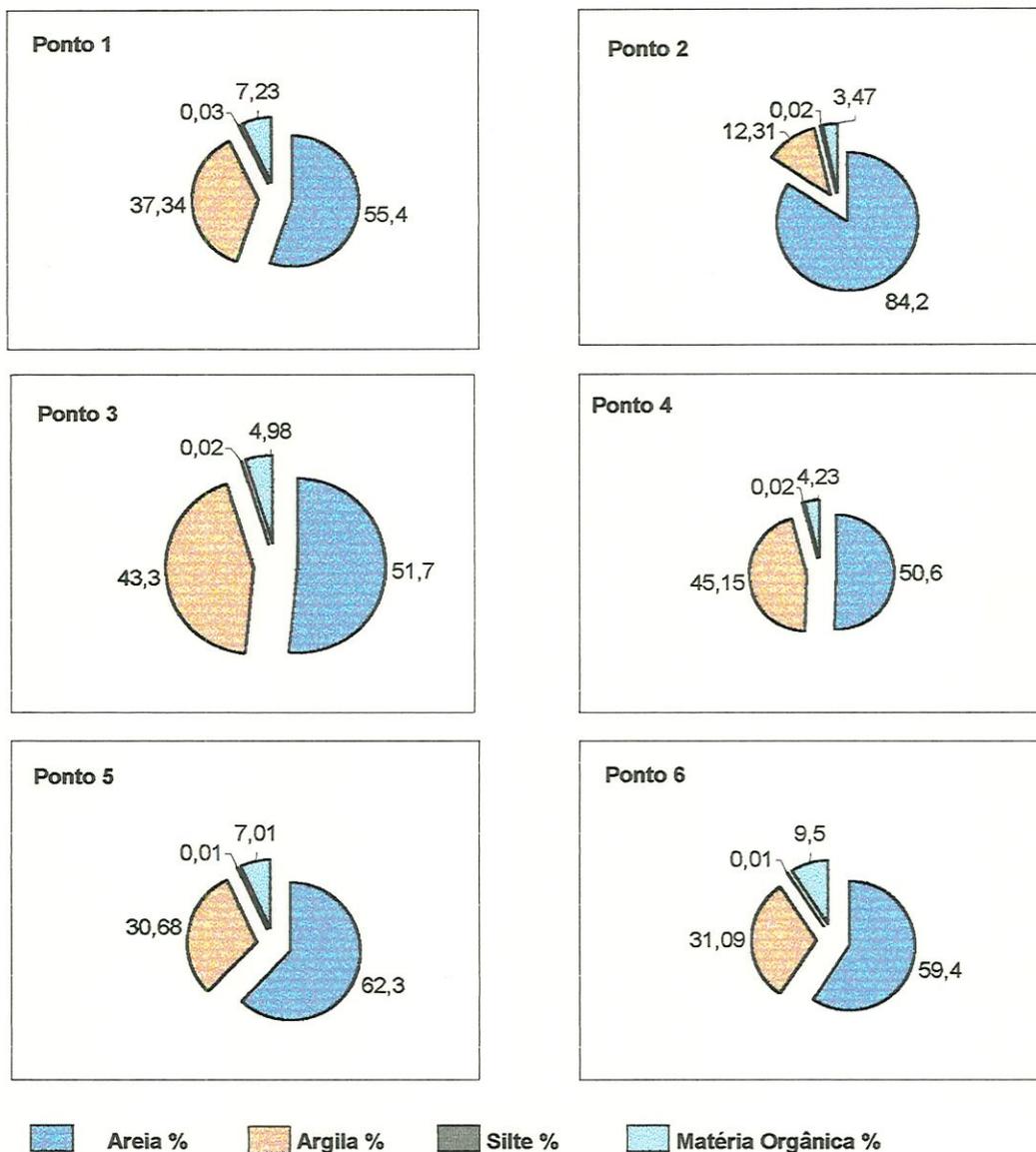


FIGURA 19: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), no mês de novembro de 1998.

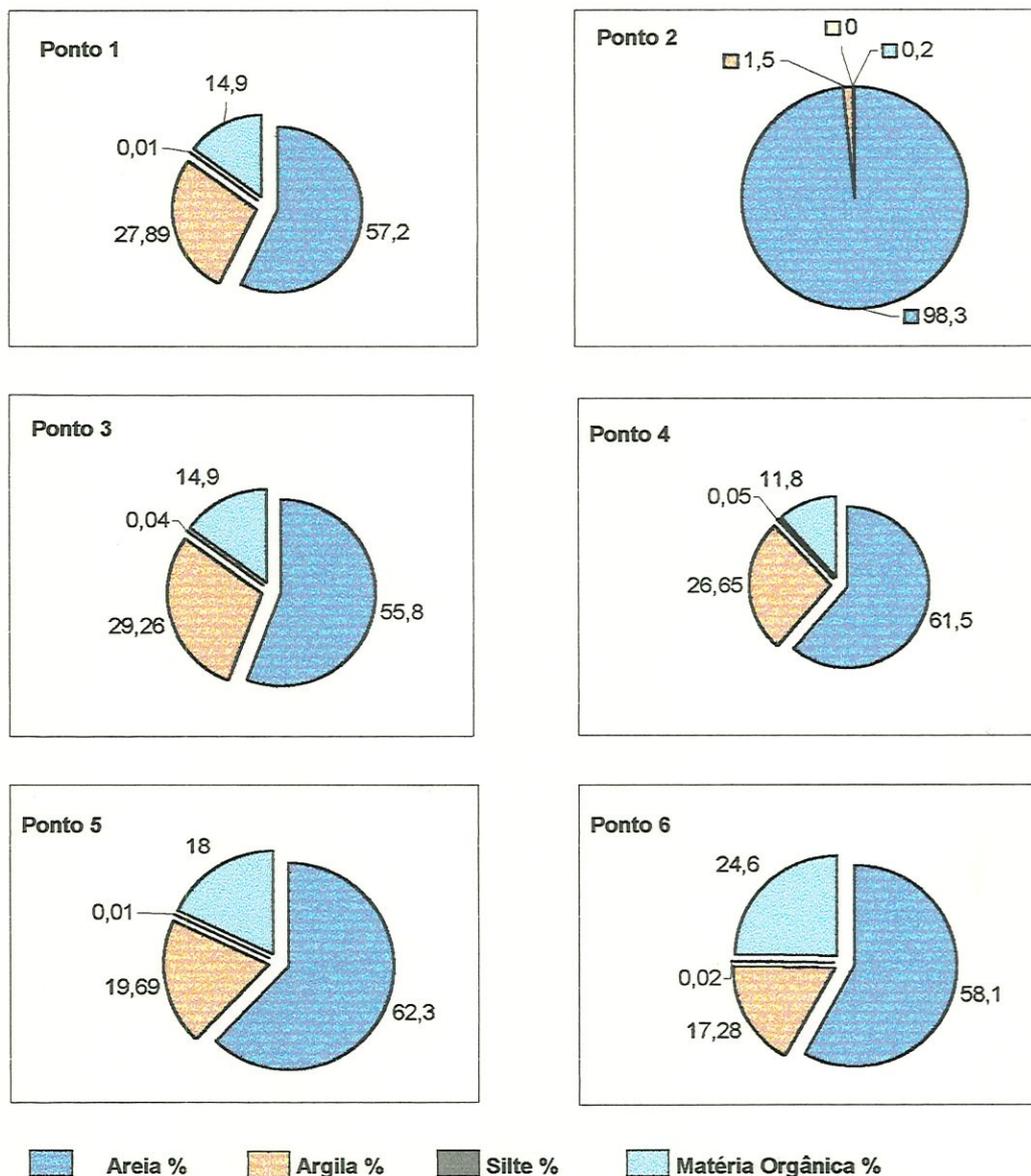


FIGURA 20: Granulometria e matéria orgânica presente nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), no mês de março de 1999.

A matéria orgânica, por sua vez, apresentou-se elevada em alguns períodos, principalmente nos pontos próximos à barragem, onde ocorre um acúmulo de bancos de macrófitas, as quais, durante o processo de decomposição, sedimentam, contribuindo para um aporte significativo de material orgânico ao sedimento.

Considerando-se o conjunto de dados obtidos, verifica-se que o sedimento apresenta teores de matéria orgânica e argila elevados, representando, em média, para ambos, de 40% a 50% da sua composição. A adsorção de poluentes pode ser bastante favorecida devido à afinidade entre estes e os sítios de ligação existentes na matéria orgânica e argilas. Estes altos teores, principalmente de matéria orgânica, demonstram a grande entrada de dejetos provenientes de esgotos e indústrias da região e seus efeitos na produção orgânica do reservatório.

6.3.3- Fósforo e Nitrogênio

A figura 21 apresenta os dados obtidos para as concentrações de fósforo e as porcentagens de nitrogênio, para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Em termos de teores de fósforo no sedimento, a variação para o período seco ficou entre 456,45µg/g (0,045%) e 673,3µg/g (0,0673%). Para o período chuvoso, baixos valores foram encontrados apenas no ponto 2 em março de 1999 (102,31µg/g – 0,0102%), enquanto que nos demais pontos variou entre 532,2µg/g (0,053%) e 754,35µg/g (0,075%). Os valores para o período chuvoso foram predominantemente maiores que os do período seco. Os maiores teores de fósforo foram encontrados na entrada do reservatório (ponto 1), exceto para novembro de 1998, onde a maior concentração ocorreu no ponto 3 (acima de 650µg/g). Para o nitrogênio, as porcentagens ficaram entre 1,83% e 4,25% no período seco e no período chuvoso variaram entre 0,15% e 7,47%, com valores predominantemente mais altos que no período seco.

SAIJO et. al. (1997) obtiveram porcentagens de nitrogênio orgânico de 2,3% na Lagoa Carioca (Vale do Rio Doce, MG) e na Lagoa Jacaré os mesmos autores encontraram porcentagens de até 0,34 % de fósforo no sedimento, sendo que estes ambientes são oligotróficos.

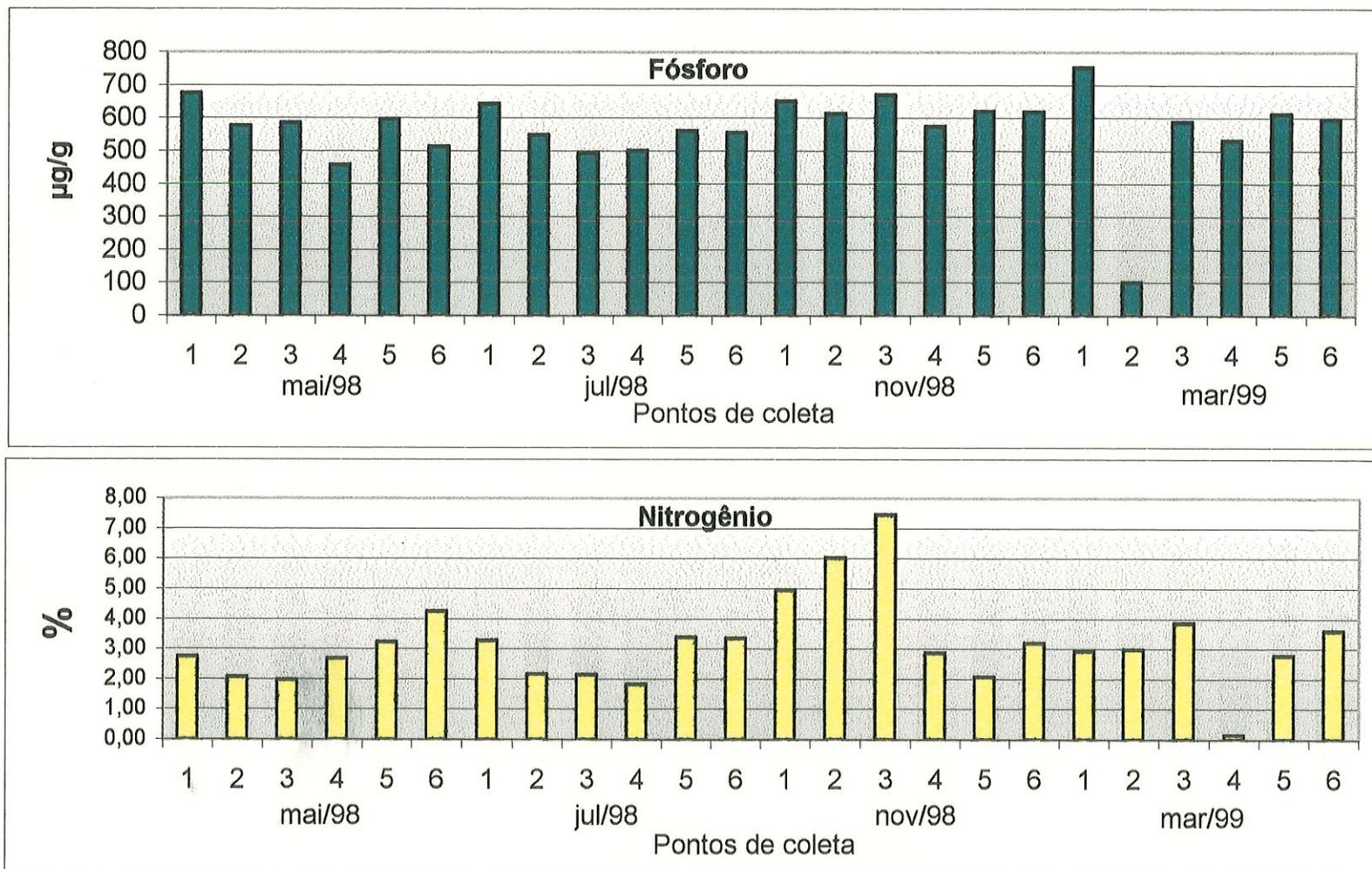


FIGURA 21: Concentração de fósforo e porcentagens de nitrogênio nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Em relação ao nitrogênio, as porcentagens são um pouco maiores no reservatório de Salto Grande, porém, para o fósforo, as porcentagens são bem menores. As baixas porcentagens de fósforo no sedimento podem estar relacionadas à utilização rápida deste elemento pelas comunidades fitoplanctônicas no processo de fotossíntese, além da assimilação pelas macrófitas, impedindo que este permaneça ou se deposite no sedimento, conforme observado por PETRÚCIO et. al. (1997) para a Lagoa Emboacica, RJ.

6.4- Quantificação de metais no reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

6.4.1- Metais na coluna d'água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

Os resultados obtidos para as concentrações de metais na coluna d'água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), encontram-se na figura 22. Analisando-se os dados apresentados por FÖRSTNER & WITTMANN (1983) para o rio Amazonas (um local sem impactação), para o reservatório Guantín, em Beijing, na China (que sofre influências antrópicas) e valores médios para vários metais em ambientes aquáticos e os dados de MOORE & RAMAMOORTHY (1984), observa-se que para o cádmio em águas naturais os valores variam entre 0,01µg/L a 0,1µg/L. No caso do reservatório Guantín (China), foram detectados valores médios de 0,2µg/L. ESTEVES (1988) apresenta concentrações de cádmio na Lagoa Iodada (RJ) e Imboacica (AM), ambientes não impactados, menores que 0,01 µg/L. AMAZARRAY (1992) detectou concentrações de 0,10µg/L para a Lagoa Emboaba, um ambiente considerado não poluído. Em relação às águas naturais, o reservatório de Salto Grande, Americana (SP), apresenta valores de cádmio até 20 vezes mais altos, apresentando em média uma concentração de 1,6µg/L, equiparando-se aos valores obtidos para locais impactados.

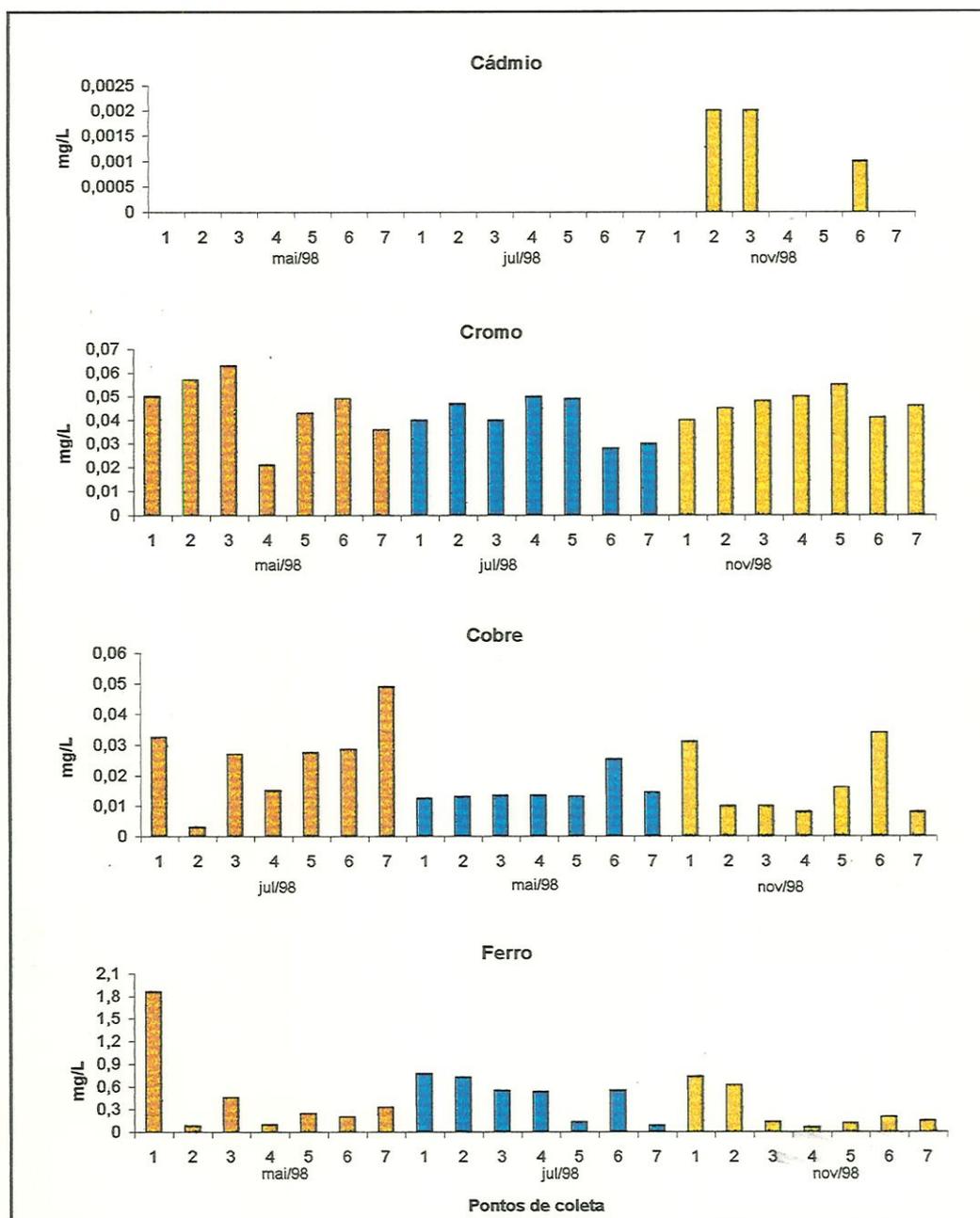


FIGURA 22 : Concentração de metais totais nas amostras de água, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

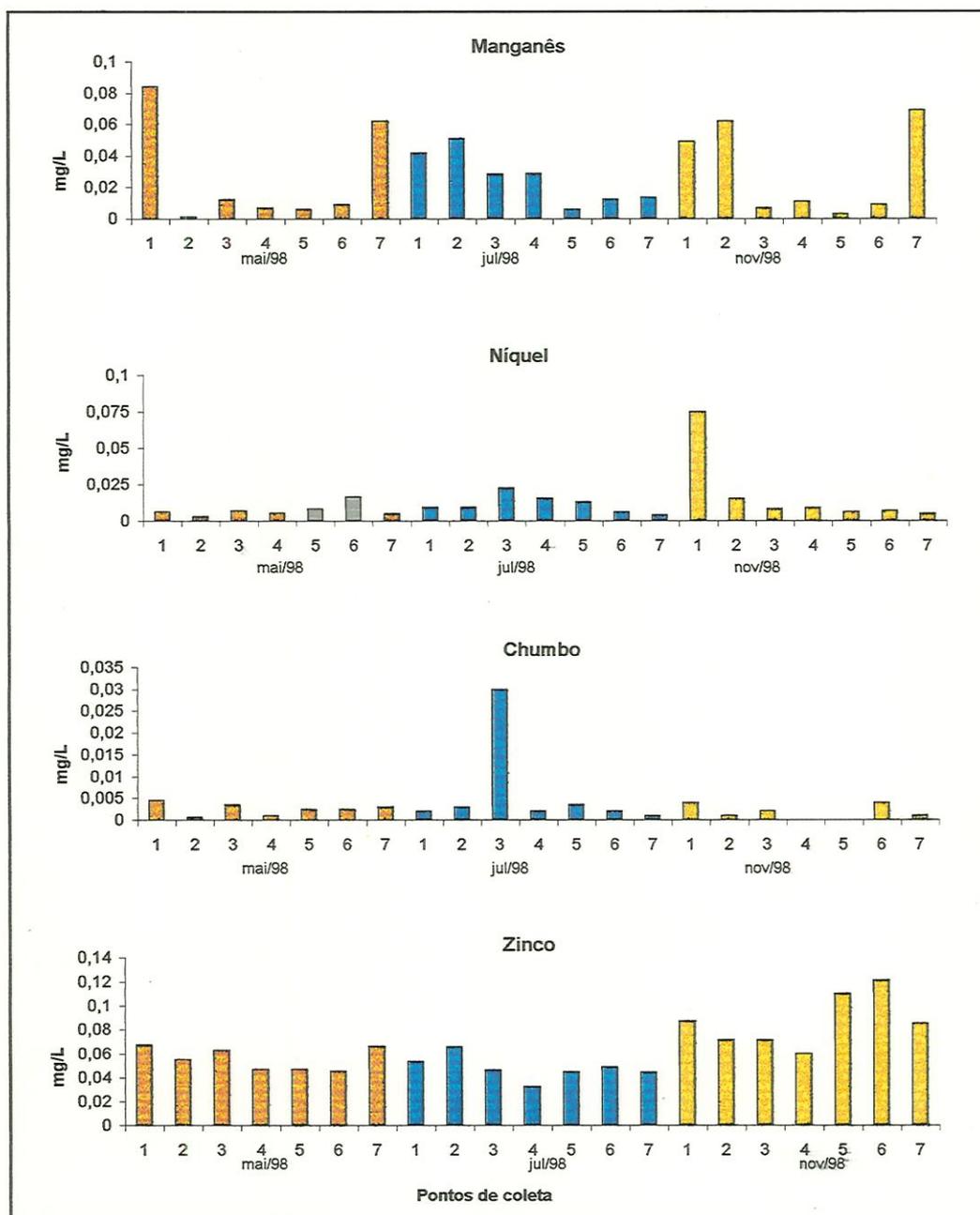


FIGURA 22 (cont.) : Concentração de metais totais nas amostras de água, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Para o cromo, os valores para ambientes naturais variam em torno de $0,5\mu\text{g/L}$. No reservatório de Guantín (China) os valores variaram entre 1 e $13\mu\text{g/L}$ (FÖRSTNER & WITTMANN, op. cit.). Para locais poluídos, MOORE & RAMAMOORTHY (op. cit.) apresentam concentrações de 5 a $50\mu\text{g/L}$. ESTEVES (op. cit.) na Lagoa lodada e Imboacica, ambientes não impactados, encontrou concentrações de $0,91\mu\text{g/L}$ e $1,5\mu\text{g/L}$, sendo encontrados níveis de $1,2\mu\text{g/L}$ de Cromo para a Lagoa Emboaba (AMAZARRAY, op. cit.). No reservatório de Salto Grande, Americana (SP), as concentrações encontradas foram, em média, de $46\mu\text{g/L}$, o que enquadra este reservatório como impactado por cromo.

Para o cobre, FÖRSTNER & WITTMANN (1983) demonstram valores de referência médios em torno de $1,8\mu\text{g/L}$. No reservatório de Guantín (China) as concentrações atingiram até $32\mu\text{g/L}$. O mesmo autor encontrou concentrações de $1,7\text{mg/L}$ para o rio Amazonas. ESTEVES (1988) detectou concentrações de $0,02\mu\text{g/L}$ e $0,05\mu\text{g/L}$ para as Lagoas lodada e Imboacica. AMAZARRAY (1992) encontrou concentrações de $3,0\mu\text{g/L}$ na Lagoa Emboaba. No reservatório de Salto Grande, as concentrações estão quase 10 vezes mais altas (média de $22,5\mu\text{g/L}$) que as concentrações obtidas em ambientes naturais não poluídos, o que demonstra o grau de impactação de sistema.

FÖRSTNER & WITTMANN (op. cit.) apresentam concentrações menores que $30\mu\text{g/L}$ para ferro como sendo a média para água doce. ESTEVES (op. cit.) analisando as concentrações deste elemento nas Lagoas lodada e Imboacica, encontrou valores de $1,11\mu\text{g/L}$ e $0,52\mu\text{g/L}$, respectivamente. No reservatório de Salto Grande, a média dos períodos de coleta foi de $481\mu\text{g/L}$, excedendo de 15 a quase 1000 vezes os valores encontrados por estes autores. Embora o ferro exista em grande quantidade nas rochas, o que resultaria em grande solubilização na água, as concentrações são muito elevadas, ocorrendo assim uma evidência de alto grau de impactação.

Em relação ao manganês, o valor médio de referência para as concentrações em águas doce é menor que $5\mu\text{g/L}$ (FÖRSTNER & WITTMANN, op. cit.). ESTEVES (op. cit.) encontrou concentrações de $0,3\mu\text{g/L}$ e $0,33\mu\text{g/L}$ para as Lagoas lodada e Imboacica, respectivamente. No reservatório de Salto Grande, a concentração média para manganês foi de $31,86\mu\text{g/L}$, o que está 100 vezes acima das concentrações obtidas em ambientes naturais.

✓ FÖRSTNER & WITTMANN (op. cit.) obtiveram concentrações médias para níquel na água de $0,3\mu\text{g/L}$. Segundo AMAZARRAY (op. cit.), na Lagoa Emboaba, a concentração foi, em média, de $2,4\mu\text{g/L}$. No reservatório de Salto Grande, os resultados demonstram ocorrer impactação, uma vez que a concentração média para este metal é de $14,22\mu\text{g/L}$ (quase 50 vezes maior). Segundo os dados observados no presente estudo, para o reservatório de Salto Grande, Americana (SP), somente para Níquel, no ponto 1 ($75\mu\text{g/L}$), em novembro de 1998 ocorreu concentração acima do permitido (três vezes maior) na água, cujo valor é de $25\mu\text{g/L}$ para rios Classe 4 (CONAMA 20/1986).

✓ Para o chumbo, FÖRSTNER & WITTMANN (op. cit) apresentam concentração média na água de $0,2\mu\text{g/L}$. AMAZARRAY (op. cit) detectou concentração de $1,7\mu\text{g/L}$ na Lagoa Emboaba. No reservatório de Guantin, as concentrações variaram de 0 a $28\mu\text{g/L}$. MOORE & RAMAMOORTHY (1984) apresentam concentrações de $3,5\mu\text{g/L}$ a $53\mu\text{g/L}$ para sistemas aquáticos poluídos. No reservatório de Salto Grande, obteve-se na água, concentrações médias de $4,29\mu\text{g/L}$, demonstrando valores 20 vezes maior que em ambientes naturais, mas que está relativamente abaixo de ambientes severamente impactados.

✓ Para o zinco, as concentrações obtidas por ESTEVES (1988), foram de $0,07\mu\text{g/L}$ e $0,04\mu\text{g/L}$ para as Lagoas Iodada e Imboacica, respectivamente. AMAZARRAY (1992) encontrou níveis de zinco da ordem de $8,5\mu\text{g/L}$ (em média) na Lagoa Emboaba. FÖRSTNER & WITTMANN (1983) apresentam valores médios para as águas naturais de $0,5\mu\text{g/L}$ e MOORE & RAMAMOORTHY (1984) demonstram concentrações de $0,5\mu\text{g/L}$ a $15\mu\text{g/L}$, sendo que para as águas poluídas, este valor pode variar de $100\mu\text{g/L}$ a $3000\mu\text{g/L}$. As concentrações encontradas em Salto Grande foram, em média de $57,77\mu\text{g/L}$, evidenciando uma alta impactação deste sistema.

✓ MELETTI (1997) e FONSECA (1997) em seus estudos na bacia do rio Piracicaba, não detectaram cádmio no ponto de captação de Sumaré (ponto 1 no presente trabalho) e para o cromo as concentrações ficaram em torno de $20\mu\text{g/L}$. Para o cobre obtiveram valor médio de $7,5\mu\text{g/L}$ e para o ferro as concentrações foram de $2.500\mu\text{g/L}$ (em média). Para o manganês as concentrações foram, em média, de $14,5\mu\text{g/L}$. Para o níquel foram de $5,5\mu\text{g/L}$.

Para o Chumbo, $13\mu\text{g/L}$ e para o zinco, a média foi de $10\mu\text{g/L}$. No presente trabalho, as concentrações de cromo, cobre e zinco foram mais elevadas. No reservatório da Pampulha, RIETZLER et. al. (no prelo), encontraram concentrações elevadas de metais na água, pois este reservatório em alguns pontos encontra-se extremamente impactado por despejos de aterros sanitários e de indústrias. As concentrações de cádmio variaram de $14,0\text{mg/L}$ a 180mg/L . O cobre variou de $5,0\text{mg/L}$ a $19,0\text{mg/L}$. O cromo variou de $4,0\text{mg/L}$ a $17,8\text{mg/L}$. As concentrações de ferro oscilaram entre $8,5\text{mg/L}$ e 625mg/L . As concentrações de manganês variaram de $1,8\text{mg/L}$ a $193,0\text{mg/L}$. O chumbo variou de concentrações entre $0,7\text{mg/L}$ a $27,5\text{mg/L}$. Quanto ao zinco, a variação foi de $1,3\text{mg/L}$ a $13,8\text{mg/L}$.

Em termos gerais, a maior quantidade de metais na água é encontrada na entrada do reservatório de Salto Grande nos meses de seca, evidenciando a fonte principal do aporte destes elementos, que é o rio Atibaia, o qual recebe dejetos de várias indústrias da região.. No período chuvoso, as maiores concentrações foram de ferro, níquel e chumbo, as quais ocorreram também nos pontos localizados no início do reservatório, próximo à área alagada. Mesmo no período de maior precipitação, o que representa maior concentração de material em suspensão, não verificou-se aumento nos níveis de metais na água. Nos pontos próximos à barragem, verificou-se maior concentração dos elementos cromo, cobre, manganês, zinco e chumbo, refletindo o aporte de material das margens da represa. Além disso, o oxigênio apresentou-se baixo neste período para estes pontos, propiciando, possivelmente, uma maior solubilização destes elementos.

6.4.2- Metais no sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

Os sedimentos no ecossistema aquático refletem a qualidade da água do sistema, suas variações físicas no decorrer do tempo, e os fatores hidrodinâmicos. Nos casos em que somente a análise da água é insuficiente, os sedimentos tem papel importante na identificação, no monitoramento e no

controle do impacto causado pelas fontes poluidoras. Isto é de grande importância em termos de metais, pois uma vez despejado em águas superficiais, eles tendem a se ligar no material particulado, não permanecendo na forma solúvel na coluna d'água (TINSLEY, 1979). Sendo a fonte principal de poluentes nestes sistemas, os metais não ficarão permanentemente ligados ao sedimento, podendo retornar à coluna d'água por atividade biológica ou mecânica, ou ainda, atingir a cadeia alimentar (GIESY & HOKE, 1991 e CHAPMAN et. al. , 1998).

Nas últimas décadas, a análise de sedimento atingiu uma nova dimensão, sendo empregada como uma ferramenta para as influências da poluição de metais pelo homem, pois os lagos tornaram-se o centro do desenvolvimento cultural desde os primórdios da civilização, tendo como consequência uma poluição mais aguda nestes locais (FÖRSTNER, 1976 e SLY, 1996).

Estudos desta natureza têm sido realizados em vários sistemas, enfocando sempre a importância de se avaliar a bioconcentração e a bioacumulação como ferramentas para o monitoramento e manejo de ecossistemas (De GREGORI et. al., 1996). FERNANDES et. al. (1994), por exemplo, estudaram a contaminação de metais pesados na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, constatando forte poluição por metais provenientes de atividades de petróleo e descargas de esgoto e industriais. BERVOETS et. al. (1996) realizou um estudo diferenciando o efeito tóxico por metais e cloretos, lançados por indústrias, do efeito tóxico do próprio ambiente, fazendo a associação entre os testes de ecotoxicidade no campo e os testes com efluentes. O autor analisou ainda as comunidades do local estudado, verificando uma ausência da comunidade bentônica nos locais afetados. BOLDRINI & PEREIRA (1997) determinaram as concentrações de metais na Baía de Santos e São Vicente e, neste estudo, evidenciaram a contaminação por diversos metais, os quais estavam presentes principalmente no sedimento.

Os estudos desenvolvidos por ESPÍNDOLA et. al. (1998), para o presente trabalho, como parte inicial da análise de metais totais no sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), demonstraram níveis elevados de contaminação para cobre, níquel, chumbo e ferro em todos os

pontos amostrados (correspondentes aos pontos 1 a 3 e pontos 5 e 6 do presente trabalho). Para o zinco verificou-se contaminação para os pontos de 1 a 3, cádmio nos pontos 1, 3 e 5 e cromo no ponto 1. Para o ferro, as concentrações foram altas da entrada do rio Atibaia, até o ponto próximo à barragem.

Estes mesmos dados foram comparados com os dados fornecidos por TUREKIAN & WEDEPOHL (1961), onde são apresentados valores médios de metais para os sedimentos de folhelhos geológicos (média mundial). Estes valores têm sido muito utilizados como referência em trabalhos de enfoque biogeoquímico e mesmo de monitoramento (FÖRSTNER, 1976; HAKANSON, 1980; SOARES et. al., 1999). Constatou-se novamente que o sedimento de Salto Grande está extremamente impactado, com concentrações 4 vezes superior para Cd, 3 vezes para Cu, 2 vezes superior para Fe e Pb sem variações significativas para Ni, 8 vezes superior para Zn e abaixo para Cr e Mn, em relação à média dos sedimentos de folhelhos geológicos.

TABELA 5: Comparação entre as concentrações de metais (mg/Kg) nos pontos do reservatório de Salto Grande e a média dos folhelhos mundiais.

Metals Pontos	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Autor
1	1,24	40,8	122,0	87.900	376,0	71,0	51,0	750,0	ESPÍNDOLA et. al. (1998)
2	0,90	24,0	71,0	92.266	365,60	38,0	37,0	220,0	
3	0,60	19,43	42,0	86.920	550,0	25,0	30,20	90,0	
4	0,80	16,70	80,0	101.380	30,0	26,90	33,86	116,0	
5	0,60	13,94	77,0	52.390	10,0	24,0	23,58	60,0	
Folhelho médio mundial	0,3	90,0	45,0	46.700	850,0	68,0	20,0	95,0	TUREKIAN & WEDEPOHL (1961)

Shales

Os padrões estabelecidos pela EPA (THOMAS, 1987), para sedimentos não poluídos, moderadamente poluídos e altamente poluídos são apresentados na Tabela 6.

TABELA 6: Parâmetros para o grau de poluição de sedimentos, segundo a concentração de metais total (mg/Kg):

Metal	Não Poluído	Moderadamente Poluído	Altamente Poluído
Cd	-	-	> 6
Cr	< 25	25 - 70 ⁵	> 70 ⁵
Cu	< 25	25 - 50	> 50
Fe	<17000	17000 - 25000	>25000
Mn	<300	300 - 500	>500
Ni	< 20	20 - 50	> 50
Pb	< 90	90 - 200	> 200
Zn	< 90	90 - 200	> 200

Fonte: THOMAS (1987) – Controle de despejos de sedimentos dragadods (EPA)

Em relação a estas faixas de valores, os sedimentos amostrados no reservatório de Salto Grande não seriam poluídos apenas para o chumbo, e em alguns pontos, para o zinco. Para todos os outros metais, os sedimentos seriam enquadrados como poluídos ou altamente poluídos, podendo resultar inclusive em efeitos acumulativos para a biota.

As concentrações de metais em sedimentos de regiões naturais não impactadas, são de 0,2mg/Kg para cádmio, 0,2mg/Kg para cobre, 0,3mg/Kg para o cromo, de 0,2mg/Kg até 5mg/Kg para níquel, de 7,4mg/Kg a 53,8mg/Kg para chumbo, de 47mg/Kg a 50mg/Kg para zinco (FÖRSTNER & WITTMANN, 1983; MOORE & RAMAMOORTHY, 1984; DAMIANI, 1987; REYNOLDSON, 1987)

Na Lagoa Emboaba, RS, AMAZARRAY (1992) determinou concentrações médias de metais totais de 0,072mg/Kg para cádmio, 3,69mg/Kg para cobre, 4,65mg/Kg para cromo, 6,14mg/Kg para níquel, 3,82mg/Kg para chumbo e 28,97mg/Kg para zinco. Em relação à esta lagoa, considerado um ambiente natural, as concentrações de metais para o reservatório de Salto Grande estão em torno de 20 a 30 vezes mais elevadas para Cobre, em torno de 10 vezes para Cádmio, de 5 a 10 vezes para o Cromo, de 5 a 12 vezes maior para Níquel, de 10 a 15 vezes para Chumbo e em torno de 3 vezes para Zinco.

Os fatores de contaminação de metais no sedimento são ferramentas bastante utilizadas nas questões referentes aos estudos de sedimentos, do ponto de vista do monitoramento (HAKANSON, 1980; AZEVEDO et. al., 1988; HAKANSON, 1988, SOARES et. al., 1999). De acordo com o fator de enriquecimento, HAKANSON(1980) classificou os sedimentos em diferentes graus de contaminação:

$FC < 1$: sedimento não enriquecido

$1 \leq FC < 3$: enriquecimento moderado

$3 \leq FC < 6$: enriquecimento considerável

$FC \geq 6$: enriquecimento alto, onde

$$FC = \frac{C_s}{C_r}$$

C_s é a concentração do metal no sedimento e C_r é a concentração do metal em regiões não impactadas, tomada como referência na literatura.

Através da somatória dos FC, o mesmo autor classifica os sedimentos em termos de graus de contaminação (GC), representando um risco potencial:

$GC < 8$: baixo grau de contaminação

$8 \leq GC \leq 16$: moderado grau de contaminação

$16 \leq GC \leq 32$: considerável grau de contaminação

$GC \geq 32$: alto grau de contaminação, evidenciando séria interferência antrópica.

Onde:

$$GC = \sum FC$$

Os índices serão utilizados neste trabalho, com algumas alterações. O número de amostras coletadas é menor e, ao invés de mercúrio, arsênio e PCB, serão considerados os metais níquel, ferro e manganês. A comparação continua válida, em termos matemáticos, pois o número de elementos é o mesmo.

A somatória dos fatores de concentração para os metais do reservatório de Salto Grande em relação ao folhelho médio enquadra-o com um considerável grau de contaminação (somatória em torno de 20). Em relação a sistemas

naturais (Lagoa Emboaba e dados obtidos em FÖRSTNER & WITTMAN, 1983), a somatória ultrapassa 32, o que o enquadraria como altamente impactado, com sérias intererências antrópicas (somatória em torno de 65).

Observa-se que, os sedimentos do reservatório de Salto grande estão impactados, embora existam algumas variações em relação aos limites estabelecidos, segundo a EPA e os dados dos folhelho médio, bem como frente aos valores de MOORE & RAMAMOORTHY (1984). Isto decorre da própria variabilidade dos sedimentos dos diferentes locais tomados como referência.

Nos estudos de poluição e efeitos de metais, é importante se conhecer a fração móvel ou disponível destes elementos. É esta fração que será responsável pela contaminação de organismos bentônicos e da coluna d'água, o que pode, conseqüentemente, acarretar a bioacumulação e a biomagnificação.

Em relação à fração biodisponível, ESTEVES et. al. (1981) analisando metais, por extração com HCl 0,5N (extração branda), em diferentes profundidades do sedimento de várias represas do Sistema Paranapanema, Paraná, Rio Grande, Rio Pardo e Tietê (todos do estado de São Paulo) verificou estar ocorrendo contaminação decorrente do despejo de esgotos, efluentes industriais e insumos agrícolas. Os valores médio para estes cinco sistemas, na porção superficial do sedimento, foram de 0,84 mg/Kg para o Cd, 14,12 mg/Kg para o Cr, 28,8 mg/Kg para o Cu, 17.853,72 mg/Kg para o Ferro, 581,9 mg/Kg para o Mn, 5,6 mg/Kg para o Ni, 30,02 mg/Kg para Pb e 21,9 mg/Kg para o Zn. LIMA (1990) verificou concentrações máximas de metais na Estação Ecológica do Jataí (um ecossistema considerado natural, com pouca impactação antrópica) de 0,06 mg/Kg para cádmio, 2,18 mg/Kg para cromo, 5740,0 mg/Kg para ferro, 336,0mg/Kg para manganês, 1,92mg/Kg para níquel, 2,69mg/Kg para chumbo e 14,80mg/Kg para zinco.

As concentrações encontradas para metais biodisponíveis no reservatório de Salto Grande, Americana (SP), demonstrados na Tabela 7, apresentam algumas semelhanças com os resultados de ESTEVES et. al. (op. cit.) para Cr, Cu e Mn e, em muitas vezes, valores mais elevados (Ni, Zn, e em alguns pontos para Cu e Cr). Mesmo os menores valores de metais biodisponíveis no sedimento para Salto Grande (Cd, Pb e Fe) evidenciam

interferência antrópica. Quando comparados com as concentrações de metais da Estação Ecológica do Jataí, evidencia-se que as concentrações de metais biodisponíveis no reservatório de Salto Grande são elevadas, demonstrando o alto grau de impactação do sistema e o potencial de liberação de substâncias tóxicas a partir do sedimento.

A fração biodisponível de metais da represa do Lobo, São Paulo, foi também analisada para ser utilizada como referência, uma vez que as amostras coletadas neste reservatório foram utilizadas como controle nos bioensaios com peixes (Tabela 8). As concentrações obtidas estão próximas àquelas obtidas na Estação Ecológica do Jataí (LIMA, 1990) e muito inferiores às encontradas em locais poluídos. Isto caracteriza o sedimento desta represa como não impactado, semelhante aos ecossistemas naturais. Ressalta-se aqui, porém, que um dos pontos localizado na entrada de um dos tributários da represa, apresentou concentrações de zinco elevadas, podendo estar refletindo a entrada de carga de esgoto e de uma mineradora localizada rio acima.

Observa-se que a fração biodisponível é extremamente elevada para o sedimento do reservatório de Salto Grande. O resultado da razão entre a fração biodisponível e a total, tomando como base as concentrações obtidas por ESPÍNDOLA et al (1998), demonstra que as porcentagens para o cádmio foram altas, entre (30% e 40%) nos pontos de entrada do reservatório (1 e 2) e baixas do ponto 3 em diante (em torno de 3%). Para o ferro observou-se porcentagens mínimas biodisponíveis, com variação de 0,09% a 2,95%. Para o níquel, as porcentagens variaram de 0% a 79,17%. O chumbo apresentou frações biodisponíveis de 9,80% a 73,16%. Para todos estes elementos, as maiores porcentagens biodisponíveis ocorreram em julho de 1998 e sempre próximo à barragem.

TABELA 7: Concentração de metais biodisponíveis nos pontos de coleta do reservatório de Salto Grande, Americana, SP. (Concentrações em mg/Kg).

Pontos	Metais							
Mai/98	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	ND	ND	23,25	610,00	487,50	8,50	15,75	272,5
2	ND	ND	12,75	1520,00	505,00	2,50	12,25	40,75
3	ND	ND	14,25	1337,50	300,00	3,75	13,25	35,00
4	ND	ND	13,25	1387,50	287,50	7,75	12,00	33,50
5	ND	ND	15,00	692,50	157,50	9,50	17,25	45,00
6	ND	ND	9,75	637,50	130,00	1,75	9,25	17,75
Jul/98								
1	0,50	11,00	70,50	1367,50	280,00	13,75	16,5	87,50
2	0,25	3,50	32,25	1215,00	232,50	7,00	13,25	52,50
3	0,25	2,25	23,00	2345,00	605,00	8,00	15,00	107,50
4	ND	0,50	29,50	1075,00	237,50	14,25	14,25	52,50
5	0,25	3,75	146,50	1545,00	332,50	19,00	17,25	50,00
6	ND	0,25	16,50	692,50	120,00	3,50	7,25	24,00
Nov/98								
1	ND	2,36	14,00	227,50	167,50	8,25	7,50	147,50
2	ND	0,94	13,00	245,00	142,50	7,25	7,50	115,00
3	ND	8,04	8,00	480,00	475,00	3,25	7,50	27,50
4	ND	10,54	9,00	542,50	292,50	9,75	10,00	15,00
5	ND	13,91	12,25	450,00	120,0	3,75	10,00	20,00
6	ND	1,68	12,25	652,50	255,00	10,00	10,00	150,00
Mar/99								
1	ND	2,15	10,50	462,50	137,50	23,25	5,00	392,50
2	ND	12,65	1,75	87,50	10,00	ND	5,00	7,50
3	ND	8,53	9,50	682,50	447,50	2,75	7,50	47,50
4	ND	30,81	8,75	720,00	247,50	7,00	10,00	35,00
5	ND	2,43	17,50	882,50	160,00	11,50	7,50	47,50
6	ND	5,75	6,25	555,00	167,50	2,25	5,00	30,00

ND = Não detectado

TABELA 8: Comparação entre a média (4 coletas) das concentrações de metais biodisponíveis no reservatório de Salto Grande e as concentrações biodisponíveis nos pontos de coleta na Represa do Lobo.(Concentrações expressas em mg/Kg de sedimento):

Pontos	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Salto Grande (média)	0,08	7,41	24,50	790,42	246,11	9,08	9,77	78,27
Broa 1	ND	0,92	1,75	197,50	55,00	ND	7,50	252,50
Broa 2	ND	4,87	0,75	135,00	97,50	1,00	5,00	37,50
Broa 3	ND	1,92	0,25	22,50	140,00	ND	5,00	7,50
Broa 4	ND	3,49	3,50	127,50	85,00	ND	5,00	5,00

ND = Não detectado

No mês de maio de 1998 foi observado também a maior porcentagem para o chumbo nos pontos próximos à barragem. O cromo, o cobre e o zinco apresentaram porcentagens biodisponíveis acima de 100%, o que reflete a diferença no período da coleta realizada no trabalho de ESPÍNDOLA et al. (1998) e o presente trabalho. As maiores porcentagens de cromo foram obtidas nos pontos mais próximos à barragem e no período chuvoso. A maior porcentagem de cobre biodisponível ocorreu em julho e em pontos próximos à barragem. A maior porcentagem biodisponível de zinco ocorreu em março de 1999..

As altas porcentagens de metais bioisponíveis demonstram que o sistema apresenta características químicas e dinâmicas propícias à liberação de metais do sedimento. Tal fato pode estar associado à forte redução destes metais no sedimento (condições redutoras, como anoxia), tornando os metais biodisponível tanto na água intersticial, como nas partículas de carbonatos e partículas orgânicas ou inorgânicas. Exemplo deste efeito é verificado para o manganês, o qual é rapidamente reduzido em condições anóxicas, solubilizando-se, até mesmo mais rápido do que o ferro, conforme apresentado por BURNS & NRIAGU (1976) para o Lago Eire.

De forma geral, o hipolímnio do reservatório de Salto Grande apresenta condições anóxicas ou com pouco oxigênio, na maioria dos meses. Isto

favorece a biodisponibilização ou solubilização dos metais. Além disso, observa-se que a contribuição da fração areia em relação à argila e silte é maior próximo à barragem, o que poderia resultar na menor existência de sítios de ligação aos metais. Em relação à matéria orgânica, verifica-se que as menores porcentagens ocorreram em julho de 1998, propiciando, conforme constatado, maior biodisponibilidade de metais neste período. Outro fator de grande importância a ser considerado é o potencial de óxido-redução e os sulfetos volatilizáveis por ácido que, embora não estudados neste trabalho, poderiam estar influenciando na dinâmica dos metais no sedimento, reduzindo a biodisponibilidade (BROWER & MURPHY, 1995).

Excetuando-se o ferro, os metais estudados apresentaram alta porcentagem de biodisponibilização. Como o reservatório sofre diversas interferências antrópicas e apresenta variações físicas e químicas associadas à sazonalidade climatológica, verifica-se que o potencial de assimilação pela biota pode ser considerável, tendo em vista a dinâmica e a concentração de metais no sedimento.

6.4.3- Metais em tecido muscular de peixes do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

Os resultados de metais em tecido muscular dos peixes coletados em julho e novembro de 1998 no reservatório de Salto Grande, Americana (SP) estão apresentados nas TABELAS 9 e 10, respectivamente e TABELA 15 em anexo.

TABELA 9: Média das concentrações encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas em julho de 1998 no reservatório de Salto Grande Americana(SP). (Valores em mg/Kg, n = número de exemplares obtidos)

<i>Espécie</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Piranha ad.) n= 1	ND	ND	4,00	82,00	ND	ND	ND	4,00
<i>Schizodon nasutus</i> (Chimboré) n= 2	ND	ND	4,00	71,00	ND	ND	ND	25,00
<i>Pseudocurimata</i> sp (Saguiru) n= 16	ND	ND	4,75	88,00	ND	ND	ND	74,625

ND = Não detectado

TABELA 10: Média das concentrações encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas em novembro de 1998 no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). (Valores em mg/Kg, n= número de exemplares coletados)

<i>Espécie</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Zn</i>
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Piranha adulta) n= 1	ND	ND	2,00	202,00	ND	ND	ND	54
<i>Serrasalmus spilopleura</i> (Piranha jovem) n=1	ND	ND	4,00	242,00	10,00	64	100	48
<i>Hoplias malabaricus</i> (Traira) n= 1	ND	ND	2,00	180,00	8,00	ND	14	46
<i>Leporinus</i> sp (Piava) n=10	ND	ND	3,40	164,20	9,00	36,80	54,00	70,20
<i>Pseudocurimata</i> sp (Saguiru) n= 8	ND	ND	4,00	168,5	1,75	10,75	8,25	78,5

ND = Não detectado

No ambiente aquático, os organismos necessitam de uma superfície corporal ou de brânquias para uma troca eficiente de oxigênio e outras moléculas. Infelizmente, o mesmo sistema fisiológico que permite estas funções propicia um eficiente meio de se adquirir outros elementos em excesso, os quais são decorrente das interferências antrópicas. Os organismos aquáticos são reconhecidos pela sua habilidade de absorver uma variedade de compostos, sendo que estes poderão ser encontrados em baixas concentrações nos tecidos



ou acumularem-se em um tecido especificamente. A acumulação ou a concentração destes elementos depende das interações dos fatores físicos, químicos e biológicos do ambiente aquático (RAND et.al.1995).

No reservatório de Salto Grande, as concentrações de metais, em todos os casos em que foram detectados, foram elevadas, caracterizando organismos que vivem em locais altamente impactados.

A maioria das espécies coletadas em Salto Grande, apresentam hábitos alimentares bastante variados. Para a classificação, de acordo com o hábito, foram utilizados os dados de ROMANINI (1989). Os gêneros *Leporinus* sp e *Pseudocurimata* sp alimentam-se preferencialmente se insetos, rotíferos e detritos. As espécies *Hoplias malabaricus* e *Serrasalmus spilopleura* apresentam dieta alimentar preferencialmente de Osteichthyes, seguidos de insetos, detritos e zooplâncton. A espécie *Schisodonnasutus* alimenta-se preferencialmente de itens vegetais, sendo preferencialmente herbívora, embora itens como detritos e insetos, pelo fato de estarem junto à macrófitas por exemplo, serem consumidos.

As espécies onívoras e carnívoras apresentam elevadas concentrações de todos os metais. A espécie herbívora apresenta concentrações mais elevadas de cobre. Todas as espécies apresentam concentrações elevadas de zinco e ferro. O organismo jovem de *S. Spilopleura* apresentou as maiores concentrações para quase todos os metais, excetunado-se o zinco. Em geral, os peixes carnívoros apresentaram maiores concentrações de metais, evidenciando uma possível bioacumulação e também a espécie onívora *Leporinus* sp, apresentou a maior concentração de manganês, evidenciando novamente bioacumulação. A bioacumulação ocorre principalmente em organismos que representam topo de cadeia ou que pertencem a níveis tróficos mais elevados (CHAPMAN, 1995).

LIMA (1990) analisou metais em três espécies de peixes (*Prochilodus scrofa*, *Schizodon nasutus* e *Hoplias malabaricus*) da Estação Ecológica do Jataí, Luis Antonio (SP). Pelos dados apresentados na Tabela 11, observa-se que em relação aos metais comparáveis, os peixes do reservatório de Salto Grande apresentam concentrações bastante elevadas (Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn), podendo ser considerados impróprios para consumo. O mesmo autor, apresenta

também o limite máximo para consumo, para cádmio, cromo, cobre, chumbo e zinco, os quais são valores bem inferiores aos encontrados no reservatório de Salto Grande.

TABELA 11: Concentrações médias de metais encontradas em tecidos musculares das espécies de peixes coletadas na Estação Ecológica do Jataí. (Valores em mg/Kg)

Espécie	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Prochilodus scrofa</i>	0,0016	0,25	1,77	2,98	2,89	0,012	0,36	38,75
<i>Schizodon nasutus</i>	0,0013	0,41	0,35	1,85	5,95	0,033	0,69	47,46
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,0025	0,44	8,88	0,89	2,47	0,088	0,6	44,72
Limite para consumo	1,0	0,10	30,0	-	-	-	8,0	100,0

Fonte: LIMA (1990)

As concentrações dos metais zinco, cobre e ferro detectadas por YOUNG & HARVEY (1989) em músculo de *Catostomus commersoni*, coletado em uma região alagada, foram de 26mg/Kg, 0,3mg/Kg e 6mg/Kg, respectivamente. POURANG (1995) encontrou valores de Cu, Zn, Mn e Pb em músculo de peixes, da ordem de 2,8mg/Kg, 25,4mg/Kg, 4,3mg/Kg e 1,2mg/Kg, respectivamente, para a espécie *Esox lucius* e 1,3mg/Kg, 55,4mg/Kg, 9,7mg/Kg e 1,3mg/Kg para *Caurassius auratus*, respectivamente. Todas estas concentrações estavam mais altas do que as encontradas em espécies economicamente importantes da região do mar Cáspio. YAMAZAKI et al (1996) ao analisarem os gêneros *Carassius*, *Gnathopogon*, *Tribolodon* e *Zacco*, encontraram concentrações de 10mg/Kg a 60mg/Kg para Fe, de 3mg/Kg a 6mg/Kg para Mn e de 80mg/Kg a 120mg/Kg para zinco. Os mesmos autores, ao analisarem metais em músculo de fêmeas de *C. auratus* encontraram concentrações de 0,12mg/Kg de Cr, 6mg/Kg de Cu, 50mg/Kg de Fe, 2mg/Kg de Mn, 0,9mg/Kg de Ni e 110mg/Kg de Zn. Todos estes resultados demonstravam a ocorrência de um acelerado processo de poluição antrópica. As concentrações de metais observadas pelos autores citados estão sempre abaixo das concentrações encontradas na musculatura de peixes do reservatório de Salto Grande, o que corrobora para a constatação de que este

sistema encontra-se em alto grau de impactação, com sérias consequências para a rede trófica, estando afetando especialmente os peixes.

6.5- Estudos ecotoxicológicos no reservatório de Salto Grande

6.5.1- Biometria dos organismos

Os resultados da correlação demonstram uma condição satisfatória entre a relação peso e comprimento (Total e Padrão) no lote utilizado nos testes de maio e julho de 1998. Para o lote utilizado em novembro de 1998 e março de 1999, a correlação foi bem mais expressiva. Para visualização dos resultados e os respectivos coeficientes de correlação, os dados estão apresentados nas figuras 23 e 24. Os peixes utilizados nos bioensaios *in situ* também compõem os dados.

6.5.2- Testes com substância de referência - sensibilidade ao $K_2Cr_2O_7$.

Os resultados obtidos nos testes de referência para *Danio rerio* estão especificados nas Tabelas 16, 17, 18 e 19, em anexo. Os resultados finais estão demonstrados na Tabela 12. Os testes realizados em novembro de 1998 e março de 1999 tiveram a duração de 48h, representando um teste rápido para se avaliar a condição dos lotes e obter-se a CL5048h, um procedimento descrito nas normas do IBAMA (1990) e CETESB (1993). Os resultados obtidos, para serem certificados, foram comparados com as CL5048h obtidos nos meses de maio e julho de 1998. Os valores estão dentro dos limites aceitáveis, indicando uma condição satisfatória dos organismos para a realização dos testes.

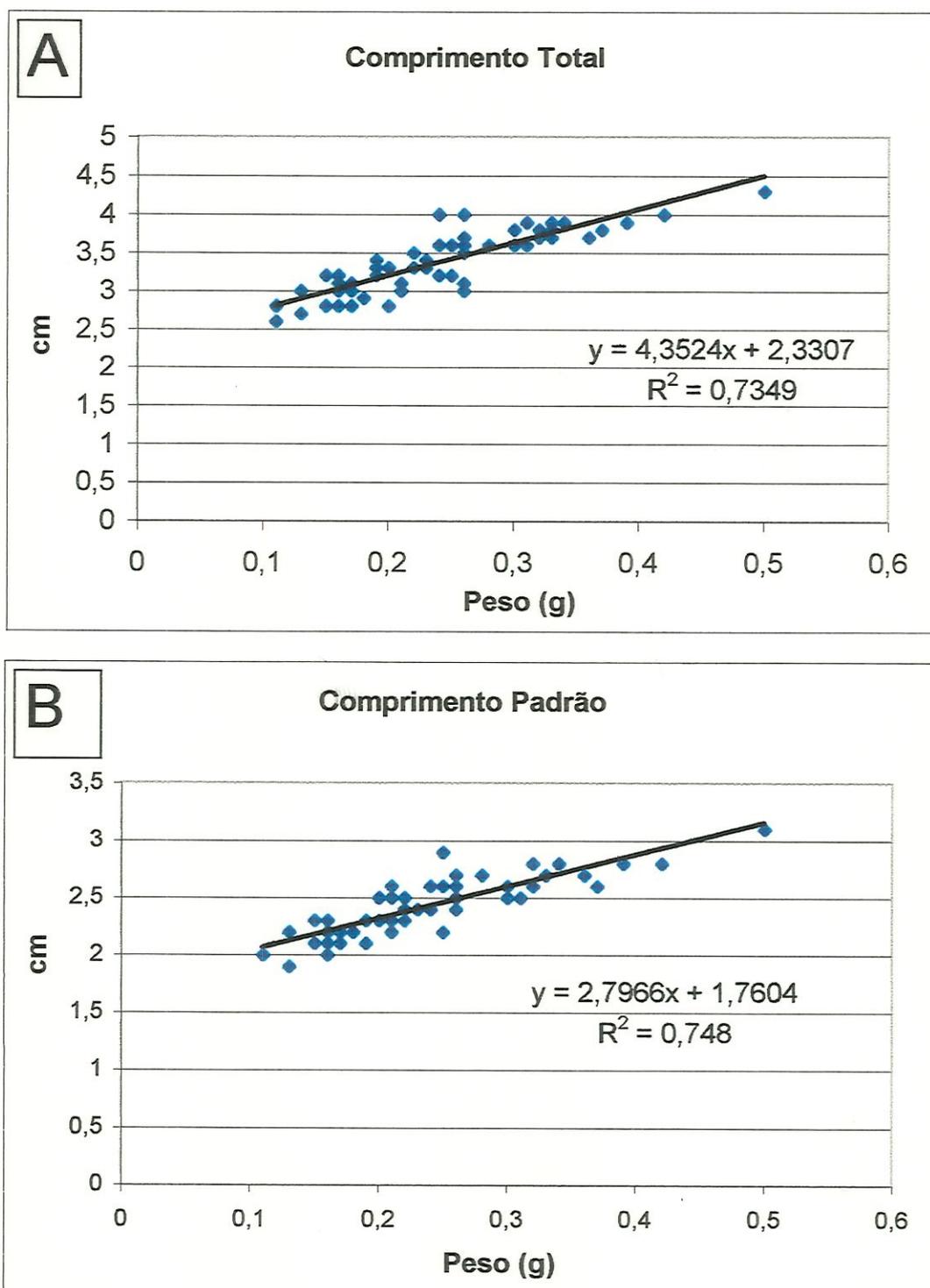


FIGURA 23: Correlação entre o comprimento total e o peso (A) e o comprimento padrão e o peso (B), nos lotes de *Danio rerio*, utilizados nos testes de toxicidade em maio e julho de 1998.

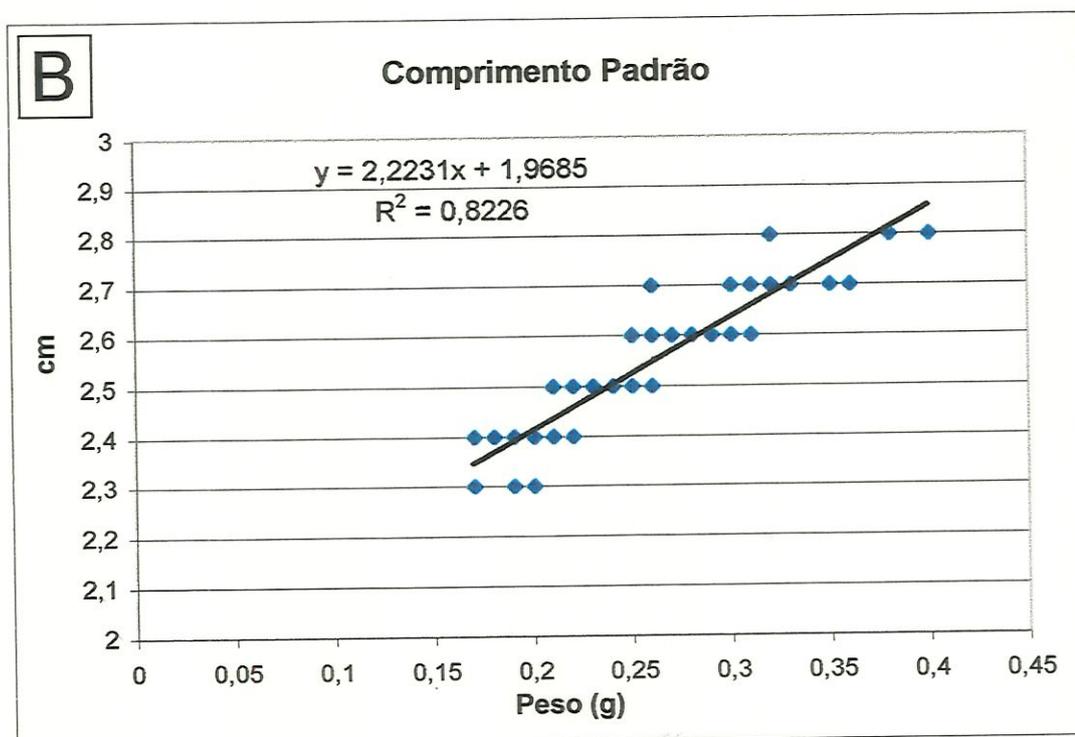
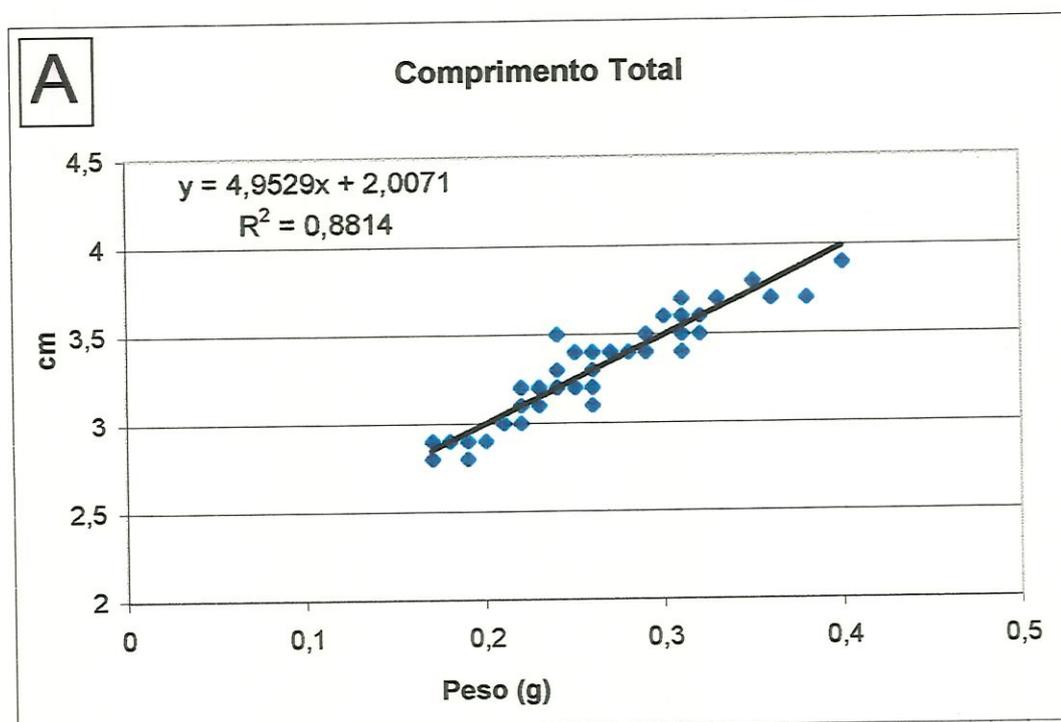


FIGURA 24: Correlação entre o comprimento total e o peso (A) e o comprimento padrão e o peso (B), nos lotes de *Danio rerio*, utilizados nos testes de toxicidade em novembro de 1998 e março de 1999.

TABELA 12: Valores da CL50 96h e 48h, obtidas nos testes de sensibilidade ao Cromo, para *Danio rerio*.

	Valores de CL50 (Spearmam-Karber-HAMILTON et. al., 1977)
CL50 96h – maio de 1998	35,35 mgCr/L
CL50 96h – julho de 1998	40,93 mgCr/L
CL50 48h – novembro de 1998	50,13mgCr/L
CL50 48h – março de 1999	53,37 mgCr/L

6.5.3- Bioensaios de referência com amostras de água e sedimento coletadas na Represa do Lobo

Os bioensaios conduzidos em laboratório com as amostras de água e sedimento coletadas nos pontos da represa do Lobo serviram para avaliar a utilização deste como referência nos bioensaios com as amostras ambientais. Como amostras-controle, tanto a água e o sedimento dessa represa não apresentaram toxicidade e, aliados às análises limnológicas e de metais, apresentaram-se de boa qualidade para tal fim. Os resultados encontram-se nas Tabelas 20 e 21, em anexo.

6.5.4- Bioensaio agudo com amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

Os bioensaios realizados com *Danio rerio* para as amostras de água do reservatório de Salto Grande - Americana, SP, não apresentaram toxicidade em nenhum ponto coletado, durante todo o período de amostragem. Durante o teste realizado em julho de 1998, deu-se continuidade ao mesmo por 30 dias, sendo que em nenhum ponto ocorreu mortalidade de peixes (resultados nas Tabela 22, 23 e 24 em anexo). No mês de março de 1999, não realizou-se o bioensaio agudo, mas sim o crônico, a ser descrito posteriormente.

6.5.5- Bioensaio agudo com amostras de sedimento de Salto Grande

As amostras de sedimento coletadas em maio, julho e novembro de 1998 e março de 1999 não apresentaram toxicidade para *Danio rerio*. No mês de julho de 1999, o bioensaio com sedimento seguiu por 30 dias, sendo que mesmo no final deste período, não verificou-se a mortalidade de peixes em nenhum ponto de coleta. Constatou-se ainda que todos os indivíduos de *D. rerio*, em quase todos os testes enterravam-se completamente no sedimento, durante o período de execução. Os resultados constam nas Tabelas 25, 26, 27 e 28 em anexo. ESPÍNDOLA et. al. (1998) ao realizarem bioensaios agudos para *Danio rerio* com sedimentos do reservatório de Salto Grande, também não encontraram toxicidade em nenhum ponto do sistema. No entanto, os mesmos autores, realizando bioensaios agudos com o microcrustáceo *Daphnia similis*, encontraram toxicidade em vários meses de 1997 e em janeiro de 1998 para os pontos próximos à barragem do reservatório de Salto Grande.

6.5.6- Bioensaio crônico em laboratório

Em março de 1999 realizou-se bioensaios crônicos com larvas de *Danio rerio*, uma vez que conseguiu-se a disponibilização destas em laboratório somente neste período. Nos bioensaios crônicos com sedimento, observou-se efeitos deletérios para as larvas em três pontos coletados, incluindo-se indícios de toxicidade até a constatação de pontos extremamente tóxicos (Tabela 13).

TABELA 13: Resultados do bioensaio crônico para a amostra de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) em março de 1999. Organismo-teste: *Danio rerio* - estágio larval.

Pontos de coleta	Mortalidade (%)	Resultado
Controle	5	Teste Aceito (<10%)
1	100	T
2	40	IT
3	35	IT
4	20	NT
5	20	NT
6	20	NT

T= Tóxico ($\geq 50\%$ de mortalidade) IT = Indícios de Toxicidade (mortalidade entre 30% e 50%) NT = Não Tóxico (mortalidade entre 0% e 30%)

Os bioensaios crônicos com sedimento demonstram que para os indivíduos jovens, o potencial tóxico do sedimento é consideravelmente alto, principalmente nos primeiros pontos do reservatório. No caso do reservatório de Salto Grande, os experimentos utilizando a fase larval de *Danio rerio* mostraram ser mais sensíveis no bioensaio realizado em laboratório, demonstrando inclusive a importância da relação do estágio de desenvolvimento e a susceptibilidade nos estudos de avaliação ecotoxicológica. O que ocorre possivelmente é que os organismos adultos apresentam maiores condições de adaptação aos poluentes do sedimento e as fases larvais são mais sensíveis e não tem condições de se adaptar à quantidade de poluentes liberados pelo sedimento durante o teste. O bioensaio crônico vem confirmar ainda que o sedimento é a principal fonte de contaminação, uma vez que os bioensaios com água não apresentaram toxicidade crônica (Tabela 14). Os resultados obtidos também demonstram a necessidade eminente da utilização de bioensaios com espécies de peixes em fase larval.

TABELA 14: Resultados do bioensaio crônico com amostras de água do reservatório de Salto Grande - Americana, SP (março de 1999).
Organismo-teste: *B. rerio* - estágio larval.

Pontos de coleta	Mortalidade (%)	Resultado
Controle	0	Teste Aceito (<10%)
1	0	NT
2	0	NT
3	10	NT
4	10	NT
5	10	NT
6	15	NT
7	20	NT

T= Tóxico ($\geq 50\%$ de mortalidade) IT = Índices de Toxicidade (mortalidade entre 30% e 50%) NT = Não Tóxico (mortalidade entre 0% e 30%)

6.5.7- Bioensaios *in situ*

Os bioensaios *in situ* foram realizados em julho e novembro de 1998. A figura 25 e as tabelas 31 e 32 em anexo, apresentam os resultados obtidos nos testes.

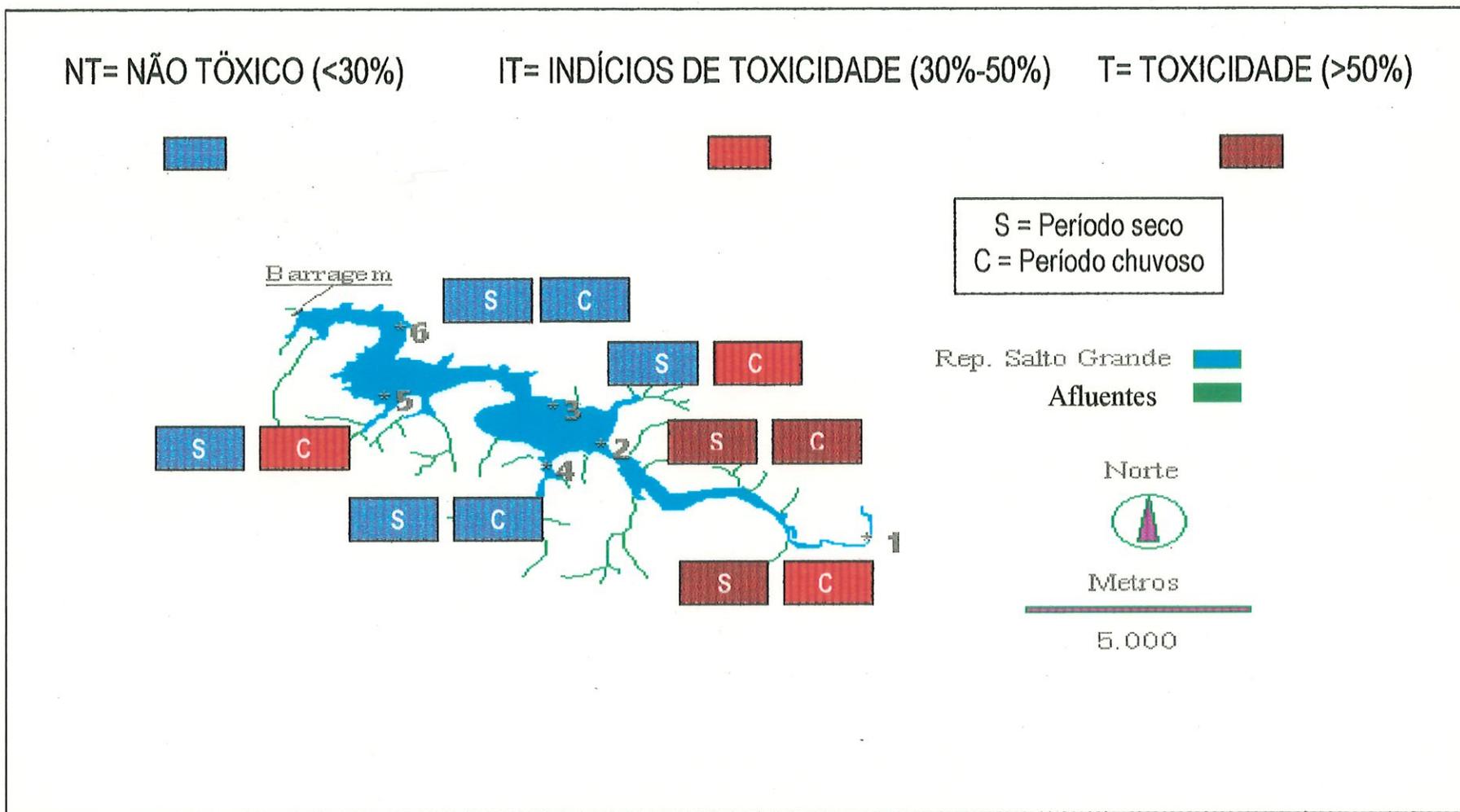


FIGURA 25: Resultados dos bioensaios *in situ* com *Danio rerio*, realizados em junho e novembro de 1998, no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Tanto os bioensaios em laboratório quanto os *in situ* apresentam suas vantagens e desvantagens, podendo assumir papéis importantes no monitoramento. Para tanto, deve-se fazer uma comparação entre os resultados de ambos e inferir se há uma confirmação ou uma subestimativa dos resultados. Com os bioensaios agudos realizados em laboratório, com amostras de água e sedimento, não verificando-se mortalidade em nenhum período de coleta. No entanto, para o bioensaio *in situ*, verificou-se que os pontos 1 e 2 apresentaram potencial tóxico, causando a mortalidade de peixes expostos ao sedimento. Isto demonstra claramente uma subestimativa dos reais efeitos adversos causados pelos poluentes, primordialmente aqueles presentes no sedimento, pelos testes agudos em laboratório. Os pontos amostrados no reservatório de Salto Grande que apresentaram toxicidade foram os primeiros do sistema, os quais recebem toda a carga proveniente de indústrias e esgotos da região. Através das análises de nutrientes, metais e variáveis limnológicas, verifica-se que estes são os pontos que apresentam o maior aporte de material em suspensão, as maiores concentrações de nutrientes, reduzidas concentrações de oxigênio e alto teor de matéria orgânica, condições estas que permitem a disponibilidade de maiores quantidades de poluentes ou compostos que se tornam poluentes em grandes quantidades. No entanto, em laboratório estes processos são anulados.

Deve-se considerar ainda que o motivo da utilização da água reconstituída no bioensaio com sedimento em laboratório é permitir que os contaminantes presentes no sedimento possam ser transferidos à água (RAND et. al., 1995), o que verifica-se pelo aumento na condutividade no decorrer do ensaio. Sendo assim, os resultados dos testes *in situ* realizados no reservatório de Americana (SP), demonstram uma situação real do ambiente, muitas vezes subestimada pelos bioensaios em laboratório, principalmente os agudos.

BURTON (1995) critica a metodologia utilizada nos testes com sedimento em laboratório, pois eles são baseados em equilíbrios entre a água do bioensaio e o sedimento. Este equilíbrio artificial pode mascarar outros processos que ocorrem no ambiente e que contribuem para a toxicidade do sedimento.

6.6- Análise ambiental do reservatório de Salto Grande, Americana (SP)

MARGALEF (1981) define as represas como sendo sistemas intermediários entre rios e lagos, com uma elevada taxa de renovação de água e um efeito de transporte muito semelhante àqueles das águas correntes, cuja evolução depende da entrada de informações no espaço e no tempo. TUNDISI (1986) ressalta ainda que os reservatórios podem refletir as atividades antrópicas e os sistemas integrados da bacia hidrográfica a qual pertencem, através da análise da qualidade de seus recursos hídricos. Portanto, relacionar os efeitos observados, quando realiza-se um monitoramento ecotoxicológico, com as atividades que podem estar causando um impacto, é de fundamental importância.

Fazendo-se um histórico de dados relativos à qualidade de água do rio Atibaia, tem-se que, dados da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SÃO PAULO, 1994), apresentam um diagnóstico, considerando a classificação por Classes (CONAMA 20/1986). Segundo esta classificação, o rio Atibaia, que forma o reservatório de Salto Grande, passa por diferentes regiões desde a sua cabeceira até a sua foz, onde encontra o rio Jaguari. Enquadra-se como Classe 1 no seu trecho inicial. Ao passar pela cidade de Atibaia, recebe descargas de poluentes, enquadrando-se como um rio Classe 3. Posteriormente, ao deixar a cidade, melhora de qualidade, assumindo a classe 2 e, logo em seguida, Classe 1. Ao passar por Itatiba, tem sua qualidade comprometida, passando para classe 3 e, posteriormente melhora, sendo considerado como rio de Classe 2. Antes de chegar próximo às cidades de Valinhos e Vinhedo, apresenta novamente qualidade Classe 1. Porém, ao receber a afluência do ribeirão dos Pinheiros (Classe 4), tem sua qualidade alterada novamente, passando à Classe 3 e, após recuperada a qualidade, enquadra-se como Classe 2 e 1, até receber a afluência do ribeirão das Anhumas (Classe 4), o qual recebe despejos de esgoto da cidade de Campinas. A partir daí, o rio Atibaia segue seu curso como rio de Classe 3 até chegar ao reservatório de Salto Grande. Ao atingir a fase de reservatório, a qualidade da água analisada apresenta características de Classe 4, por todo o sistema, melhorando a qualidade após a barragem (Classe 2).

Todas estas alterações são decorrentes dos despejos urbanos mencionados anteriormente, mas também, dos resíduos industriais e de outras fontes pontuais ou difusas, que contribuem significativamente para este quadro. Geralmente os relatórios de qualidade de água focalizam suas atenções apenas para os despejos de esgotos municipais e despejos industriais, não se atentando para fontes difusas de poluentes (escoamento superficial, chuva, entre outros).

Já a CETESB, adotava em seus relatórios uma forma de expressar a qualidade da água, através de um índice de qualidade de água, o IQA, variando entre ótima, boa, aceitável, ruim e péssima. Segundo a CETESB (1993), a qualidade da água em 1992 para o rio Atibaia, esteve entre aceitável e boa, na maior parte do tempo e, no ponto após o reservatório, apresentou qualidade ruim. Porém, os pontos de coleta (AT 2065: captação número 3 de Campinas e AT 2605: ponte da nova Rodovia Campinas-Cosmópolis) localizam-se em locais onde a Classe do rio é considerada entre aceitável e ruim. Ressalta-se aqui que não há pontos de monitoramento no interior do reservatório de Salto Grande. Segundo a análise da CETESB: *“O rio Atibaia monitorado nos pontos AT 2065 e AT 2605, na maioria das amostras coletadas durante 1994, apresentou concentração de coliformes fecais e totais, fosfato total, manganês e fenóis acima dos padrões estabelecidos para a Classe 2 (CONAMA 20/86). O ponto AT 2605 apresentou também algumas amostras com concentrações de Nitrogênio Amoniacal e DBO (5,20) acima dos padrões. De acordo com os valores obtidos para o IQA, o rio Atibaia, no ponto AT 2065, manteve as águas com qualidade variando entre boa e aceitável durante todo o ano. No ponto AT 2605, a qualidade das águas foi classificada como aceitável na maior parte do ano. O IT, obtido para amostras coletadas nos pontos citados, em quase todos os resultados apresentou valor 0, dadas as concentrações de fenóis acima dos padrões da Classe 1. O Teste de Toxicidade, realizado apenas para o ponto AT 2605 apresentou efeito não tóxico na maior parte do ano (4 amostras de 6 analisadas), um resultado com efeito crônico e outro com efeito agudo a organismos aquáticos.”*

Os demais relatórios da CETESB (1993 e 1996), também apresentam os resultados dos testes, sendo que no rio Atibaia ocorreu toxicidade crônica no

mês de maio em 1994 e 1995 e toxicidade aguda em setembro de 1994. A CETESB adota também um índice de toxicidade, o IT, mas que para o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA), pouca atenção foi dada aos testes de toxicidade. Mesmo sendo evidente que a qualidade da água nestes pontos foi totalmente diferente das análises que vinham sendo realizadas nos anos anteriores à 1993. Mesmo com este histórico de alta impactação apresentada, na classificação adotada até 1995, o rio Atibaia aparece com qualidade aceitável e o reservatório de Salto Grande, com qualidade ruim, conforme mostram as figuras 3 e 26.

Nos anos de 1997 e 1998, A CETESB criou um novo índice de qualidade de água, onde considera-se os testes de toxicidade crônica com *C. dubia*, além das análises de metais, fenóis, pH e OD. O índice, cujo nome é IPCA - Índice para Preservação das Comunidades Aquáticas, associa classes de valores com as condições da água. A classificação é feita em 3 níveis: **Adequada** (águas com características necessárias para manter a sobrevivência e a reprodução de organismos aquáticos), **Regular** (águas com características necessárias para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo) e **Inadequada** (águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos. Pelo novo índice, a qualidade da água do rio Atibaia seria considerada Inadequada, com base nos testes de toxicidade, principalmente com sedimento dos pontos amostrados (FONSECA, 1998).

A utilização do IPCA na classificação final da qualidade da água e na representação nos relatórios dos sistemas monitorados é de extrema importância. Materiais de divulgação, por parte do poder público estadual, apresentam dados sobre o rio Atibaia, como um rio de qualidade aceitável, na região do reservatório de Salto Grande e mesmo onde ocorrem despejos intensos de esgotos e efluentes industriais (SMA, SP/CETESB/DAEE/GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1996). Ressalta-se ainda, que não existem testes realizados no próprio reservatório, o que deveria ser feito, tendo em vista a função de estoque de contaminantes que o sedimento desempenha e comprovado pelas análises de metais e pelos testes *in situ*.

Os dados relativos às cargas orgânicas industriais entre 1992 e 1995 para a Bacia do rio Piracicaba (CETESB, 1992 e 1993) não variaram significativamente. Porém, constatou-se que a remoção para o ramo industrial chegou a 73,4% e para o ramo sucro alcooleiro atingiu 99,9%. A carga orgânica doméstica teve o índice de remoção mais baixo (22,4%). Em termos gerais, da carga de 1.400 t DBO₅/dia, a remoção atinge 90,3%. Porém, os rios da Bacia Hidrográfica permanecem com características de degradação e, os testes ecotoxicológicos da CETESB, bem como os realizados por MELETTI (1997) para peixes e FONSECA (1997) para *Chironomus xanthus*, *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, acusam toxicidade em vários pontos da bacia, inclusive na captação de Sumaré (ponto 1 no presente trabalho) e o presente trabalho acusa toxicidade *in situ* para *Danio reiro* no reservatório de Salto Grande, que recebe boa parte destas cargas poluidoras despejadas no rio Atibaia – em torno de 10% (CETESB, 1995). As principais fontes poluidoras do rio Atibaia e seus afluentes estão apresentadas na Tabela 16.

TABELA 15: Principais indústrias ou cidades que possuem lançamentos para o rio Atibaia e seus afluentes.

Fontes Poluidoras	Ramo	Corpo Receptor
Lançamento Urbano de Valinhos	_____	Afluente do rio Atibaia
Indústrias Gessy Lever Ltda.	Química	Córrego Invernada (afluente do rio Atibaia)
Rigesa S. A. Papel, Papelão e Embalagens Ltda.	Papel	Ribeirão Pinheiros (afluente do rio Atibaia)
Lançamento Urbano e Indústrias de Itatiba	_____	Afluente do rio Atibaia
Lançamento Urbano de Paulínia	_____	rio Atibaia
J. Bresler S. A. Indústria de Papel e Papelão	Papel	rio Atibaia
Petróleo Brasileiro S. A. – Petrobrás. Replan	Petroquímica	rio Atibaia
Bann Química S. A.	Química	Infiltra no solo
Rhodia S. A.	Química	rio Atibaia
Rhodiaco Indústrias e Químicas Ltda.	Química	rio Atibaia

Fonte: (SÃO PAULO - SMA, 1994)

A remoção mencionada faz referência à parte orgânica do despejo, a qual apresenta maiores facilidades para ser degradada biologicamente ou ser tratada via métodos químicos. Quando observam-se altas taxas de remoção, tem-se a idéia de que existe um dejetos "mais limpo" entrando ao sistema. No entanto, os relatórios da CETESB para 1995 (CETESB, 1996) indicaram concentrações de $0,6\mu\text{g/L}$ de mercúrio em maio, um índice três vezes maior que o limite estabelecido pelo CONAMA 20/1986, que é de $0,2\mu\text{g/L}$. A CETESB encontrou fenol na concentração de $7\mu\text{g/L}$ na ponte do rio Atibaia, na Rodovia Campinas-Cosmópolis, quando o limite do CONAMA é de $1\mu\text{g/L}$.

Muitas melhorias até o presente momento foram realizadas pelos municípios e industriais, mas ainda não se sabe sua eficácia. Dados dos bioensaios realizados por ZAGATTO et. al. (1988) já demonstravam que amostras de água da bacia do rio Piracicaba apresentavam toxicidade para o zooplâncton, nos testes realizados com *Daphnia similis*. Em termos dos testes de toxicidade e dos resultados de qualidade da água mais atuais, pouco efeito surtiu sobre o controle da qualidade ambiental.

Outros tipos de poluentes não são analisados nestes relatórios, tais como pesticidas. Poluentes inorgânicos e orgânicos, como o fenol, que são estudados, são encontrados com frequência em concentrações acima do permitido em Lei (CETESB, 1993, 1994 e 1996). Estes dados demonstram a interferência que os dejetos industriais podem causar nos ecossistemas desta Bacia Hidrográfica, principalmente nos reservatórios, acumulando-se primordialmente, nos sedimentos.

A utilização dos bioensaios é de suma importância, haja visto os resultados dos programas de monitoramento da CETESB, em relação ao rio Atibaia, junto à entrada do reservatório de Salto Grande. Juntamente com os testes crônicos e *in situ* realizados com *Danio rerio*, constata-se que não somente a comunidade zooplanctônica e bentônica sofrem os efeitos de poluentes. A comunidade de peixes pode estar sendo afetada, principalmente as formas jovens. ROMANINI (1989) já havia detectado que a diferença na composição da ictiofauna em três locais de coleta era determinada pelo gradiente de depuração existente no reservatório de Salto Grande, Americana

(SP), sendo o oxigênio o fator preponderante nesta distribuição, com cinco itens alimentares predominantes na alimentação da ictiofauna deste sistema: detritos, peixes, insetos, areia e microcrustáceos.

Além disso, a toxicidade para o reservatório de Salto Grande, sendo detectada em nível crônico, é muito sutil, perdurando por um longo período de tempo. Os efeitos ecológicos acarretados por este tipo de toxicidade e, conseqüentemente, da variedade de poluentes do sistema, são ainda pouco conhecidos, mas as conseqüências podem ser mais drásticas em escala temporal.

Sendo o sedimento um armazenador de poluentes, principalmente de metais, o risco destes elementos estarem provocando efeitos ecológicos crônicos é relevante. Outros autores ao realizarem estudos de metais no sedimento do rio Atibaia (FAVARO et. al., 1996; FOSTIER et. al., 1996), principal contribuinte do reservatório, também verificaram a presença dos mesmos em bivalves (TOMAZELLI et. al., 1996). Os estudos demonstraram haver alto grau de poluição, bem como a ocorrência de bioacumulação de todos os metais analisados em bivalves. Deve-se mencionar ainda os resultados obtidos por MELETTI (1997), nos quais a qualidade da água do rio Atibaia em uma estação de coleta próxima a captação de água para abastecimento do município de Sumaré (ponto 1, no presente trabalho) foi a que apresentou, na maioria dos meses analisados, valores fora dos padrões estabelecidos pelo CONAMA, para as concentrações de zinco, chumbo, cádmio e manganês.

Centralizando-se as análises no reservatório de Salto Grande, em relação ao uso e ocupação da Bacia Hidrográfica, LEITE (1998) demonstrou reduzidas regiões de matas (7,16% do total de uma área de 149,54Km²). Cerca de 45% da área total é representada por pastos e cultivos de cana-de-açúcar, e 15% representa solos expostos ou em preparo para cultivos e outros fins. A área urbana e antrópica contribuem com 28% do total da área. A maior porcentagem de solo exposto encontra-se no período chuvoso, contribuindo para que ocorra um maior aporte de material particulado para o reservatório, o que é evidenciado pelas maiores concentrações de material em suspensão para o período. Estas áreas expostas e as áreas de plantio são fontes para o carreamento de agrotóxicos para o sistema também (figura 27). O mesmo autor

propõe, como medida de retenção do aporte de material para o reservatório, a recomposição da mata ciliar pelas margens do sistema.

LEITE (1998) também estimou a entrada de nutrientes pelas margens de reservatório, carregada pelo material particulado, em 203,26ton/ano de nitrogênio e 27,89ton/ano de fósforo, os quais são considerados elevados frente a outros sistemas. Este carreamento pode ser responsável pelo transporte de poluentes para a água, acarretando gastos posteriores no tratamento da água para consumo. Este elevado aporte de nutrientes ao sistema permite, no caso do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), o aparecimento de florescimentos algais e um intenso crescimento de macrófitas, as quais chegam a ocupar até um terço do reservatório, sendo responsáveis pela retenção de grande parte destes nutrientes e também dos poluentes. Os resultados obtidos por MORAES (1998), ao analisar as concentrações de metais nas macrófitas, revelam níveis elevados dos metais ferro, zinco, chumbo, manganês e boro, em relação a outros ambientes. A importância das macrófitas aquáticas na retenção de nutrientes (primordialmente nitrogênio e fósforo) também foi avaliada por LOPES-FERREIRA et. al. (1998) demonstrando uma eficiência de retenção entre 30% a 70%, dependendo da sazonalidade e da espécie de macrófita. No entanto, ao mesmo tempo em que retém materiais (nutrientes e metais), durante o processo de decomposição estes são novamente liberados para a coluna d'água, demonstrando a necessidade de um eficiente manejo da área alagada.

Portanto, ao relacionar os estudos já realizados no reservatório de Salto Grande, Americana (SP), juntamente com os dados obtidos com as análises de metais no sedimento, água e peixes e os bioensaios, pode-se caracterizá-lo como um ambiente altamente impactado. Os bioensaios *in situ* mostraram-se como importantes ferramentas para a análise dos principais problemas que ocorrem no reservatório, e do risco tóxico potencial para a biota. Demonstraram ainda, juntamente com os testes crônicos, que o sedimento é o compartimento que desempenha papel crucial no desencadeamento de processos de contaminação e efeitos biológicos. A análise de metais em peixes complementa a análise ecotoxicológica do reservatório, demonstrando que algumas espécies são acumuladoras de metais, comprometendo a cadeia alimentar subsequente, podendo interferir em aves e no próprio homem.

7- CONCLUSÕES

Com base nas informações obtidas, conclui-se que:

- ⇒ Ocorre alta impactação por dejetos industriais e domésticos, evidenciada pelas altas concentrações das formas nitrogenadas e fosfatadas, bem como dos demais nutrientes analisados. Através destas variáveis, conclui-se também que o reservatório encontra-se em alto grau de eutrofização, sendo as áreas localizadas à montante do reservatório as mais críticas;
- ⇒ As concentrações de metais na coluna d'água apresentam-se abaixo dos padrões estabelecidos em Lei para rios de Classe 4, mas representam concentrações de locais impactados pela ação antrópica;
- ⇒ O sedimento apresenta concentrações elevadas para todos os metais analisados, demonstrando alta impactação pelos dejetos industriais, esgotos e pela deposição de material autóctone e alóctone, proveniente da Bacia Hidrográfica. O grau de contaminação é elevado, evidenciando alta interferência antrópica;
- ⇒ A fração biodisponível de todos os metais, segundo a metodologia utilizada, representa porcentagens elevadas dos metais totais;
- ⇒ A grande biodisponibilidade de metais é refletida na análise de metais em tecido muscular de peixes. O tecido muscular de todos os peixes apresentam altas concentrações de Cu, Fe e Zn. A espécie herbívora apresentou concentração elevada de cobre. Espécies onívoras e carnívoras apresentaram também concentrações elevadas de manganês, níquel e chumbo. Todas estas concentrações estão acima das concentrações obtidas em peixes provenientes de locais não impactados e dos níveis permitidos para consumo;

- ⇒ Peixes onívoros e carnívoros apresentando concentrações maiores que de peixes herbívoros, indicam a ocorrência de bioacumulação, comprometendo a cadeia trófica, pois os peixes são consumidos por aves e pelo próprio homem;
- ⇒ Os testes *in situ* demonstraram ser uma potente ferramenta para o monitoramento ambiental, sendo, no presente trabalho, importante para a análise dos efeitos dos poluentes, relacionados ao sedimento, no reservatório de Salto Grande. O teste crônico em laboratório com larvas de *Danio rerio*, foi importante também, pois a metodologia do bioensaio, bem como o organismo utilizado, apresentaram-se como úteis no monitoramento ambiental. Os testes agudos em laboratório subestimaram os processos reais que ocorrem com os poluentes no reservatório.
- ⇒ Constata-se que não existe uma preocupação para o controle das emissões de fontes poluidoras existentes que afetam direta ou indiretamente o reservatório de Salto Grande, cujas duas principais fontes impactantes são o entorno do reservatório e o rio Atibaia. Propostas para o entorno já foram discutidas, mas programas mais abrangentes, que incluam o controle das emissões que chegam ao reservatório através do rio Atibaia necessitam ser desenvolvidos. A proteção das comunidades do reservatório, bem como o aproveitamento por parte da população que utiliza o sistema como fonte de lazer, estética para a região ou fonte de alimento, dependem de uma visão integrada de manejo, baseando-se em tecnologias científicas e ações que resultem em benefícios à longo prazo.

8- RECOMENDAÇÕES

- **Aprofundar os estudos de metais no reservatório de Salto Grande, Americana (SP), enfocando a especiação de metais, concentrações no sedimento em camadas que representem épocas pré-industriais, sulfetos volatilizáveis por ácidos, água intersticial, metais em cadeias tróficas e em organismos bentônicos.**
- **Realizar estudos para caracterizar as fontes pontuais e difusas de poluentes para o reservatório de Salto Grande.**
- **Analisar o potencial de contaminação por metais em consumidores de peixes do reservatório de Salto Grande.**
- **Aprimorar as metodologias para os bioensaios *in situ*, como a utilização de outros tipos de câmaras, que dispensem o uso de gaiolas e de frascos, o que seria mais prático e rápido para a montagem e leitura dos bioensaios. Uma solução seria a utilização de cilindros feitos com tubos de PVC ou outro material, dispostos lateralmente (de acordo com o número de réplicas), com uma rede nas partes inferior e na lateral, permitindo o contato com o sedimento e o fluxo de água.**
- **Avaliar a possibilidade de utilização de espécies endêmicas para os testes e bioensaios.**

9- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, W. J. (1995). Aquatic Toxicology Testing Methods. In: HOFFMAN D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON Jr, G.A.. e CAIRNS Jr, J. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publisher - CRC Press. p. 25-46.
- ALABASTER, J. S.; LLOYD, R.(1982) *Water quality criteria for freshwater fish*. Butterworths. 2.ed.
- ×AMAZARRAY, M. T. R. (1992) *Origem, distribuição e formas de transferência de elementos-traço na Lagoa Emboaba – uma lagoa costeira do Rio Grande do Sul*. São Carlos, 291p.Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION / WWW (1985) *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 11.ed. APHA. Washington. 1268p.
- ANKLEY, G. T.; Di TORO, D. M.; HANSEN, D. J.; BERRY, W. J. (1996) Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environ, Toxicol. Chem.* v.15, n.12, p.2056-2066.
- ARCIFA, M. S.; CARVALHO, M. A. J.; GIANESSELLA-GALVÃO, S. M. F.; SHIMIZU, G. Y.; FROELICH, C. G.; CASTRO, R. M. C. (1981) Limnology of ten reservoirs in Southern Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v.22, p.1048-1053.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1993) NBR 12715 – *Água, Ensaio de Toxicidade Aguda Com Peixes. Parte I – Sistema Estático (válido a partir de 31.05.1993)*.Rio de Janeiro.

- AZEVEDO et. al (1988) In: Study of heavy metals pollution in the tributary rivers of the Jacarepagua Lagoon, Rio de Janeiro Satate, Brazil, through sediment analysis. *Metals in the coastal of latin america* SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. eds. Springer Verlag.
- BARBOSA, F. A. R. (1998) Nitrogen and phosphorus balance in a eutrophic reservoir in Minas Gerais: a first approach. *Rev. Bras. Biol.*, v.58, n2, p.233-239.
- BARRON, M. G. (1995) Bioaccumulation and bioconcentration in aquatic organisms. In: HOFFMAN D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON Jr, G.A.. e CAIRNS Jr, J. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publisher - CRC Press. p. 652-666.
- BAUDO, R. (1979). Heavy metal pollution and ecosystem recovery. In: RAVERA, O. ed. *Ecological Assessment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery*. ISPRA Courses on Chemical and Environmental Science. Elsevier. p 325-352.
- BENES, P.; STEINES, E. (1995) Trace chemistry processes. In: SALBU, B.; STEINES, E. eds. *Trace elements in natural waters*. CRC Press. p.21-40.
- BERVOETS, L.; BALLIEUL, M; BLUST, R ; VERHEYEN R. (1996) Evaluation of effluent toxicity and ambient toxicity in a polluted lowland river. *Environ. Pollut.* v.91, n. 3, p. 333-341.
- BITAR, A. L. (1998) *Fluxo do Nitrogênio e seu uso por duas macrófitas aquáticas (Eichornia crassipes e Pistia stratiotis) no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*. São Carlos, 97p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BOLDRINI, C. V.; PEREIRA, D.V. (1987) Metais pesados na Baía de Santos e Estuários de Santos e São Vicente - Bioacumulação *Ambiente* Rev. CETESB de Tecnologia/SEMA v. 1, n. 3
- BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. (1989) Fundamental concepts in aquatic ecotoxicology. In: A. BOUDOU; F. RIBEYRE eds. *Aquatic ecotoxicology, fundamental concepts and methodologies*. v.1, p.35-75.

- BRONDI, S. H. G. (1994) *Eutrofização da represa de Barra Bonita e comportamento da comunidade fitoplanctônica*. São Carlos. 169p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BROWER, H.; MURPHY, T. (1995) Volatile sulfides and their toxicity in freshwater sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* v.14, n.2, p.203-208.
- BUIKEMA, A. L. Jr; NIEDERLEHNER, B. R.; CAIRNS, J. Jr (1982) Toxicity testing. In: CAIRNS, J. Jr, et. al. eds. *Biological monitoring in water pollution*. Pergamon Press. PART IV, p.239-262.
- BURNS, N. M.; NRIAGU, J. O. (1976) Forms of Iron and Manganese in Lake Eire. *Water Res.*v.33, n.3, p.463-470. ?
- BURTON, G. A. Jr (ed.) (1992) *Sediment toxicity assessment*. 1.ed. Lewis Publishers.
- BURTON, G. A. Jr ; Mac PHERSON, C., (1995) Sediment Toxicity testing Issues and Methods. In: HOFFMAN D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON Jr, G.A. e CAIRNS Jr, J. eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publisher - CRC Press. p. 70-103
- BURTON, G. A. Jr (1995) Critical issues in sediment bioassays and toxicity testing. *J. Aquat. Ecos. Health.* v.4, p.151-156.
- CAIRNS, J. Jr, (1982) *Biological monitoring in water pollution*. Pergamon Press. p.941-952.
- CAIRNS, J. Jr., (1989) Applied ecotoxicology In: BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. eds. *Aquatic Ecotoxicology - Fundamental concepts and Methodologies*. v. 2, p275-295.
- CAIRNS, J.; PRATT, J. R. (1989) The scientific basis of biassays. *Hydrobiol. Environmental bioassays techniques and their application*. v.188/189, p.5-20.
- CALIJURI, M. C.; TUNDISI, J. G. (1990) Limnologia comparada das Represas do Lobo e de Barra Bonita – estado de São Paulo: mecanismos de funcionamento e bases para o manejo. *Rev. Bras. Biol.* v.50, n.4, p.893-913.

- CALOW (1989) Scientific basis of bioassays. *Hydrobiol.* V.176/177, Sediment/Water interactions.
- CALOW, P (1993) *Handbook of Ecotoxicology*. CALOW, P. (ed.). 1.ed. Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- CAMARGO, O. A.; MUNIZ, A. C.; JORGE, J. A.; VALADARES, J. M. A. S. (1986) Métodos de análises químicas, mineralógicas e físicas de solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas, Instituto Agrônomo. Boletim Técnico nº 106.
- CARVALHO M. A. J. (1975) *A represa de Americana: aspectos físico – químicos e a variação de populações de Copepoda Cyclopoida de vida livre*. São Paulo. 80p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo.
- CHAPMAN, D. (1992) *Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. 1.ed. UNESCO/WHO/UNEP. Chapman & Hall.
- CHAPMAN, P. M. (1995) Sediment quality assessment: status and outlook. *J. Aquat. Ecos. Health.* v.4, p.183-194.
- ✓ CHAPMAN, P. M. et. al. (1998) Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* v.55, p.2221-2243.
- COCHE, A. G. (1974) Limnological study of a tropical reservoir. In: BALON, E. K.; COCHE, A. G. *Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa*. Dr. Junk b. v. Publishers, The Hague.p.1-247.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1990) *Procedimento para utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos*. Série Manuais. nº 6. São Paulo.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1992) *Métodos de avaliação de toxicidade de Poluentes a Organismos Aquáticos*. v. 1. São Paulo.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB
(1993) *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1992*. Série Relatórios. São Paulo.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB
(1995) *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1994*. Série Relatórios. São Paulo.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB
(1996) *Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1995*. Série Relatórios. São Paulo.

CONNEL, D.W.; MILLER, J. G., (1984) *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution* Environmental Science and Technology Series. METCALF, R. ; STUMM, W (Ed.). John Wiley & Sons. New York. 444 p.

DABÉS, M. B. G. S. et. al. (1990) Caracterização limnológica da represa de Pontal, Itabira, (MG). *Acta Limnol. Bras.* v.3, Tomo 1, p.173-200.

✓ DAMIANI, V. et. al. (1987) A case study: Bay of Pozzuoli (Gulf of Naples, Italy) *Hydrobiol.* v.149, Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. p.171-203.

DEBERDT, G. L. B. (1997) *Produção primária e caracterização da comunidade fitoplancônica no reservatório de Salto Grande (Americana, SP) em duas épocas do ano*. São Carlos. 105p. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

De GREGORI, Ida; PINOCHET, H.; GRAS, N.; MUÑOZ, L. . (1996) Variability of Cadmium, Copper and Zinc levels in molluscs and associated sediments from Chile. *Environment Pollution.* v.92, p.359-368.

* DESJARDINS, L. (1987) The social and human relevance of *in situ* sediments. *Hydrobiol* v. 149, Ecological Effects of *In Situ* Sediment Contaminants. p.121-124.

DiTORO, D. M., et. al. (1990) Toxicity of cadmium in sediments. The role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* v.9, p.1487-1502.

- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989) *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fishes*. EPA/444/4-89/001. Office of Water Regulations and Standards. p. 23.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992) *Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples Method 200.3 Sample preparation procedure for Spectrochemical determination of Total recoverable Elements in Biological Tissues*. United States EPA, Cincinnati, Ohio. By C. K. Smoley. CRC Press p. 25-34.
- ESPÍNDOLA, (1994) *Dinâmica da associação congênica de Notodiptomus spp. na represa de Barra Bonita, São Paulo*. São Carlos. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ESPÍNDOLA, E. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; TONISSI, F. B.; MAGALHÃES, R. (1998) Avaliação ecotoxicológica de sedimento como instrumento de controle de qualidade da água do Reservatório de Salto Grande, Americana, SP. SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS. Águas de Lindóia, SP. 1998. *Anais* v.4, p.99-111.
- ESTEVEES, F. A.; BARBIERI, R.; MORAES, E. M.; CAMARGO, A. F. M. (1982) Técnicas selecionadas para estudos de ecologia de macrófitas. São Carlos, Programa de Pós -graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos.
- ESTEVEES, F.A. (1988) *Fundamentos de Limnologia*. Ed. Interciência/FINEP. 1.ed.
- ESTEVEES, F. A.; FERREIRA, J. R.; PESSENDA, L. C. R.; MORTATTI, J. (1981) Análises preliminares sobre o teor e a distribuição de metais em sedimentos de Represas do Estado de São Paulo. SIMPÓSIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 2 Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP. 1981. *Anais*. P.323-342.
- FAVARO, P.C. ; LARA, L. B. L. S. ; FERRAZ, E. S. B. ; FOSTIER, A. H., (1996) Metais em sedimentos de fundo do Rio Atibaia: Primeira fase. *Piracena*. p 110-113.

- FERNANDES, H.M; BIDONE, E.D.; VEIGA, L.H.S. ; PATCHINEELAM, R.S., (1994) Heavy-metal pollution assessment in the coastal lagoon of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environ. Pollut.* v.85 p.259-264.
- FONSECA, A. L. (1997) *Avaliação da qualidade da água do Rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados*. Tese (Doutorado). São Carlos. 211p. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ✕ FÖRSTNER, U. (1976) Metal concentrations in freshwater sediments – natural background and cultural effects. In: GOLTERMAN, H. L. ed. *Interactions between sediments and water*. Proceedings of an International Symposium held at Amsterdam, The Netherlands. Dr. Junk, B. V. Publishers. The Hague. p.94-103.
- ✕ FÖRSTNER, U; WITTMANN, G. T. W. (1983) *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. 2.ed. Springer-Verlag, NY.
 628.168^F 734m^2.ed ✓
 354^S 174h
 551.9^S 174m
- FOSTIER, A. H. ; FAVARO, P. C. ; LIMA, E. C. ; CRUZ, M. L. ; BARROS, D. P. M., (1996) Resultados preliminares das concentrações em elementos de interesse toxicológico no sedimento do Rio Atibaia. *Piracena*. p. 123-124.
- FROELICH, C. G.; ARCIFA-ZAGO, M. S.; CARVALHO, M. A. J. (1978) Temperature and oxygen stratification in Americana reservoir, state of São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* v.20, p.1710-1719.
- GIESY, J.; HOKE, R. A. (1991) Bioassessment of the toxicity of freshwater sediment. *Verh. Internat. Limnol.* v.24, p. 2313-2321.
- GOLTERMAN, H. L. (1975) *Physiological Limnology*. An approach to the physiology of lake ecosystems. Elsevier Scientific Publisher.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, R. (1978) *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2.ed. IBP. Handbook, 8, Blackwell Science Publishers, Oxford.
- ⊗ HAKANSON, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Res.*, v.14, p.975-1001. F

- HAKANSON, L. (1988) Metal monitoring in coastal environment. In: *Metals in the coastal of latin america* SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; PATCHINEELAM, S. R. eds. Springer Verlag. 614.79^5452
- HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. (1977) Trimmed Spearman-Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Env. Sci. Tech.*, v. 11, n.7, p.714-719. Correction: v.12, n.4, p.417 (1978).
- HENRY, R.; TUNDISI, J. G.; CALIJURI, M. C. (1997) A comparative study of thermal structure, heat content and stability of stratification of three lakes. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. ed. *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. p.69-78.
- HERRICKS, E. E.; MILNE, I., JOHNSON, I. (1994) *Selecting biological test systems to assess time scale toxicity*. Project 92-BAR-1. Water Environment Research Foundation. p.4-6 - 4-7.
- HOPKINS, D.J.H., (1993) Bioaccumulation. In: CALOW, P. ed. *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Science. Cap. 19, p.378-396
- IBAMA (1990) *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- KLERKS, P.; LEVINTON, J. S. (1989) Effects of heavy metals in a polluted aquatic ecosystem. In: LEVIN, S.; HARWELL, M.; KELLY, J., KIMBALL, K. D., eds. *Ecotoxicology: Problems and approaches*. Springer-Verlag. p.41-67.
- KOROLEFF, S. (1976) Determination of nutrients. In: GRAFFHOSS, K. Ed. *methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie. Weinheim.
- KRUG, F. J. (1996) *Pré-tratamento de amostras*. I WORKSHOP ON METHODS OF SAMPLE DECOMPOSITION. CENA - Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba. 108p.
- La POINT, T. W. (1995). Signs and measurements of ecotoxicity in the aquatic environment. In: HOFFMAN D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON Jr, G.A. e CAIRNS, J. Jr, eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Lewis Publisher - CRC Press. p. 13-24.

- La POINT, T. W.; FAIRCHILD, J. F.; LITTLE, E. E. ; FINGER, S.E. (1989). Laboratory and field techniques in ecotoxicological research: strenghts and limitations. In:BOUDOU, A ;RIBEYRE, F. ed. *Aquatic Ecotoxicology: Fundamental concepts and Methodologies*
- LARINI, L. (1993) *Toxicologia*. 2.ed. Manole, São Paulo.
- LAWS, (1993) *Aquatic pollution: an introductory text*. 2.ed. Wiley Interscience.
- LEGISLAÇÃO AMBIENTAL BRASILEIRA. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente CONAMA 20/1986.
- LEITE, M. A. (1998) *Variação espacial e temporal da taxa de sedimentação no reservatório de Salto grande (Americana, SP) e sua influência sobre as características limnológicas do sistema*. São Carlos, 167p. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- LEWIS, W. M. Jr (1973) The thermal regime of Lake Lanao (Philippines) and its theoretical implications for tropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* v.18, n.2, p200-217.
- LIMA, N. R. W. (1990) Análises dos níveis de metais pesados no sistema hídrico da Estação Ecológica do Jataí, SP. *Acta Limno. Bras.* v.3, Tomo 2, p.1001-1022.
- LLOYD, R. *Pollution and Freswater fish*. 1.ed. Fishing News Books – Blackwell Scientific Publications.
- LOPES-FERREIRA, C.; CALIJURI, M. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (1998) The role of natural wetland system in improving the quality of Atibaia river water (state os São Paulo, Brazil). Proceedings of the 6th International conference on Wetlands systems for water pollution control. Águas de São Pedro, SP. 27/09 – 3/10 de 1998. IAWQ – Specialist Group on the use of Macrophytes in water pollution control. p. 176-185.
- LUOMA, S. N. (1989) Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiol.* V.176/177, Sediment/Water interactions. p.379-396

- MACKERETH, F. J. H.; TALLING, J. F. (1978) Water analysis: some revised methods for limnologists. *Kendal Freshwater Biol. Assoc.*, Sci. Publ. n. 36.
- MAGRIN, A. G. E. (1993) *Aspectos limnológicos, composição e distribuição da comunidade fitoplanctônica, em um reservatório da Amazônia Brasileira (reservatório da U. H. E. Samuel, estado de Rondônia) durante sua fase de enchimento*. São Carlos, 332p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de São Carlos.
- MARGALEF, R. (1981) Característica de las aguas de represas como indicadores del estado de los ecosistemas terrestres de las respectivas cuencas. REUNIÃO SOBRE ECOLOGIA E PROTEÇÃO DE ÁGUAS CONTINENTAIS. São Carlos, SP. 1981. *Anais*. 278p.
- MANAHAM, S. E. (1992) *Toxicological chemistry*. 2.ed. Lewis Publisher. p. 249-251.
- MASON, C. F. (1996) *Biology of freshwater pollution*. 3.ed. Longman Group. p.1-47.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; HINO, K.; CLARO, S. M. (1981) Limnological studies at 23 reservoirs of southern Brazil. *Verh Interant. Verein. Limnol.* v.21, p.1046-1056.
- MELÃO, M. G. G. (1997) *A comunidade planctônica (Fitoplâncton e Zooplâncton) e produção secundária do zooplâncton de um reservatório oligotrófico*. São Carlos, 152p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos.
- MELETTI, P.C. (1997) *Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba através de testes de toxicidade aguda com peixes*. São Carlos, 148p, Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MEYBECK et. al. (1989) *Global freshwater quality: a first assessment*. Blackwell Reference. Oxford.

- MINOTI, R. T. (1999) *Variação anual da produção primária e estrutura da comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*. Dissertação (Mestrado). São Carlos, 148p, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MITAMURA, O.; HINO, K. (1997) Distribution of biogeochemical constituents in the water. In: TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. eds. *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. p.97-108.
- *MOORE, J.W.; RAMAMOORTHY S. (1984) *Heavy metals in Natural Waters : Applied Monitoring and Impact Assessment*. 1.ed. Springer-Verlag, NY. 614.77[^] M822h
628.16[^] "
- MOREL, F. (1984) *Principles of aquatic chemistry*. 1.ed. John Wiley & Sons, NY.
- MUDROCH, A. ; MacKNIGHT, S. D. (1991) *CRC Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. CRC Press.
- NEWMAN, M. C.; JAGOE, C. H. (1994) Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: HAMELINK, J. L., et. al. eds. *Bioavailability, Physical, chemical, and biological interactions*. SETAC special publication. Lewis publisher. p.39-62.
- NUSCH, E. A. (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Arch, fur. Gydrobiol*. V.14, p.14-36.
- OECD - Organization for Economic Co-operation and Development. (1994) *Environmental Indicators*. Paris. 159 p.
- PETRÚCIO, M. M.; ERICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. A. (1997) Vertical distribution of nutrients in the sediment of a brazilian costal lagoon (Imboacica Lagoon, Rio de Janeiro) *Acta Limnol. Bras*. v.9, p117-124.
- PHILLIPS, D. J. H. (1993) *Bioaccumulation*. In: CALOW, P. ed. *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Sci. Publ., Oxford. v.1, Cap. 19, p378-396.
- POURANG, N. (1995) Heavy metal bioaccumulation in different tissues of two fishes species with regards to their feeding habitats and trophic levels. *Env. Mon. Ass*. v.35, p.207-219.

- RAND, G. M.; WELLS, P. G.; McCARTY, L. S. (1995) In: RAND, G. M. ed. *Aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment*. Taylor & Francis. P.3-70.
- REVISTA TEMPO (1995). Consórcio intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, n.14, ano2, abril, 34p.
- v REYNOLDSON, T. B. (1987) Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiol.* v.149, Ecological effects of *in situ* sediment contaminants. p.53-66.
- REYNOLDSON, T. B.; DAY, K. E. (1993) *Freshwater sediments*. In: CALOW, P. ed. *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Sci. Publ., Oxford. v.1, Cap. 6, p83-100.
- RIETZLER (1994) *Alimentação, ciclo de vida e análise da coexistência de espécies de Cyclopioda na represa de Barra Bonita, São Paulo*. São Carlos. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- ROCHA, A. A., et. al. (1972) Capacidade auto-depuradora da represa de Americana. Congresso Interamer. Ing. Sanit., 13. Resumos. Paraguay. v. 1, p.1-27.
- ROLLA, M. E.; DABÉS, M. B. G. S.; FRANÇA, R. C.; FERREIRA, E. M. V. M. (1990) Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais/São Paulo. *Acta Limnol. Bras.*v.3, Tomo1, p.219-244.
- ROMANINI, P. U. (1989) *Distribuição e ecologia alimentar de peixes no reservatório de Salto Grande, Americana, São Paulo*. São Carlos. 148p. V.1. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Palulo.
- ROSA, F., et. al. (1991) Sampling the settling and suspended particulate matter (SPM). In: MUDROCK, A.; MackNIGHT, S. D. (eds.) *CRC Handbook of techniques for aquatic sediments sampling*. CRC Press.

- RYBEIRE, F. ; BOUDOU, A. (1989). Trophic chains and experimental ecosystems study of bioaccumulation and transfer processes. In: BOUDOU, A.; RIBEYRE, F. ed. *Aquatic Ecotoxicology - Fundamental concepts and Methodologies*. v.2, p. 3-46.
- SAIJO, Y.; MITAMURA, O.; BARBOSA, F. A. R. (1997) *Chemical studies on sediments of four lakes*. In TUNDISI, J. G.; SAIJO, Y. ed. *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. p.409-440.
- SALBU, B. ; STEINNES, E. (1995) State of the art and future trends. In: SALBU, B.; STEINNES, E. ed. *Trace elements in natural waters*. CRC Press. p.289-292.
- SÃO PAULO - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SMA (1994) *Bacia do rio Piracicaba, estabelecimento de metas ambientais e reenquadramento dos corpos d'água*. São Paulo (Estado), Série relatórios, ISSN 0103-4103, 81p.
- SÃO PAULO – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – SMA (1996) *Caracterização das UGRHI do estado de São Paulo*. CETESB/SMA/DAEE/GOVERNO DO ESTADO – SP.
- SHIMIZU, G. Y. (1978) *Represa de Americana: aspectos do bentos litoral*. São Paulo, 148p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo.
- SLY, P. G. (1996) Foreword. In: MUNWAR, M.; DAVE, G. eds. *Development and progress in sediment quality assessment: Rationale, challenges, techniques & strategies*. SPB Academic Publishers b. v., The Netherlands-Amsterdan. p.1-14.
- ✓ SOARES, H. M. V. M.; BOAVENTURA, R. A. R.; MACHADO, A. A. S. C., ESTEVES da SILVA, J.C.G. (1999) Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. *Environ. Pollut.* v.105, p.311-323.
- SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND APPLIED CHEMISTRY (1993) In: HILL, I.R. ; MATTHIESSEN, P.; HEIMBACH, F. (eds.). *Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments*. SETAC – Europe. "WORKSHOP ON SEDIMENT TOXICITY ASSESSMENT". Netherlands . 105p.
- SOLBÉ, J. F. de L. G. (1993) *Freshwater fish*. In: CALOW, P. ed. *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Sci. Publ., Oxford. v.1, Cap. 5, p66-82.

- † SOLOMONS, W.; ROOIJ, N. M.; KERDIJK, H.; BRIL, J. (1987) Sediments as a source for contaminants? *Hydrobiol* v. 149, Ecological Effects of *In Situ* Sediment Contaminants. p.13-28.
- SPELLEBERG, (1992) *Monitoring ecological changes*. 1.ed. Cambridge University Press. Cambridge.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. (1999) *Reservoir water quality management. Guidelines of lake management*. International Lake Environment Committee. 229p.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. (1981) *Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. John Wiley & Sons, NY.
- TALAMONI, J. L. B. (1995) *Estudo comparativo das comunidades planctônicas de lagos de diferentes graus de trofia e uma análise do efeito de *Microcystis aureaginosa* (CYANOPHYCEAE) sobre algumas espécies de microcrustáceos*. São Carlos. Tese (Doutorado), Universidade Federal de São Carlos.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. (1965) Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.* São Paulo, v. 24, p23-41.
- * TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C. (1987) Partitioning of trace metals in sediments: Relationships with bioavailability *Hydrobiol* v.149, Ecological Effects of *In Situ* Sediment Contaminants. p.43-51
- * THOMAS, R. L. (1987) A protocol for the selection of process-oriented remedial options to control *in situ* sediment contaminants. *Hydrobiol* v. 149, Ecological Effects of *In Situ* Sediment Contaminants. p.247-258.
- TINSLEY, I. J. (1979) *Chemical concepts in pollutant behavior*. 1.ed. Wiley Interscience, NY.
- TOMAZELLI, A. C. ; MANTELATTO, F. M.; AVELAR, W. E. P. , (1996) Presença de metais pesados na Bacia do Rio Piracicaba utilizando como indicador o bivalve límnico *Anodontilis trapesialis* (Lamarck, 1819). *Piracena* p. 161-164.

- TUNDISI, J. G. (1969) *Produção primária, "standing-stock" e fracionamento de fitoplâncton na região lagunar de Cananéia*. São Paulo. 131p. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo.
- TUNDISI, J. G. (1986) Limnologia de represas artificiais. *Boletim de Hidráulica e saneamento*. EESC-USP. v.11, p.1-46.
- TUNDISI, J. G. (1990) Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em Represas: fatores limitantes e controladores. *Rev. Bras. Biol.* v.50, n.4, p. 937-955.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C.; NOVO, E. M. L. (1991) Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tietê river, S. Paulo state. *Verh. Internat. Verein, Limnol.* v.24, p.1489-1496.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; FUKUARA, H.; MITAMURA, O.; et. al. (1997) Limnology of fifteen lakes. G.; SAIJO, Y. ed. *Limnological studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. J. G. Tundisi e Y. Saijo (ed.). p.409-440.
- ✕TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K. H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* v.72, p.175-192. 551.46 T93V0¹
5678
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968) Scientific fundaments of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris Rep. OECD – Organization for Economic Cooperation and Development . 192p.
- WATSON, T. P. (1994) Analytical Methods for the Determination of (Trace) Metals and other elements. In: *Official and Standardized Methods of Analysis*. P. 446-471.
- WETZEL, R. G. (1993) *Limnologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. 2.ed. Portugal.
- YAMAZAKI, M.; TANIZAKI, Y.; SHIMOKAWA, T. (1996) Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorffii*, from the Asakawa river in Tokyo, Japan. *Env. Pollut.* v.94, n.1, p.83-90.

- YOUNG, L. B.; HARVEY, H. H. (1989) Concentrations and distribution of Fe, Zn and Cu in tiucker (*Catostomus commersoni*) in relation to elevated levels of metals and low pH. *Hydrobiol.* v.176/177, *Sediment/Water interactions* p.349-354.
- ZAGATTO, P. A. ; BERTOLETTI, E. ; GOLDSTEIN, E. G. (1988) Toxicidade de efluentes industriais da Bacia do Rio Piracicaba. *Ambiente Rev. CETESB de Tecnologia/SEMA* v. 2 n. 1.

ANEXOS

TABELA 1: Valores das variáveis físicas e químicas das amostras de água, do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), em maio de 1998.

Ponto 1	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	6,95	121	6,01	21,4
0,5	6,75	121	6,14	21,3
1	6,64	121	6,14	21,3
1,5	6,65	122	6,11	21,4
2	6,61	121	6,36	21,4

Ponto 2				
0	6,57	109	2,73	22,1
0,5	6,57	109	2,71	22,2
1	6,51	110	2,57	22,2
1,5	6,51	110	2,3	21,6

Ponto 3				
0	7,97	91	15,29	23,8
0,5	7,97	90	14,73	23,8
1	7,33	94	14,76	23,1
1,5	7,3	96	13,52	22,3
2	7,03	96	11,9	21,9
2,5	6,76	100	5,73	21,7
3	6,42	99	2,96	21,2
3,5	6,43	99	1,71	21,2
4	6,43	96	1,72	21,2
4,5	6,42	93	2,226	21,1
5	6,41	91	2,6	21
5,5	6,37	90	2,36	21
6	6,37	90	1,99	20,9
6,5	6,36	90	1,81	20,9
7	6,34	90	1,67	20,9
7,5	6,33	90	1,34	20,9
8	6,31	91	1,03	20,9
8,5	6,3	91	0,94	20,8
9	6,3	92	0,81	20,8
9,5	6,29	92	0,71	20,8
10	6,29	96	0,56	20,8
10,5	6,29	99	0,56	20,7
11	6,29	99	0,42	20,7
11,5	6,29	101	0,35	20,6

Ponto 4				
0	7,75	89	15,1	24,2
0,5	7,75	89	15,02	24,1
1	7,78	88	15,42	24
1,5	7,78	84	15,42	23,8
2	7,75	84	15,42	23,4
2,5	7,48	89	15,42	22,2

Ponto 5	pH	Cond.	OD	Temp
Prof.		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	7,35	85	14,62	24,2
0,5	7,35	86	14,16	23,8
1	7,44	86	15,37	23,2
1,5	7,44	86	15,5	22,8
2	7,44	86	15,36	22,4
2,5	7,09	86	13,27	22,2
3	6,78	86	11,67	21,9
3,5	6,45	86	9,73	21,5
4	6,43	86	4,92	21,5
4,5	6,34	86	3,43	21,2
5	6,34	86	2,3	21,1
5,5	6,24	86	1,6	21,1
6	6,22	86	1,3	21
6,5	6,22	86	1,01	21
7	6,22	86	1,01	20,9
7,5	6,22	86	0,73	20,9
8	6,16	86	0,59	20,9
8,5	6,15	86	0,59	20,9
9	6,15	86	0,47	20,9
9,5	6,15	86	0,44	20,8
10	6,14	86	0,38	20,8
10,5	6,14	87	0,45	20,8

Ponto 6				
0	6,75	89	10,4	23,8
0,5	6,71	83	10,24	24
1	6,72	85	10,78	23,8
1,5	6,69	85	11,46	23,8
2	6,62	85	11,46	23,8
2,5	6,48	85	8,69	21,7
3	6,38	85	7,17	21,5
3,5	6,27	86	5,08	21,3
4	6,26	85	3,66	21,2
4,5	6,19	85	2,11	21,1
5	6,19	85	1,46	21
5,5	6,19	85	1,28	21
6	6,19	85	1,09	21
6,5	6,12	85	0,81	20,9
7	6,11	86	0,74	20,9
7,5	6,09	85	0,64	20,9
8	6,09	85	0,64	20,8
8,5	6,09	85	0,53	20,8
9	6,09	86	0,48	20,8
9,5	6,06	86	0,48	20,8
10	6,05	86	0,43	20,8
10,5	6,05	86	0,43	20,8
11	6,04	87	0,43	20,8

TABELA 2: Valores das variáveis físicas e químicas das amostras de água, do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), em julho de 1998.

Ponto 1	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	6,82	315	9,6	18
0,5	6,82	315	9,5	18,2
1	6,73	315	9,49	18,2
1,5	6,69	315	9,49	18,2

Ponto 2				
0	6,42	314	9,01	19,3
0,5	6,42	314	9,09	19,1
1	6,38	313	9,2	18,9
1,5	6,38	308	9,27	18,8
2	6,37	308	9,26	18,6

Ponto 3				
0	6,69	250	8,45	20,2
0,5	6,7	250	8,57	20,3
1	6,69	249	8,92	19,6
1,5	6,7	248	9,2	19,1
2	6,66	249	9,19	19
2,5	6,64	250	9,29	18,9
3	6,6	249	8,36	18,8
3,5	6,6	249	8,45	18,7
4	6,6	249	8,55	18,5
4,5	6,6	251	8,52	18,4
5	6,54	251	8,52	18,3
5,5	6,49	251	8,32	18,1
6	6,46	254	7,74	18,1
6,5	6,43	258	7,77	18,1
7	6,43	258	7,56	18
7,5	6,43	263	6,83	18
8	6,4	265	6,32	17,9
8,5	6,34	265	6,32	17,9
9	6,36	266	6,42	17,9
9,5	6,35	267	6,32	17,9
10	6,33	269	5,49	17,9
10,5	6,33	271	5,48	17,8
11	6,33	273	5,32	17,8
11,5	6,36	275	5,28	17,7

Ponto 4				
0	6,64	253	9,13	19,2
0,5	6,61	252	9,12	19,3
1	6,63	252	9,1	19,1
1,5	6,6	253	9,16	18,9
2	6,6	251	9,22	18,8
2,5	6,52	249	9,26	18,8
3	6,52	249	9,29	18,7
3,5	6,51	252	9,26	18,7
4	6,44	252	9,26	18,5
4,5	6,52	253	9,26	18,2

Ponto 5	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	6,53	220	8,64	20
0,5	6,53	219	8,85	19,9
1	6,48	219	8,26	19,1
1,5	6,36	214	8,32	19
2	6,36	216	8,38	18,9
2,5	6,36	216	8,32	18,7
3	6,34	214	8,2	18,5
3,5	6,32	214	8,26	18,4
4	6,32	215	8,26	18,3
4,5	6,3	218	8,2	18,2
5	6,32	220	9,26	18,1
5,5	6,29	218	7,98	18,1
6	6,31	221	7,89	18,1
6,5	6,3	223	7,89	18,1
7	6,3	224	6,9	18,1
7,5	6,32	224	6,82	18,1
8	6,29	226	6,3	18,1
8,5	6,31	226	6,2	18
9	6,31	227	6,18	18
9,5	6,31	230	6,19	18

Ponto 6				
0	6,55	218	8,83	20,4
0,5	6,47	214	8,75	20,7
1	6,48	213	8,75	19,9
1,5	6,42	216	8,63	18,6
2	6,42	217	8,72	18,6
2,5	6,33	216	8,64	18,4
3	6,33	217	7,76	18,4
3,5	6,27	216	7,76	18,4
4	6,27	219	7,83	18,2
4,5	6,24	222	6,83	18,2
5	6,25	221	6,9	18,2
5,5	6,29	221	6,87	18,1
6	6,29	223	6,59	18,1
6,5	6,29	223	5,92	18,1
7	6,3	223	5,88	18,1
7,5	6,29	223	5,8	18,1
8	6,29	224	5,63	18,1
8,5	6,27	224	5,5	18,1
9	6,28	224	5,35	18
9,5	6,26	229	5,35	18
10	6,26	229	4,93	18

TABELA 3: Valores das variáveis físicas e químicas das amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), em novembro de 1998

Ponto 1	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	6,59	275	3,27	25
0,5	6,59	265	2,99	25

Ponto 2	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	6,55	202	1,22	25
0,5	6,52	262	1,2	25

Ponto 3				
0	6,74	235	4,52	24,5
0,5	6,74	235	4,13	24,6

Ponto 4				
0	6,68	239	3,02	24,2
0,5	6,64	239	2,85	24,3

Ponto 5				
0	7,71	224	9,17	25,7
0,5	7,71	224	9,26	25,8
1	7,69	224	8,98	25,7
1,5	7,64	224	8,96	25,6
2	7,48	224	9	25,3
2,5	6,7	223	7,4	25
3	6,65	224	6,63	24,9
3,5	6,63	224	5,62	24,8
4	6,6	224	5,49	24,7
4,5	6,6	224	5,44	24,6
5	6,45	223	4,64	24,6
5,5	6,43	224	4,56	24,6
6	6,4	152	4,38	24,6
6,5	6,39	225	3,64	24,4
7	6,43	225	4,1	24,3
7,5	6,43	225	4,1	24,3
8	6,44	225	4,17	24,3
8,5	6,4	224	3,28	24,1
9	6,32	224	2,77	24,3

Ponto 6				
0	6,61	225	2,87	26,5
0,5	6,61	224	2,67	26,5
1	6,54	224	2,67	26,5
1,5	6,34	224	2,73	26,5
2	6,34	224	2,71	26,3
2,5	6,28	224	2,03	26
3	6,26	223	1,77	25,7
3,5	6,27	223	1,93	25,5
4	6,29	223	2,01	25,4
4,5	6,27	222	1,39	25
5	6,27	222	1,72	24,6
5,5	6,29	222	1,42	24,7
6	6,33	223	2,37	24,3
6,5	6,33	224	2,36	24,2
7	6,31	222	2,44	24,2
7,5	6,31	222	0,99	24
8	6,22	222	0,4	23,8

TABELA 4: Valores das variáveis físicas e químicas das amostras de água, do Reservatório de Salto Grande, Americana (SP), em março de 1999

Ponto 1	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	5,57	117	6,97	24,2
0,5	6,34	116	7,11	24,1

Ponto 2				
0	5,56	119	6,7	24,3
0,5	5,65	118	6,5	24,3

Ponto 3				
0	7,03	108	4,58	25,5
0,5	7,24	109	4,33	25,3
1	6,76	107	3,85	25,3
1,5	7,09	107	3,88	24,6
2	7,15	108	3,93	24,5
2,5	7,34	108	3,79	24,5
3	8,88	108	3,68	24,4
3,5	8,85	108	3,96	24,5
4	8,86	108	3,9	24,5
4,5	8,77	108	3,68	24,4
5	8,65	108	2,64	24,4
5,5	8,65	108	2,57	24,4
6	8,65	108	2,72	24,4
6,5	8,51	109	2,83	24,4
7	8,43	109	2,82	24,4
7,5	8,44	109	2,62	24,3
8	8,31	110	2,17	24,3
8,5	8,31	110	2,17	24,3
9	8,15	110	0,19	24,3
9,5	8,15	109	0,25	24,3
10	8,1	110	0	24,3

Ponto 4	pH	Cond.	OD	Temp
Prof. (m)		($\mu\text{S/cm}$)	(mg/L)	($^{\circ}\text{C}$)
0	5,24	98	3,3	25,2
0,5	5,5	100	2,41	24,7
1	7	102	2,44	24,3
1,5	8,59	102	2,17	24,2
2	8,48	103	2,31	24,2
2,5	8,58	103	2,34	24,2
3	8,74	103	2,31	24,2
3,5	8,9	103	2,52	24,2
4	8,64	103	2,15	24,2

Ponto 5	pH	Cond.	OD	Temp
0	7,54	111	5,3	26,6
0,5	7,54	109	5,24	27,2
1	7,32	109	4,99	25,9
1,5	7,22	109	4,99	25,9
2	8,09	109	4,65	25,6
2,5	8,79	110	4,39	25,6
3	8,82	110	4,4	25,5
3,5	8,96	110	4,38	25,5
4	8,85	110	4,37	25,4
4,5	8,75	110	2,25	25,4
5	8,65	110	1,99	25,3
5,5	8,68	107	2	25,3
6	8,71	109	2,01	25,3
6,5	8,61	108	1,97	25,3
7	8,63	109	1,75	25,3
7,5	8,56	109	1,49	25,2
8	8,55	108	0	24,7
8,5	8,55	108	0	24,6
9	8,33	106	0	24,5
9,5	8,36	106	0	24,5
10	8,37	103	0	24,5

Ponto 6				
0	9,28	113	5,51	28,6
0,5	9,45	113	4,04	28,7
1	9,56	111	3,94	27,2
1,5	9,42	111	3,94	27,1
2	9,42	111	2,55	26,5
2,5	9,55	110	3,43	26,4
3	9,02	110	3,42	26,1
3,5	9,9	110	3,24	25,9
4	9,16	109	3,32	25,7
4,5	9,29	110	2,5	25,6
5	9,31	110	2,44	25,6
5,5	9	109	1,36	25,6
6	9,1	109	1,3	25,5
6,5	9,05	110	0,83	25,4
7	8,9	110	0,56	25,2

TABELA 5: Concentração de Clorofila a ($\mu\text{g/L}$), nas amostras de água dos pontos do reservatório de Salto Grande (SP) nos períodos seco e chuvoso.

Pontos	Mai/98	Jul/98	Nov/98	Mar/99
1	13,95	15,903	103,23	2,511
2	21,762	21,483	127,6425	5,022
3	39,06	29,30	90,33	2,23
4	24,83	67,24	48,48	6,42
5	21,76	18,97	103,23	22,60
6	15,90	18,97	81,61	1,95
7	35,71	10,60	41,50	12,00

TABELA 6: Concentrações das formas nitrogenadas nas amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), nos períodos seco e chuvoso.

Pontos	mg/L		$\mu\text{g/L}$		
	Mai/98	N Orgânico Total	NO3-	NO2-	NH4+
1		5,51	835,47	580,46	1530,20
2		6,78	690,90	462,94	1519,30
3		2,75	704,54	215,77	576,83
4		1,95	706,96	144,71	325,82
5		0,93	616,87	45,56	21,90
6		1,03	567,39	29,97	15,32
7		0,8	628,36	65,19	98,27
Jul/98					
1		8,34	936,22	348,04	1888,30
2		7,10	808,35	319,67	1610,10
3		3,75	855,65	151,87	1160,40
4		4,12	835,54	157,67	981,49
5		1,82	881,25	49,72	307,08
6		1,48	856	41,72	249,47
7		1,58	855,25	38,04	178,83
Nov/98					
1		8,59	902,69	469,06	1553,40
2		6,68	924,67	456,81	1109,50
3		5,11	822,26	207,58	365,42
4		3,01	763,12	168,78	386,24
5		5,63	594,80	120,54	85,64
6		3,91	498,66	111,45	185,71
7		3,14	418,9	94,38	294,95
Mar/99					
1		33,78	315,16	61,44	347,95
2		30,88	386,71	64,92	391,58
3		29,54	425,80	105,82	234,17
4		17,15	398,80	16,72	47,06
5		30,49	397,52	116,57	232,24
6		23,28	374,01	29,62	48,81
7		23,29	371,02	23,74	87,03

TABELA 7: Concentrações das formas de fósforo nas amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), nos períodos de coleta.

Pontos	µg/L			
Mai/98	<i>P Total</i>	<i>PO₄ total dissolvido</i>	<i>PO₄ inorgânico</i>	<i>PO₄ orgânico</i>
1	225,33	175,04	130,25	44,79
2	210,77	154,5	108,4	46,1
3	91,90	42,17	23,38	18,79
4	45,47	32,36	13,84	18,52
5	41,53	27,35	9,33	18,01
6	29,17	23,09	4,52	18,57
7	36,85	22,40	13,67	8,72
Jul/98				
1	274,29	181,83	132,4	49,43
2	313,66	221,17	144,04	77,13
3	85,90	70,37	34,403	35,97
4	75,86	51,39	25,79	25,61
5	42,65	32,06	13,67	18,38
6	45,09	28,47	12,85	15,62
7	39,32	25,824	11,57	14,25
Nov/98				
1	288,95	152,38	119,06	33,32
2	220,89	104,59	64,58	40,01
3	101,79	30,24	15,36	14,88
4	73,42	28,47	12,12	16,34
5	88,75	19,52	9,94	9,58
6	83,25	25,20	11,89	13,31
7	66,42	31,25	13,47	17,77
Mar/99				
1	212,94	64,03	34,69	29,34
2	169,92	66,42	38,32	28,10
3	154,51	67,64	32,49	35,15
4	105,82	63,02	27,56	35,46
5	157,83	70,49	33,93	36,57
6	129,55	59,93	25,97	33,96
7	120,66	63,53	22,72	40,80

TABELA 8: Concentrações de silicato reativo nas amostras de água do reservatório de Salto Grande, Americana (SP), nos períodos de coleta. Valores expressos em mg/L.

SiO ₂				
Pontos	Mai/98	Jul/98	Nov/98	Mar/99
1	5,43	1,96	4,69	6,71
2	5,14	1,73	4,70	6,17
3	1,18	0,71	5,68	5,67
4	0,37	0,79	6,52	4,07
5	1,52	0,00	5,85	5,98
6	2,07	0,00	5,79	5,15
7	3,76	0,00	5,13	5,20

TABELA 9: Concentrações de carbono total, inorgânico e orgânico dissolvido (em mg/L) nas amostras de água coletadas no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Pontos	Carbono total	Carbono inorgânico	Carbono org. diss.
Mai/98			
1	16,86	8,65	8,2
2	17,13	9,44	7,68
3	13,57	7,13	6,43
4	12,87	6,45	6,41
5	12,21	6,54	5,66
6	7,011	2,21	4,79
7	11,87	6,46	5,41
Jul/98			
1	19,17	7,4	11,76
2	20,23	7,71	12,51
3	16,78	7,31	9,46
4	15,88	6,92	8,95
5	14,93	6,48	8,44
6	15,26	6,57	8,68
7	15,12	6,64	8,47
Nov/98			
1	11,95	9,8	2,14
2	20,55	11,82	8,73
3	11,01	8,6	2,4
4	10,7	8,72	1,97
5	11,08	8,37	2,7
6	11,43	8,82	2,6
7	11,75	9,34	2,4
Mar/99			
1	9,13	5,65	3,47
2	8,324	5,66	2,64
3	8,47	4,94	3,53
4	7,46	4,84	2,62
5	8,42	5,01	3,41
6	7,88	5,44	2,43
7	7,91	5,1	2,8

TABELA 10: Valores de material em suspensão total, matéria orgânica e inorgânica nas amostras de água coletadas no reservatório de Salto Grande, Americana (SP). Concentrações em mg/L.

	Pontos	Material suspensão	Matéria orgânica	Matéria inorgânica
Mai/98	1	8,06	4,16	3,9
	2	8,66	4,3	4,36
	3	9,84	2,4	7,44
	4	4,72	4,06	0,66
	5	11,3	3,96	7,34
	6	9,18	5	4,18
	7	9,4	5,12	4,28
Jul/98	1	7,12	3,42	3,7
	2	4,1	2,54	1,56
	3	3,94	2,36	1,58
	4	7,98	3,28	4,7
	5	6	3,48	2,52
	6	5,84	3,28	2,56
	7	10,66	4,56	6,1
Nov/98	1	19,46	10,64	8,82
	2	18,95	10,29	8,66
	3	11,11	7,95	3,16
	4	7,28	5,55	1,73
	5	9,29	8	1,29
	6	8,56	7,86	0,7
	7	5,45	5,09	0,7
Mar/99	1	85,8	11,8	74
	2	68,98	10,53	58,45
	3	34,3	7,475	26,83
	4	27,47	4,22	23,25
	5	27,18	3,85	23,33
	6	21,43	5,22	16,22
	7	18,62	4,42	14,20

TABELA11: Porcentagens de areia, argila, silte e matéria orgânica para as amostras de sedimento coletadas no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

	Areia %	Argila %	Silte %	Matéria Orgânica %
Mai/98				
1	14,8	63,39	0,01	21,8
2	49,8	32,6	0	17,6
3	53,8	23,77	0,03	22,4
4	62,5	26,44	0,06	11
5	49	27,68	0,02	23,3
6	58,8	18,59	0,01	22,6
Jul/98				
1	46,5	48,27	0,02	5,21
2	64	33,60	0,01	2,39
3	49,9	44,40	0,01	5,69
4	50,1	47,01	0,04	2,85
5	53,4	40,20	0,03	6,37
6	55,9	35,64	0,02	8,44
Nov/98				
1	55,4	37,34	0,03	7,23
2	84,2	12,31	0,02	3,47
3	51,7	43,3	0,02	4,98
4	50,6	45,15	0,02	4,23
5	62,3	30,68	0,01	7,01
6	59,4	31,09	0,01	9,5
Mar/99				
1	57,2	27,89	0,01	14,9
2	98,3	1,5	0	0,2
3	55,8	29,26	0,04	14,9
4	61,5	26,65	0,05	11,8
5	62,3	19,69	0,01	18
6	58,1	17,28	0,02	24,6

TABELA 12: Concentração de fósforo e porcentagens de nitrogênio nas amostras de sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana (SP) nos períodos seco e chuvoso

	<i>Pontos</i>	<i>ug/g sed</i>	<i>%N</i>
Mai/98	1	676,3	2,73
	2	577,15	2,08
	3	584,55	1,98
	4	456,45	2,68
	5	597,6	3,22
	6	512,7	4,25
Jul/98	1	643,85	3,28
	2	548,75	2,16
	3	492,8	2,14
	4	500,65	1,83
	5	561,7	3,40
	6	555,6	3,36
Nov/98	1	652,45	4,95
	2	614,55	6,03
	3	670,7	7,47
	4	574,45	2,87
	5	620,6	2,07
	6	619,6	3,18
Mar/99	1	754,35	2,92
	2	102,31	2,98
	3	589,1	3,86
	4	532,2	0,15
	5	612,25	2,77
	6	597,4	3,60

TABELA 13: Concentração de metais totais (mg/L) nas amostras de água coletadas no reservatório de Salto Grande, Americana (SP).

Pontos	Metais							
	Mai/98	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb
1	ND	0,05	0,0325	1,8625	0,084	0,006	0,0045	0,0675
2	ND	0,057	0,003	0,0835	0,001	0,003	0,0005	0,055
3	ND	0,063	0,027	0,4525	0,012	0,007	0,0035	0,063
4	ND	0,043	0,0275	0,2445	0,006	0,008	0,0025	0,047
5	ND	0,049	0,0285	0,2025	0,009	0,0165	0,0025	0,0455
6	ND	0,036	0,049	0,325	0,062	0,005	0,003	0,0665
7	ND	0,021	0,015	0,0975	0,007	0,0055	0,001	0,047
Jul/98	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	ND	0,04	0,0125	0,7725	0,042	0,0095	0,002	0,002
2	ND	0,047	0,013	0,7275	0,051	0,0095	0,003	0,003
3	ND	0,04	0,0135	0,5475	0,0285	0,0225	0,03	0,03
4	ND	0,049	0,013	0,1365	0,006	0,013	0,0035	0,0035
5	ND	0,028	0,0255	0,5525	0,0125	0,006	0,002	0,002
6	ND	0,03	0,0145	0,091	0,0135	0,004	0,001	0,001
7	ND	0,05	0,0135	0,535	0,029	0,0155	0,002	0,002
Nov/98	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	ND	0,04	0,031	0,735	0,049	0,075	0,004	0,087
2	0,002	0,045	0,01	0,62	0,062	0,015	0,001	0,071
3	0,002	0,048	0,01	0,135	0,007	0,008	0,002	0,071
4	ND	0,055	0,016	0,122	0,003	0,006	ND	0,11
5	0,001	0,041	0,034	0,199	0,009	0,007	0,004	0,121
6	ND	0,046	0,008	0,155	0,069	0,005	0,001	0,085
7	ND	0,05	0,008	0,065	0,011	0,009	ND	0,06

TABELA 14: Peso, comprimento total e padrão, dos exemplares de *D. rerio*, utilizados nos testes de toxicidade.

<i>Maio e julho de 1998- Lote 1</i>			
Peixe	Peso (g)	Comprimento Total (cm)	Comprimento Padrão (cm)
1	0,25	3,2	2,2
2	0,26	3,7	2,4
3	0,37	3,8	2,6
4	0,19	3,2	2,3
5	0,19	3,4	2,3
6	0,16	3,1	2,2
7	0,22	3,3	2,3
8	0,17	3,1	2,2
9	0,2	2,8	2,3
10	0,24	3,2	2,4
11	0,13	3	2,2
12	0,16	3	2,1
13	0,22	3,3	2,3
14	0,17	3	2,2
15	0,19	3,2	2,3
16	0,16	2,8	2,2
17	0,25	3,6	2,9
18	0,17	2,8	2,1
19	0,33	3,8	2,7
20	0,16	3,2	2,2
21	0,36	3,7	2,7
22	0,39	3,9	2,8
23	0,26	3,6	2,6
24	0,16	2,8	2
25	0,17	3,1	2,2
26	0,13	2,7	1,9
27	0,21	3,1	2,6
28	0,26	3	2,4
29	0,23	3,4	2,4
30	0,3	3,6	2,5
31	0,25	3,6	2,6
32	0,19	3,3	2,1
33	0,24	3,6	2,6
34	0,26	3,5	2,5
35	0,22	3,5	2,4
36	0,26	3,6	2,5
37	0,31	3,6	2,5
38	0,42	4	2,8
39	0,18	2,9	2,2
40	0,34	3,9	2,8
41	0,3	3,8	2,6
42	0,5	4,3	3,1
43	0,25	3,6	2,6
44	0,21	3	2,3
45	0,15	2,8	2,1
46	0,31	3,9	2,5
47	0,21	3,1	2,2
48	0,16	3,1	2,3
49	0,26	4	2,5
50	0,11	2,6	2
51	0,21	3	2,5
52	0,33	3,9	2,7
53	0,22	3,3	2,5
54	0,2	3,3	2,5
55	0,15	3,2	2,3
56	0,26	3,7	2,7
57	0,24	4	2,6
58	0,32	3,8	2,6
59	0,33	3,7	2,7
60	0,26	3,1	2,5
61	0,11	2,8	2
62	0,26	3,5	2,6
63	0,23	3,3	2,4
64	0,32	3,7	2,8
65	0,28	3,6	2,7

<i>Novembro de 1998 e março de 1999 - Lote 2</i>			
Peixes	Peso (g)	Comprimento Total (cm)	Comprimento Padrão (cm)
1	0,32	3,6	2,8
2	0,24	3,2	2,5
3	0,36	3,7	2,7
4	0,33	3,7	2,7
5	0,3	3,6	2,6
6	0,19	2,9	2,3
7	0,31	3,6	2,6
8	0,31	3,5	2,6
9	0,18	2,9	2,4
10	0,22	3	2,4
11	0,2	2,9	2,4
12	0,22	3,1	2,5
13	0,26	3,3	2,6
14	0,24	3,3	2,5
15	0,31	3,7	2,6
16	0,38	3,7	2,8
17	0,27	3,4	2,6
18	0,22	3	2,5
19	0,29	3,4	2,6
20	0,28	3,4	2,6
21	0,35	3,8	2,7
22	0,17	2,9	2,4
23	0,26	3,4	2,6
24	0,17	2,8	2,3
25	0,17	2,9	2,3
27	0,21	3	2,5
28	0,31	3,5	2,7
29	0,2	2,9	2,3
30	0,26	3,2	2,5
31	0,19	2,8	2,3
32	0,4	3,9	2,8
33	0,32	3,5	2,7
34	0,26	3,1	2,7
35	0,25	3,2	2,5
36	0,25	3,4	2,5
37	0,24	3,3	2,5
38	0,29	3,5	2,6
39	0,25	3,4	2,6
40	0,31	3,4	2,7
41	0,23	3,1	2,5
42	0,26	3,4	2,5
43	0,33	3,7	2,7
44	0,31	3,5	2,6
45	0,29	3,4	2,6
46	0,22	3,1	2,4
47	0,22	3,2	2,5
48	0,23	3,1	2,5
49	0,19	2,9	2,3
50	0,22	3,2	2,5
51	0,24	3,5	2,5
52	0,3	3,6	2,7
53	0,26	3,3	2,7
54	0,24	3,2	2,5
55	0,22	3	2,5
56	0,21	3	2,4
57	0,24	3,3	2,5
58	0,19	2,8	2,4
59	0,19	2,9	2,4
60	0,23	3,2	2,5
61	0,26	3,2	2,6
62	0,25	3,4	2,5

TABELA 15: Concentrações de metais em tecido muscular dos peixes coletados em Salto Grande, Americana (SP). Concentrações em mg/Kg.

Peixes	Metais								
	Jul/98	Cd	Cu	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Piranha		0	4	0	82	0	0	0	4
Chimboré		0	4	0	78	0	0	0	32
Chimboré		0	4	0	64	0	0	0	18
Saguiru		0	4	0	70	0	0	0	58
Saguiru		0	4	0	72	0	0	0	56
Saguiru		0	4	0	86	0	0	0	68
Saguiru		0	4	0	92	0	0	0	56
Saguiru		0	4	0	60	0	0	0	54
Saguiru		0	8	0	78	0	0	0	72
Saguiru		0	4	0	78	0	0	0	34
Saguiru		0	4	0	52	0	0	0	74
Saguiru		0	4	0	86	0	0	0	52
Saguiru		0	4	0	78	0	0	0	40
Saguiru		0	4	0	102	0	0	0	132
Saguiru		0	6	0	114	0	0	0	76
Saguiru		0	4	0	66	0	0	0	134
Saguiru		0	6	0	140	0	0	0	116
Saguiru		0	6	0	116	0	0	0	68
Saguiru		0	6	0	118	0	0	0	104
Nov/98									
Saguiru		0	6	0	160	0	0	0	112
saguiru		0	6	0	190	0	0	0	76
saguiru		0	6	0	182	2	56	0	80
saguiru		0	4	0	146	0	0	0	66
saguiru		0	6	0	118	0	0	0	54
saguiru		0	2	0	188	6	0	0	86
saguiru		0	0	0	154	0	0	0	68
saguiru		0	2	0	210	6	30	66	86
Piranha (a)*		0	2	0	202	0	0	0	54
Piranha (j)*		0	4	0	242	10	64	100	48
Traíra		0	2	0	180	8	0	14	46
Piava		0	2	0	194	4	0	20	58
Piava		0	2	0	168	4	6	36	54
Piava		0	0	0	132	2	0	2	70
Piava		0	4	0	154	4	0	4	64
Piava		0	0	0	188	10	4	64	140
Piava		0	2	0	166	4	0	30	52
Piava		0	6	0	54	20	138	82	68
Piava		0	12	0	218	14	48	76	72
Piava		0	0	0	124	10	74	88	42
Piava		0	6	0	244	18	98	138	82

Obs.: Nome popular e científico das espécies analisadas:

Chimboré (<i>Schizodon nasutus</i>)	Piranha (<i>Serrasalmus spilopleura</i>)	Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>)
Piava (<i>Leporinus sp</i>)	Saguiru (<i>Pseudocurimata sp</i>)	* (a): adulta (j): jovem

TABELA 16: Resultados obtidos nos testes de referência com dicromato de potássio utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Maio de 1998)

Concentração (mg Cr/L)	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
0	0	0	0	1	7,1	7,1	149	155	44	44	6,8	6,6
25	0	1	2	2	7,1	7,0	147	253	43	44	6,9	6,8
50	0	6	12	13	7,2	7,2	149	152	45	45	7,1	6,7
75	5	12	15	15	6,9	7,1	147	155	45	45	7,0	6,8
100	8	15	15	15	7,0	7,0	147	154	44	44	7,1	6,7
125	11	15	15	15	7,1	7,1	148	154	44	44	7,1	6,8

OBS: Número inicial de organismos: 03 réplicas com 05 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

LC₅₀ 96h: 35,35 (Trimmed Spearman-Kärber)

TABELA 17: Resultados obtidos nos testes de referência com dicromato de potássio utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Julho de 1998)

Concentração (mg Cr/L)	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
0	1	1	1	1	7,0	7,0	145	150	44	44	7,1	6,9
25	0	0	0	0	7,1	7,0	145	152	44	43	7,2	6,8
50	1	4	10	11	7,1	6,9	147	157	44	46	7,1	7,1
75	3	10	12	15	7,1	7,1	146	151	44	44	7,1	7,0
100	4	15	15	15	7,0	7,0	148	152	44	44	7,0	6,9

OBS: Número inicial de organismos: 03 réplicas com 05 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

LC₅₀ 96h: 40,93 (Trimmed Spearman-Kärber)

TABELA 18: Resultados obtidos nos testes de referência com dicromato de potássio utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Novembro de 1998)

Concentração (mg Cr/L)	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
0	0	0			6,9	6,8	151	150	43	44	7,1	6,8
25	0	0			6,9	6,7	150	152	44	44	7,2	6,8
50	0	5			7,1	6,7	159	160	43	44	7,0	7,0
75	6	11			7,0	6,6	152	154	44	45	7,0	7,0
100	7	12			7,0	6,9	150	153	44	44	7,0	7,0

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

LC₅₀ 48h: 50,13 (Trimmed Spearman-Kärber)

TABELA 19: Resultados obtidos nos testes de referência com dicromato de potássio utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Março de 1999)

Concentração (mg Cr/L)	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
0	0	0			7,0	7,1	151	156	44	44	7,1	6,9
25	0	0			7,0	7,1	148	154	44	43	7,1	7,0
50	0	3			7,1	7,2	147	151	44	43	7,1	7,0
75	4	12			7,2	7,3	149	149	44	44	7,1	7,0
100	5	12			7,2	7,2	150	151	44	44	7,0	7,1

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

LC₅₀ 48h: 53,37(Trimmed Spearman-Kärber)

TABELA 20: Resultados obtidos nos testes controle com amostras de água da Represa do Lobo (São Carlos-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Outubro de 1998)

Ponto de coleta	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
**Controle	0	0	0	0	6,9	7,1	151	150	44	44	7,0	6,8
1	0	0	0	0	7,2	7,1	16	17	14	12	7,0	7,0
2	0	0	0	0	6,8	7,0	22	20	12	2	7,1	7,1
3	0	0	0	0	6,7	6,8	20	21	14	14	7,1	7,1
4	0	0	0	0	7,0	7,0	18	19	14	14	7,0	6,9

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

**Controle: teste feito com água reconstituída

TABELA 21: Resultados obtidos nos testes controle com amostras de sedimento da Represa do Lobo (São Carlos-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Outubro de 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. (µS/cm)		Dureza (mg CaCO ₃ /L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,0	7,1	151	156	44	44	7,0	7,0
1	0	0	0	0	7,0	7,1	148	167	44	44	7,0	6,8
2	0	0	0	0	7,1	7,2	147	149	44	44	7,1	6,9
3	0	0	0	0	7,2	7,3	149	154	44	43	7,1	7,0
4	0	0	0	0	7,2	7,2	150	157	44	44	6,9	7,1

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

TABELA 22: Resultados dos testes agudos com amostras de água do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Maio de 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,2	7,1	150	150	44	44	7,5	7,1
1	0	0	0	0	6,7	7,0	121	122	44	44	6,2	6,1
2	0	0	0	0	6,5	6,5	110	111	44	46	3,3	3,4
3	0	0	0	0	7,7	7,5	90	92	44	44	15,6	7,3
4	0	0	0	0	7,1	7,0	94	94	44	46	15,3	8,7
5	0	0	0	0	6,9	6,7	87	89	44	44	15,4	8,4
6	0	0	0	0	6,5	6,6	88	92	45	46	10,7	6,7
7 (Jusante)	0	0	0	0	6,6	6,9	85	84	44	44	7,2	6,4

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

TABELA 23: Resultados dos testes agudos com amostras de água do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Julho de 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	6,8	6,8	151	159	44	44	7,2	7,0
1	0	0	0	0	6,8	6,8	169	169	44	44	7,2	6,9
2	0	0	0	0	7,0	7,1	165	168	44	46	7,1	6,8
3	0	0	0	0	7,2	7,2	164	162	44	45	7,1	6,5
4	0	0	0	0	7,1	6,9	168	170	44	43	7,0	7,1
5	0	0	0	0	7,3	7,2	172	171	44	43	7,2	6,7
6	0	0	0	0	7,4	7,1	165	166	44	44	7,1	7,1
7 (Jusante)	0	0	0	0	7,3	6,9	169	172	44	46	7,1	6,7

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

TABELA 24: Resultados dos testes agudos com amostras de água do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* – Toxicidade aguda (Novembro/ 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,1	7,0	147	150	44	44	7,2	7,0
1	0	0	0	0	7,2	7,1	154	156	44	43	7,2	6,9
2	0	0	0	0	7,3	7,1	160	161	44	44	7,1	6,8
3	0	0	0	0	7,2	7,2	162	162	44	45	7,1	6,5
4	0	0	0	0	7,4	7,2	163	163	44	44	7,0	7,1
5	0	0	0	0	7,1	7,1	159	162	44	42	7,2	6,7
6	0	0	0	0	7,3	7,0	159	164	44	45	7,1	7,1
7 (Jusante)	0	0	0	0	7,3	7,2	160	164	44	44	7,1	6,5

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

TABELA 25: Resultados dos testes agudos com amostras de sedimento do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* (Maio de 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,0	7,0	150	151	44	44	6,7	7,0
1	0	0	0	0	7,1	7,1	149	298	44	46	7,1	6,6
2	0	0	0	0	7,2	7,1	149	229	44	47	7,0	5,9
3	0	0	0	0	7,1	7,2	150	196	44	45	7,0	6,1
4	0	0	0	0	7,1	7,2	150	218	44	47	7,2	6,3
5	0	0	0	0	7,0	7,1	151	198	44	45	7,2	5,8
6	0	0	0	0	7,0	7,0	150	216	44	44	7,1	6,2
7 (Jusante)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

** Não foi possível coletar sedimento a jusante da barragem

TABELA 26: Resultados dos testes agudos com amostras de sedimento do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* (Julho de 1998)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,0	7,4	151	150	44	44	7,0	7,0
1	0	0	0	0	7,1	7,4	250	380	44	48	7,1	6,5
2	0	0	0	0	7,2	6,6	247	376	44	43	7,2	6,1
3	0	0	0	0	7,1	7,0	254	298	44	44	7,0	6,9
4	0	0	0	0	7,2	7,0	220	232	44	44	7,2	6,3
5	0	0	0	0	7,2	6,9	223	227	44	45	7,1	6,2
6	0	0	0	0	7,2	6,7	254	221	44	44	7,0	6,9
7 (Jusante)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

** Não foi possível coletar sedimento a jusante da barragem

TABELA 27: Resultados dos testes agudos com amostras de sedimento do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* (Novembro de 1999)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,2	7,1	150	151	44	44	7,1	7,0
1	0	0	0	0	7,1	7,0	276	303	43	45	3,3	3,3
2	0	0	0	0	6,7	6,9	263	308	44	45	1,2	4,3
3	0	0	0	0	7,0	6,7	226	264	44	45	3,0	6,1
4	0	0	0	0	6,9	7,1	236	247	45	44	4,5	4,5
5	0	0	0	0	7,1	7,0	225	266	45	46	9,2	7,5
6	0	0	0	0	6,8	6,5	240	278	44	47	2,9	4,2
7 (Jusante)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

** Não foi possível coletar sedimento a jusante da barragem

TABELA 28: Resultados dos testes agudos com amostras de sedimento do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* (Março de 1999)

Pontos de coleta	Mortalidade				pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	7,0	7,1	150	149	44	44	7,0	6,9
1	0	0	0	0	6,1	6,4	119	136	44	44	6,9	6,7
2	0	0	0	0	5,6	5,9	121	148	44	44	5,4	6,1
3	0	0	0	0	6,4	6,4	112	130	44	44	7,0	6,8
4	0	0	0	0	6,2	6,2	134	178	44	44	5,7	6,9
5	0	0	0	0	6,7	6,7	105	122	44	44	6,9	6,9
6	0	0	0	0	6,8	6,8	98	103	44	44	7,1	6,7
7 (Jusante)**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 06 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

** Não foi possível coletar sedimento a jusante da barragem

TABELA 29: Resultados do teste crônico com amostras de sedimento do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* em estágio larval (Março de 1999)

Pontos de coleta	Mortalidade								pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	120h	168h	192h	%	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	1	0	0	0	0	5	7,1	7,1	150	150	44	44	7,5	7,1
1	0	20	0	0	0	0	0	100	7,0	7,0	122	122	44	44	6,2	6,1
2	0	0	2	3	3	0	0	40	6,5	6,5	110	111	44	44	3,3	3,4
3	0	0	0	3	1	1	1	35	7,5	7,5	90	92	44	44	15,6	7,3
4	0	0	1	2	1	0	0	20	7,0	7,0	94	94	44	44	15,3	8,7
5	0	0	0	2	2	0	0	20	6,7	6,7	87	89	44	44	15,4	8,4
6	0	0	1	1	1	0	1	20	6,6	6,6	88	92	44	44	10,7	6,7
Jusante*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 10 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

* Não foi possível coletar sedimento a jusante da barragem

TABELA 30: Resultados do teste crônico com amostras de água do Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), utilizando-se o organismo-teste *Danio rerio* em estágio larval (Março de 1999)

Pontos de coleta	Mortalidade								pH		Cond. ($\mu\text{S/cm}$)		Dureza (mg CaCO_3/L)		OD (mg/L)	
	24h	48h	72h	96h	120h	168h	192h	%	I	F	I	F	I	F	I	F
Controle	0	0	0	0	0	0	0	0	7,2	7,1	150	150	44	44	7,5	7,1
1	0	0	0	0	0	0	0	0	6,7	7,0	122	122	44	44	6,2	6,1
2	0	0	0	0	0	0	0	0	6,5	6,5	110	111	44	44	3,3	3,4
3	0	0	0	0	0	2	0	10	7,7	7,5	90	92	44	44	15,6	7,3
4	0	0	0	0	0	2	0	10	7,1	7,0	94	94	44	44	15,3	8,7
5	0	0	0	0	1	1	0	10	6,9	6,7	87	89	44	44	15,4	8,4
6	0	0	3	0	0	0	0	15	6,5	6,6	88	92	44	44	10,7	6,7
Jusante	0	0	0	0	0	2	2	20	6,4	6,5	92	89	44	44	9,8	7,4

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 10 organismos cada; I=Início e F=Final do teste

TABELA 31: Resultados dos testes *in situ* realizados entre 20 e 24 de julho de 1998, no Reservatório de Salto Grande, Americana – SP, utilizando-se a espécie *Danio rerio*.

Ponto De Coleta	% de Mort. Final	Mortalidade										pH		Cond. (µS/cm)		Temperatura (°C)		OD (mg/L)	
		0h		24h		48h		72h		96h		I	F	I	F	I	F	I	F
		F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2								
1	62,5	0	0	1	3	0	1	0	-	0	-	6,5	6,7	336	266	18,1	20,1	6,9	7,8
2	100	0	0	4	4	-	-	-	-	-	-	6,5	-	268	-	18,9	-	6,6	-
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,6	6,5	336	259	19,1	21,3	6,9	7,6
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,6	7,1	255	252	19,5	22,9	6,5	8,2
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,4	6,7	227	226	19,0	21,3	6,6	8,2
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,4	6,5	224	219	19,5	20,1	6,4	7,6

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 04 organismos cada; I=Início e F=Final do teste
F1 e F2 = frasco 01 e 02 (réplicas para cada ponto de coleta)

TABELA 32: Resultados dos testes *in situ* realizados entre 23 e 27 de novembro de 1998, no Reservatório de Salto Grande, Americana – SP, utilizando-se a espécie *Danio rerio*.

Ponto De Coleta	% de Mort. Final	Mortalidade										pH		Cond. (µS/cm)		Temperatura (°C)		OD (mg/L)	
		0h		24h		48h		72h		96h		I	F	I	F	I	F	I	F
		F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2	F1	F2								
1	37,5	0	0	0	0	0	0	0	2	1	-	6,6	6,7	257	322	24,5	26,3	3,4	0,9
2	100	0	0	0	0	2	2	2	2	-	-	6,5	-	248	-	25,1	-	2,3	-
3	37,5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	6,7	8,1	242	112	25,2	26,5	4,1	10,0
4	12,5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6,9	7,3	146	112	25,8	26,1	5,7	7,9
5	37,5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	8,1	6,9	132	105	26,7	25,5	8,6	5,1
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,9	6,8	227	105	27,2	25,3	9,3	4,3

OBS: Número inicial de organismos: 02 réplicas com 04 organismos cada; I=Início e F=Final do teste
F1 e F2 = frasco 01 e 02 (réplicas para cada ponto de coleta)