

**Universidade Federal de Minas Gerais  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre**

**REAVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO  
SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA (MG) E SEUS PRINCIPAIS  
TRIBUTÁRIOS**

**SUELLEN CRISTINA MOREIRA DE SALES**

**Belo Horizonte  
2009**

**REAVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO  
SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA (MG) E SEUS PRINCIPAIS  
TRIBUTÁRIOS**

**Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.**

**ORIENTADORA: Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> ARNOLA CECÍLIA RIETZLER**

**BELO HORIZONTE**

**2009**

**Dedico essa Dissertação a minha  
família por todo apoio em todos os  
momentos da minha vida, e a Leo pelo  
carinho e dedicação.**

## AGRADECIMENTOS

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Arnola Cecília Rietzler, pela orientação, apoio e confiança para a realização deste trabalho;

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Clésia Cristina Nascentes, do Departamento de Química da UFMG, pelas análises de metais realizadas que muito contribuíram para este trabalho;

Aos Professores, Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho, Prof. Dr. Francisco Barbosa e Profa. Dra. Alessandra Giani pelo apoio logístico para as coletas de campo;

Aos Professores, Prof. Dr. Ricardo Motta Pinto-Coelho e Prof. Dr. José Neto, pela disponibilização do microscópio acoplado ao computador e auxílio com as medidas dos cladóceros, respectivamente;

À Filipe G. Martins, pelo apoio nas coletas, sem o qual não teria sido possível realizar esse trabalho;

À Marcela pela ajuda em laboratório e realização de testes de sensibilidade;

À Jamil pelo auxílio na extração de água intersticial;

À equipe da ETAF-COPASA e principalmente à Ferraz pelo apoio na coleta de água dentro da Estação de Tratamento;

Ao INMET pelos dados climatológicos fornecidos;

A CAPES e FAPEMIG pela bolsa;

Aos coordenadores do curso, Prof. Dr. Marcos Callisto e Prof. Dr. Flávio Rodrigues pelo auxílio e disponibilização de transporte para as coletas;

À Leo namorado e companheiro, não só pelo carinho e compreensão, mas também pela fundamental ajuda em programas de estatística;

Às amigas, Luziana e Ludmila, pelo companheirismo;

Finalmente, aos meus pais, Sônia e Francisco e minha irmã Sanny pelo apoio, carinho e compreensão não só durante essa etapa, mas em todos os momentos de minha vida.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS -----	vi
LISTA DE TABELAS -----	ix
RESUMO -----	x
ABSTRACT -----	xi
I- INTRODUÇÃO GERAL -----	01
1-Considerações gerais -----	01
2- Eutrofização e contaminação de reservatórios -----	02
3- Efeitos de metais pesados no organismo humano e ambiente -----	04
II- OBJETIVOS GERAIS -----	05
III- ÁREA DE ESTUDO -----	06
1- Caracterização da área de estudo -----	06
IV- PERÍODOS E PONTOS DE AMOSTRAGEM -----	08
CAPITULO 1- REAVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA E DOS CORREGOS RESSACA E SARANDI	
1- Introdução -----	13
1.1- Considerações Gerais -----	13
1.2- Cladóceros em ensaios de toxicidade -----	14
2- Objetivos -----	15
2.1- Objetivo geral -----	15
2.2- Objetivos específicos -----	15
3- Materiais e Métodos -----	16
3.1- Períodos e pontos de coleta -----	16
3.2- Parâmetros físicos e químicos e dados climatológicos -----	16
3.3- Cultivo dos organismos-teste -----	17
3.4- Testes de sensibilidade -----	18
3.5- Ensaios de toxicidade-----	18
3.6- Análise de metais -----	19
3.7- Análise estatística dos dados -----	19
4- Resultados -----	21
4.1- Parâmetros climatológicos -----	21

4.2- Parâmetros físicos e químicos -----	22
4.3- Testes de sensibilidade -----	27
4.4- Ensaio de toxicidade aguda -----	28
4.5- Ensaio de toxicidade crônica -----	30
4.6- Análise de metais -----	34
5- Discussão -----	35
6- Conclusão -----	43
CAPÍTULO 2 – REAVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA E DOS CORREGOS SARANDI E RESSACA.	
1. Introdução -----	44
2-Objetivos -----	45
2.1- Objetivos gerais -----	45
2.2- Objetivos Específicos -----	46
3- Materiais e Métodos -----	46
3.1- Períodos e pontos de amostragem -----	46
3.2- Cultivo de organismos-teste -----	47
3.3- Testes de sensibilidade -----	47
3.4- Ensaio de toxicidade com amostras de sedimento -----	48
3.5- Ensaio de toxicidade com água intersticial -----	49
3.6- Análise de metais -----	50
3.7 Análise estatística dos dados -----	50
4-Resultados -----	50
4.1- Testes de sensibilidade -----	50
4.2- Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento -----	50
4.3- Ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento -----	51
4.4- Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial -----	54
4.5- Análise de metais -----	56
5-Discussão -----	57
6- Conclusão -----	62
V- CONSIDERAÇÕES FINAIS -----	63
VI- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	64
ANEXOS -----	71

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização da Bacia da Pampulha em Minas Gerais.	07
Figura 2 – Reservatório da Pampulha, localizado no município de Belo Horizonte, MG.	07
Figura 3- Localização da área de estudo com os respectivos pontos de coleta: 1- Cabo de aço; 2- Iate; 3- Museu; 4- Sarandi; 5- Ressaca; e 6- COPASA.	10
Figura 4 – Cabo de aço (ponto 1), primeiro compartimento do reservatório da Pampulha.	10
Figura 5 – Iate (ponto 2), representando o compartimento intermediário do reservatório da Pampulha.	10
Figura 6 – Museu (ponto 3), representando o último compartimento do reservatório da Pampulha.	11
Figura 7 – Córrego Sarandi (ponto 4), tributário do reservatório da Pampulha.	11
Figura 8 – Córrego Ressaca (ponto 5), tributário do reservatório da Pampulha.	11
Figura 9a–Saída da Estação de Tratamento de Águas Fluviais –ETAF / COPASA (ponto 6).	12
Figura 9b: Localização do ponto de coleta de sedimento nos meses de abril e agosto/08 (ponto 6), cerca de 100m da saída da ETAF/COPASA.	12
Figura 10: Esquema da metodologia utilizada para realização de ensaios de toxicidade e análise de dados.	20
Figura 11- Precipitação total diária (mm) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo.	21
Figura 12- Temperatura do ar – bulbo seco ( $^{\circ}\text{C}$ ) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo.	21
Figura 13- Umidade relativa do ar (%) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo.	22
Figura 14- Velocidade horária dos ventos ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008.	22
Figura 15- Medidas de pH da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.	23
Figura 16- Medidas de condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.	24

Figura 17- Medidas de temperatura (°C) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.	24
Figura 18- Medidas de oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> ) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.	25
Figura 19- Valores de pH e condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> ) do ponto 1 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.	25
Figura 20- Valores de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> ) do ponto 1 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.	25
Figura 21- Valores de pH e condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> ) do ponto 2 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.	26
Figura 22- Valores de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> ) do ponto 2 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.	26
Figura 23- Valores de pH e condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> ) do ponto 3 do reservatório da Pampulha em abril e agosto de 2008.	26
Figura 24- Valores de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> ) do ponto 3 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.	27
Figura 25- Valores de sensibilidade de <i>C.silvestrii</i> obtidos de março/2007 a outubro/2008.	27
Figura 26- Valores de sensibilidade de <i>D.similis</i> obtidos de abril/2007 a outubro/2008.	28
Figura 27- Valores de sensibilidade de <i>D.laevis</i> obtidos de março/2008 a outubro/2008.	28
Figura 28- Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia laevis</i> em ensaio de toxicidade aguda com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.	29
Figura 29- Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> em ensaio de toxicidade aguda com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.	29
Figura 30- Número total de neonatas produzidas por <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> em ensaio de toxicidade crônica com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.	31
Figura 31- Variação no tamanho (μm) de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> em ensaio de	32

toxicidade crônica com amostras de água coletadas nos pontos P1, P4 e P5 em abril de 2008.	
Figura 32- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> em ensaio de toxicidade crônica com amostras de água coletadas nos pontos P1, P2, P3 e P4 em agosto de 2008.	32
Figura 33- <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> após ensaio de toxicidade crônica com amostras de água: a) Controle de laboratório-abril/08; b) amostras coletadas em P1 em abril/08 e c) amostras coletadas em P1 em agosto/08.	33
Figura 34: Metodologia utilizada na condução de bioensaios de toxicidade com sedimento.	49
Figura 35- Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia laevis</i> em ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento, realizado em março, abril e agosto de 2008.	51
Figura 36- Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> em ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento, realizado em março, abril e agosto de 2008.	51
Figura 37- Número total de neonatas produzidas por <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> durante o ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em março, abril e agosto de 2008.	52
Figura 38- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> em ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas nos pontos P1, P2, P4, P5 e P6 em abril de 2008.	53
Figura 39- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de <i>Ceriodaphnia silvestrii</i> em ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas nos pontos P1, P2, P3, P4 e P5 em agosto de 2008.	54
Figura 40- Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia laevis</i> em ensaios de toxicidade aguda com amostras de água intersticial, realizado em março, abril e agosto de 2008.	55
Figura 41: Porcentagem de imobilidade de <i>Daphnia similis</i> em ensaios de toxicidade aguda com amostras de água intersticial, realizado em março, abril e agosto de 2008.	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Pontos de coleta e sua localização.	09
Tabela 2- Média de neonatas produzidas nos ensaios de toxicidade crônica com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008, utilizando <i>C.silvestrii</i> como organismo-teste e análise estatística dos dados.	30
Tabela 3- Efeitos de toxicidade em amostras de água do reservatório da Pampulha e seus principais tributários detectados em 1999, 2001 e no presente estudo.	34
Tabela 4- Concentração de metais ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nas amostras de água do reservatório da Pampulha em seis pontos de coleta e valores permitidos pela legislação.	35
Tabela 5 - Concentração de metais ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nas amostras de água do reservatório da Pampulha e nos córregos Sarandi e Ressaca em 1999 (Vargas, 2002) e 2008.	35
Tabela 6- Média de neonatas produzidas nos ensaios de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em março, abril e agosto de 2008, utilizando <i>C. silvestrii</i> como organismo-teste e análise estatística dos dados.	52
Tabela 7- Efeitos de toxicidade de amostras de sedimento do reservatório da Pampulha e seus principais tributários detectados em 1999, 2001 e no presente estudo.	56
Tabela 8- Concentração de metais ( $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ) no sedimento do reservatório da Pampulha em seis pontos de coleta e valores-limite pela legislação.	57
Tabela 9- Concentração de metais detectadas em amostras de sedimento em 1999 por Rietzler <i>et al.</i> (2001) e 2008.	57

## RESUMO

O reservatório da Pampulha, importante na história de Belo Horizonte-MG, encontra-se atualmente em alto nível de degradação e contaminação. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo reavaliar a qualidade da água e sedimento do reservatório da Pampulha do ponto de vista ecotoxicológico, complementando estudos realizados a partir de 1998, anteriores a instalação de uma estação de tratamento de águas fluviais (ETAF/COPASA) além de outras intervenções. Foram realizadas três coletas em seis pontos de amostragem, sendo três internos ao reservatório, dois nos córregos Sarandi e Ressaca e um na saída da ETAF/COPASA, nos meses de março, abril (estação chuvosa) e agosto (estação seca) de 2008. Foram conduzidos ensaios de toxicidade aguda e crônica com amostras de água, sedimento e água intersticial, em laboratório, utilizando os cladóceros *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia similis*, *Daphnia laevis* e o quironomídeo *Chironomus xanthus* como organismos-teste e feita análise de metais em amostras de água e sedimento. Dentre os resultados, foi verificado efeito de toxicidade aguda e/ou crônica das amostras de água em todos os pontos amostrados. No período chuvoso, o reservatório da Pampulha apresentou intensa floração de algas, o que pode ter sido responsável pelo efeito de toxicidade aguda das amostras de água. No período seco, verificou-se apenas efeito de toxicidade crônica, nos pontos externos ao reservatório. Em relação às amostras de sedimento, todos os pontos apresentaram efeito de toxicidade crônica tanto no período chuvoso quanto no período seco. Os níveis de Cu, Cd, Fe e Mn na água ultrapassaram limites estabelecidos pelo CONAMA 357, em todos os pontos estudados. Na saída da ETAF/COPASA foram detectados níveis de Zn superiores aos permitidos pela legislação ( $182 \mu\text{g.L}^{-1}$ ). No sedimento, os níveis de zinco ultrapassaram limites estabelecidos pelo CONAMA 344, sendo que o ponto referente à saída da ETAF/COPASA apresentou o maior nível de contaminação de metais pesados para Cr ( $91,45 \mu\text{g.g}^{-1}$ ), Cu ( $46,27 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) e Zn ( $704,97 \mu\text{g.g}^{-1}$ ). Assim, os efeitos de toxicidade verificados podem estar relacionados aos metais, bem como a uma floração de algas tóxicas. Em comparação com estudos anteriores, houve redução da qualidade da água e do sedimento da Pampulha e de seus principais tributários, sendo que um dos pontos mais impactados foi o da saída da estação de tratamento de águas fluviais, implantada em 2003, sendo verificados um incremento de ferro pelo tratamento.

Palavras-chave: Ecotoxicologia, Reservatório da Pampulha, Qualidade de água e sedimento, Contaminação de metais, Cladóceros e Quironomídeos.

## **ABSTRACT**

Pampulha Reservoir, an important site in the history of Belo Horizonte, is currently at a high level of degradation and contamination. In this context, this study aimed to evaluate the quality of water and sediment of Pampulha reservoir, from the ecotoxicological point of view, complementing studies from 1998 prior to installation of a treatment station for superficial waters (ETAFCOPASA) and other interventions. Three campaigns on six sampling stations were carried out, including three inside the reservoir, two in Sarandi and Ressaca streams and one in the treatment station ETAFCOPASA, in March and April (rainy season) and August (dry season) of 2008. Bioassays of acute and chronic toxicity of water sediment and interstitial water were conducted in the laboratory *Ceriodaphnia silvestrii*, *Daphnia similis*, *Daphnia laevis* and *Chironomus xanthus* as bioindicators and metals were determined in water and sediment samples. The results showed both acute and/or chronic toxicity effects in water samples at all sampling sites. In the rainy season, Pampulha reservoir showed intense bloom of algae, which may have been responsible for the effect of water acute toxicity. In the dry period, it was verified effect of chronic toxicity only at points outside the reservoir. For the sediment, toxicity effects were detected for all sampling sites, in the two seasons considered. The levels of Cu, Cd, Fe and Mn in the water exceeded limits established by CONAMA 357, at all sampling sites. In the ETAFCOPASA, Zn was detected above the levels permitted by legislation (182 mg. L<sup>-1</sup>). In the sediment, levels of zinc exceeded limits established by CONAMA 344. The point after ETAFCOPASA (outflow) showed the highest level of contamination for Cr (91.45 µg.g<sup>-1</sup>), Cu (46.27 µg.g<sup>-1</sup>) and Zn (704.97 µg.g<sup>-1</sup>). Thus, the effects of toxicity could have been related to metals and also to a bloom of toxic algae. Compared with previous studies, there was reduction in water and sediment quality of Pampulha reservoir and its main tributaries. ETAFCOPASA, which initiated its activities in 2003, was one of the most impacted sites, presenting an increase of iron by treatment.

Keywords: Ecotoxicology, Pampulha Reservoir, Water and Sediment quality, Metals, Cladocera and Chironomidae.

## I - INTRODUÇÃO GERAL

### 1 – Considerações Gerais

Com o avanço da tecnologia e da capacidade humana em intervir no ambiente para satisfazer suas necessidades, surgem os conflitos quanto ao uso do espaço, dos recursos e da disposição de resíduos no ambiente provocando desequilíbrios na estrutura dos ecossistemas (Macedo, 2002; Zagatto, 2008).

Os ambientes aquáticos estão entre os mais impactados, uma vez que diversos resíduos produzidos pelo homem são lançados em rios ou no mar. Uma preocupação constante acerca destes resíduos é a capacidade de bioacumulação que muitos compostos apresentam. Isso pode provocar um efeito de biomagnificação levando a consequências desastrosas a toda cadeia trófica, inclusive ao homem.

Dentre as inúmeras fontes de poluição aquáticas, destacam-se o lançamento de esgotos domésticos e industriais nos corpos d'água, comprometendo a qualidade da água de inúmeros mananciais (Zagatto, 2008). A presença de aterros sanitários e lixões são outra fonte de contaminação de corpos d'água através da liberação de chorume, que apresenta alta toxicidade ao ambiente (Sissino, 2002).

Dessa forma, ensaios biológicos são fundamentais na análise da qualidade de ambientes aquáticos, uma vez que quando misturadas em meio aquoso, diferentes substâncias químicas podem apresentar características e efeitos diferentes sobre os organismos, e uma mesma substância química pode ter efeitos diversos em organismos diferentes (Jager *et al.*, 2007).

Além disso, gases tóxicos e outros poluentes podem retornar ao ambiente aquático sob forma de chuvas ácidas e lixiviação para o corpo d'água mais próximo e também contaminar águas subterrâneas em ambientes terrestres.

Algumas substâncias tóxicas podem favorecer determinados competidores, provocando desequilíbrio na estrutura da comunidade, como demonstrado por Sarma *et al.*,(2003), em um estudo com cladóceros no qual verificou diferentes capacidades competitivas na presença e ausência de amônia, que em excesso é tóxico para diversos animais.

Nesse contexto, a ecotoxicologia aquática representa uma importante ferramenta na análise da qualidade da água tanto em ambientes aquáticos continentais como marinhos. A ecotoxicologia que tem por objetivo estudar as modalidades de contaminação do ambiente

pelos poluentes naturais ou sintéticos, produzidos por atividades humanas, seus mecanismos de ação e seus efeitos sobre o conjunto de seres vivos que habitam a biosfera (Zagatto, 2008), tem, cada vez mais, ganhado espaço frente à necessidade de monitoramento de ambientes aquáticos comprometidos do ponto de vista qualitativo.

Diversos elementos têm sido estudados pela Ecotoxicologia, dentre eles, o acúmulo de selênio na cadeia alimentar que pode ser responsável pela mortalidade e deformidade em embriões de aves (Wu, 2004). Estudos ecotoxicológicos também avaliam a toxicidade de outros organismos na comunidade, como é o caso de cianobactérias que, através tanto de toxinas, quanto por dificultar filtração, afetam a sobrevivência de cladóceros, que fazem parte da base da cadeia alimentar. (Sotero-Santosa *et al.*, 2006).

## **2- Eutrofização e contaminação de reservatórios**

Diversas bacias hidrográficas brasileiras tiveram seus cursos alterados pela construção de barramentos com diferentes objetivos: controle de vazão, recreação, abastecimento de água, navegação, destinação de efluentes urbanos e pesca profissional (Júnior *et al.*, 2005).

Um dos desafios encontrados em estudos ecológicos de reservatórios é a determinação das forças atuantes na dinâmica e equilíbrio de suas populações, que compreende a interação entre fatores abióticos (vento, temperatura, luminosidade, aporte de nutrientes, vazão, entre outros) e bióticos (produção primária, competição e predação). A dinâmica em reservatórios é bem diferente de sistemas lóticos, particularmente quanto ao tempo de residência da água, que é bem maior (Angelini *et al.*, 2005).

Entre inúmeros desafios para o manejo de reservatórios, destacam-se problemas devidos a eutrofização e principalmente a contaminação. A eutrofização acarreta altos custos para tratamento de água de abastecimento público e controle de macrófitas aquáticas em reservatórios urbanos e hidrelétricos (Dourado, *et al.*, 2005; Júnior, *et al.*, 2005).

Outro importante impacto decorrente da eutrofização é a floração de algas e principalmente de cianobactérias, levando a efeitos negativos nos ecossistemas, tanto à biota aquática como à saúde humana, pela liberação de diferentes toxinas (Azevedo & Vasconcelos, 2008).

Dentre inúmeros estudos já realizados com esta abordagem, Takenaka *et al.* (2007), verificaram efeito de toxicidade de microcistinas extraídas de florações de cianobactérias em reservatórios eutrofizados do rio Tietê, SP, para *Ceriodaphnia* spp e Panosso *et al.* (2007)

detectaram florações e dominância de cianobactérias em cinco reservatórios eutrofizados da sub-bacia do Rio Seridó, RS.

No reservatório da Pampulha, estudos conduzidos por Giani e colaboradores, vem detectando a presença de cianobactérias com ocorrência de florações (Giani & Figueiredo, comunicação pessoal), apresentando atualmente cepas tóxicas.

Dentre os contaminantes, os metais diferenciam-se de muitos outros produtos tóxicos, por não serem biodegradáveis sendo acumulados no ambiente, principalmente no solo e sedimentos de ecossistemas aquáticos (Baird, 2002).

Os metais pesados estão presentes naturalmente no ambiente pela ação do intemperismo e lixiviação do solo (Muniz & Oliveira-Filho, 2006), embora a ação humana possa aumentar em muito a concentração destes elementos no meio ambiente. A concentração de metais pesados encontrados na água potável é normalmente pequena e não causa grandes problemas, e, dessa forma, a quantidade de metais ingerida na dieta é muito mais relevante que a ingerida por meio de água (Baird, 2002). Contudo, a concentração de metais pode aumentar em organismos aquáticos e ser transferida aos vários níveis tróficos podendo retornar aos ambientes terrestres.

Os efeitos tóxicos dos metais pesados e dos compostos de metais são determinados pelo índice e o alcance com que os metais ou compostos se convertem em uma forma biodisponível. Ao ingressar no ambiente, os íons livres do metal podem ligar-se à matéria orgânica, reduzindo a quantidade que está biodisponível (Muniz & Oliveira-Filho, 2006). Além disso, a densidade do tráfego de veículos, por exemplo, pode influenciar na concentração de metais em plantas e solo (Duarte & Pascal, 2000).

Estudos de metais pesados presentes na coluna d'água tem grande significado para se compreender a poluição em ambientes aquáticos, tanto em nível local como global, pois causam prejuízos à comunidades aquáticas (Santos *et al.*, 2006). Metais, como cobre, podem ser extremamente tóxicos para o zooplâncton (Arauco *et al.*, 2005).

Os sedimentos são, comumente, importantes reservatórios de metais pesados, bem como de outras substâncias tóxicas. A concentração de um metal pesado no sedimento varia não só em função da geologia local e características físicas e químicas da água como também em função das alterações antropogênicas. Torna-se, portanto, importante a avaliação da concentração de metais em sedimentos visando analisar sua biodisponibilidade para a coluna d'água e sua interação com organismos bentônicos.

Com o crescente grau de impactos em ambientes aquáticos, é também crescente a preocupação com a avaliação e determinação de níveis aceitáveis desses elementos em

ambientes límnicos. A legislação brasileira apresenta diversas resoluções que não só determinam as concentrações aceitáveis de diferentes substâncias, a exemplo de metais pesados, como também classificam água e sedimento de acordo com sua composição e grau de contaminação. A classificação facilita os trabalhos de monitoramento e identificação de ambientes ainda não impactados, aos quais estão voltados os esforços de preservação, bem como a criação de políticas públicas voltadas à recuperação das áreas que já se encontram degradadas (CONAMA 20/86; CONAMA 344/04 ; CONAMA 357/05).

### **3-Efeito de metais pesados no organismo humano**

Metais pesados, e mesmo metais em elevadas concentrações que não são considerados como metais pesados pelas resoluções CONAMA, podem afetar a saúde humana. Dentre os metais pesados estão incluídos:

- Cádmiio – Dos metais, é o mais móvel em ambientes aquáticos sendo biocumulativo e persistente no ambiente, podendo biomagnificar na cadeia alimentar (Croteau *et al.*, 2005). Pode estar solúvel no ambiente ou formando complexos insolúveis ou adsorvidos no sedimento sendo relativamente estáveis. São considerados potencialmente carcinogênicos, e influentes no desenvolvimento de hipertensão e doenças do coração. É um subproduto da mineração do zinco e foi muito utilizado na fabricação de pilhas e baterias (Macedo, 2002).
- Cobre – É um dos elementos mais importantes e essenciais para plantas e animais, porém, em grandes concentrações, pode ser tóxico e se bioacumular, tendo sido registradas concentrações maiores no zooplâncton que no fitoplâncton de um mesmo ecossistema (Vinot & Pihan, 2005), o que mostra seu potencial de biomagnificação. A deficiência humana leva a anemia, já o excesso provoca vômitos, hipotensão, icterícia, coma e até mesmo a morte (Macedo, 2002).
- Manganês – Metal traço essencial, embora não seja classificado como metal pesado, em níveis elevados, leva a distúrbios mentais e emocionais, além da perda de agilidade em movimentos.
- Níquel – É usado principalmente associado a ligas de ferro; os compostos de níquel são úteis na proteção de materiais, em formas de niquelados, na fabricação de pilhas e baterias.

- Zinco – Encontrado no ambiente principalmente como íon hidratado ou compostos dissolvidos insolúveis. Em ambiente aquático se liga ao material suspenso antes de sedimentar. O zinco é essencial na nutrição, tendo papel enzimático, estrutural e regulatório. A deficiência desse elemento pode levar a inúmeros distúrbios, o excesso, porém, provoca distúrbio gastrointestinal e diarreia, dano pancreático e anemia. Trabalhadores de indústrias de galvanização, expostos intensivamente ao zinco, apresentam altos níveis desse metal no corpo (El Safety *et al.*, 2008).
- Chumbo – Extremamente tóxico, acumula-se principalmente no cérebro, causa danos ao sistema nervoso, renal, malformações em fetos entre outros. Utilizado em baterias, protetores de raios X e pigmentos de tinta a óleo

O reservatório da Pampulha, inicialmente construído com função de abastecimento e lazer, atualmente atua como amortecedor de enchentes (Beato *et al.*, 2003), tendo passado por inúmeros processos de degradação, desde assoreamento, crescimento excessivo de macrófitas até forte eutrofização e contaminação por metais (Pinto-Coelho *et al.*, 1997; Pinto-Coelho, 1998, Rietzler *et al.*, 2001).

## II- OBJETIVOS GERAIS

Este trabalho procurou reavaliar a qualidade da água e sedimento do reservatório da Pampulha, do ponto de vista ecotoxicológico, complementando estudos realizados a partir de 1998, anteriores a instalação de uma estação de tratamento de águas fluviais, dentro do próprio reservatório, além de outras intervenções. A avaliação foi realizada por meio de ensaios de toxicidade, utilizando cladóceros e quironomídeos como organismos-teste e da análise de metais em amostras de água e sedimento.

Dentro das hipóteses de trabalho, o presente estudo procurou responder às seguintes questões:

- a) Ensaios de toxicidade com amostras de água e sedimento apresentam efeito de toxicidade aguda e/ou crônica?
- b) Quais as concentrações de metais encontradas na água e sedimento atualmente?
- c) Houve melhoria na qualidade da água e sedimento do reservatório, do ponto de vista ecotoxicológico, após 10 anos?
- d) A estação de tratamento de águas fluviais (ETAF-COPASA), implantada em 2003, tem contribuído efetivamente para a melhoria da qualidade da água e do sedimento do reservatório da Pampulha?

### III - ÁREA DE ESTUDO

#### 1- Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do reservatório da Pampulha (Figura 1) tem área de 97,91km<sup>2</sup>, delimitada pelas coordenadas UTMs N 78079/77940 e E 5950/6087, altitude de 800 m, situada na região metropolitana de Belo Horizonte, MG, sendo uma parte em Belo Horizonte e outra parte no município de Contagem.

O reservatório da Pampulha (Figura 2) foi construído em 1938 com a função de abastecimento e lazer da população de Belo Horizonte. Atualmente, tem a finalidade de amortecer as enchentes nas áreas a jusante, onde se encontram diversos bairros e o aeroporto da Pampulha (Beato *et al.*, 2003).

Com o crescimento urbano desordenado, ocorreu a impermeabilização do solo de diversas áreas, devido principalmente ao asfaltamento e à ocupação de encostas, o que foi agravado com o carreamento de terra de obras e áreas desmatadas para dentro da Pampulha. Com a sobrecarga do reservatório e o rompimento da barragem, em 1958, a capacidade original de armazenamento, em 1954 que era de 1,8 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, reduziu-se a 8,5 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (CDTN, 2000), ocupando uma superfície de 2,08 km<sup>2</sup>. A lâmina d'água tornou-se rasa devido ao assoreamento, atingindo 14,0m nas proximidades do vertedouro.

O lançamento direto de efluentes no reservatório ainda prejudicam a qualidade e a pureza das águas. A grande quantidade de carga orgânica acumulada também afeta o ecossistema aquático, o que levou, em anos anteriores, a mortandade de organismos e proliferação de *Eichhornia crassipes* principalmente nas estações chuvosas (Pinto-Coelho & Greco, 1999).

Por volta de 1979, foram instalados interceptores de esgoto na margem direita do reservatório e a prefeitura iniciou um processo de dragagens, que recolocava o sedimento no próprio reservatório levando a formação de uma ilha. Em relação às intervenções realizadas entre 2000 e 2006 no reservatório, destaca-se a dragagem de 1,8 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> de sedimento e posterior formação do parque ecológico. Atualmente o reservatório tem uma área superficial de 196,8433 ha e volume de 9,99 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, sendo a profundidade média 5,08 m e a máxima 16,17 m (Resck *et al.*, 2007).

Diversos estudos realizados desde então demonstram alto grau de eutrofização e contaminação do reservatório, além de avaliar as condições da biota, bem como impactos na diversidade da ictiofauna e na pesca (Giani *et al.*, 1988; Pinto-Coelho *et al.*, 1997; Araújo &

Pinto-Coelho., 1998; Pinto-Coelho, 1998; Pinto-Coelho & Greco, 1999; Pinto-Coelho *et al.*, 2003; Pinto-Coelho *et al.*, 2005).

O reservatório da Pampulha conta hoje com uma estação de tratamento de águas fluviais da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (ETAF/COPASA) dentro do próprio reservatório, a qual trata os córregos Ressaca e Sarandi, considerados os mais poluidores. O tratamento realizado pela estação é a flotação a ar dissolvido, que consiste no arraste de substâncias sólidas associadas a bolhas de ar, usando para tanto cloreto férrico como coagulante. Outro tributário que tem contribuído muito com o aumento de poluentes no reservatório da Pampulha é o córrego da Água Funda, localizado em uma região com intensa expansão demográfica.

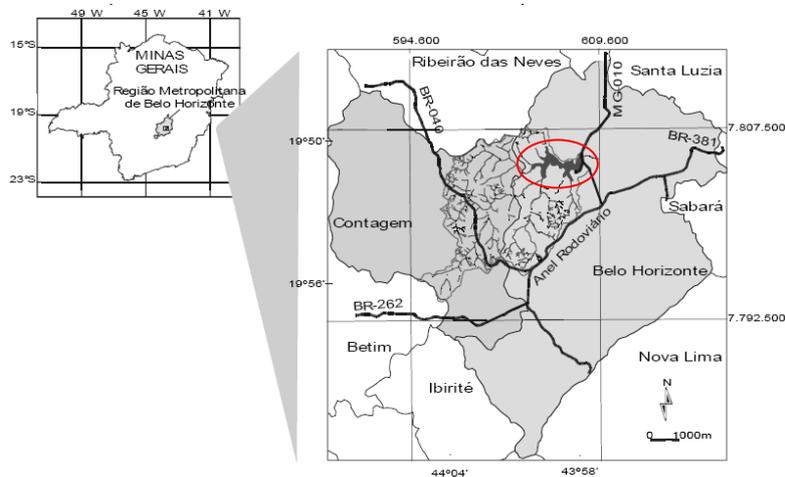


Figura 1- Localização da Bacia da Pampulha em Minas Gerais, destacando o reservatório da Pampulha em vermelho. (Fonte: Beato, 2003).



Figura 2 – Reservatório da Pampulha, localizado no município de Belo Horizonte, MG. (Fonte: foto do autor)

#### IV- PERÍODOS E PONTOS DE AMOSTRAGEM

Foram realizadas amostragens de água e sedimento, nos meses de março, abril e agosto de 2008, em quatro pontos localizados dentro do reservatório da Pampulha, e dois pontos externos, localizados nos córregos Ressaca e Sarandi, antes da confluência. A escolha dos pontos de coleta teve como base pontos considerados em estudos realizados em 1998, para comparação dos dados, exceto o ponto 6 da Estação de Tratamento de Águas Fluviais da COPASA (ETA-F-Pampulha) que não existia anteriormente (Quadro 1). Os pontos considerados foram: 1 – Cabo de aço; 2 – Iate; 3 – Museu; 4 – Sarandi; 5 - Ressaca; e 6 - COPASA. Com exceção dos pontos 4 e 5, localizados nos respectivos córregos, todos os pontos são internos ao reservatório (Figuras 3 a 9a,b).

A primeira coleta (março/08) foi realizada em caráter preliminar, porém, devido a seus resultados contrastantes aos das coletas posteriores foi incluída como período de coleta neste trabalho.

Tabela 1: Pontos de coleta e sua localização.

Ponto de coleta	Principais características
1 – Cabo de aço	Localizado próximo ao cabo de aço que funcionava como uma barreira de contenção de macrófitas, próximo ao local que recebe o córrego Água Funda. Latitude: 19°51.095' – Longitude:043°59.088'
2 - Iate	Localizado entre o Iate Clube e a Igreja S. Francisco, recebe efluentes do clube e águas do córrego Mergulhão. Latitude: 19°51.467'– Longitude: 043°58.671'
3 - Museu	Localizado entre o Museu de Arte da Pampulha e Casa do Baile, próximo a tulipa, sendo o local com maior profundidade do reservatório (14 m). Latitude: 19°51.207'– Longitude: 043°58.373'
4 – Sarandi	Localizado no córrego Sarandi antes da confluência com córrego Ressaca; apresenta leito canalizado. Latitude: 19°51.720'– Longitude: 043°58.887'
5 - Ressaca	Localizado no córrego Ressaca antes da confluência com córrego Sarandi; apresenta leito canalizado. Latitude: 19°51.750'– Longitude: 043°58.877'
6 - COPASA	Localizado dentro do reservatório, na saída da estação de tratamento de esgoto da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (ETAF – COPASA), que recebe os córregos Ressaca e Sarandi. Latitude: 19°51.395'– Longitude: 043°58.721'

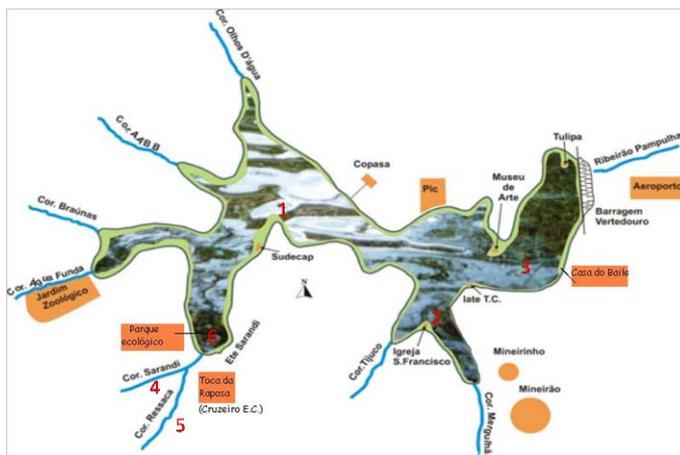


Figura 3- Localização da área de estudo com os respectivos pontos de coleta: 1- Cabo de aço; 2- Iate; 3- Museu; 4- Sarandi; 5- Ressaca; e 6- COPASA.

(Fonte: [http://br.geocities.com/obelohorizonte/mapa\\_pampulha.jpg](http://br.geocities.com/obelohorizonte/mapa_pampulha.jpg))



Figura 4 – Cabo de aço (ponto 1), primeiro compartimento do reservatório da Pampulha.

(Fonte: foto do autor)



Figura 5 – Iate (ponto 2), representando o compartimento intermediário do reservatório da Pampulha. (Fonte: foto do autor)



Figura 6 – Museu (ponto 3), representando o último compartimento do reservatório da Pampulha. (Fonte: foto do autor)



Figura 7 – Córrego Sarandi (ponto 4), tributário do reservatório da Pampulha. (Fonte: foto do autor)



Figura 8 – Córrego Ressaca (ponto 5), tributário do reservatório da Pampulha. (Fonte: foto do autor)



Figura 9a– Saída da Estação de Tratamento de Águas Fluviais –ETAF / COPASA (ponto 6).  
(Fonte: foto do autor)



Figura 9b: Localização do ponto de coleta de sedimento nos meses de abril e agosto/08  
(ponto 6), cerca de 100m da saída da ETAF/COPASA. (Fonte: foto do autor)

## **CAPÍTULO 1- REAVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DA ÁGUA DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA E DOS CÓRREGOS SARANDI E RESSACA.**

### **1- Introdução**

#### **1.1-Considerações gerais**

Uma preocupação constante nos dias atuais é a degradação intensa que os ambientes naturais vêm sofrendo. Desmatamentos, poluição atmosférica e de solos e principalmente contaminação de ecossistemas aquáticos. As diferentes atividades antropogênicas afetam diretamente tanto ecossistemas terrestres como aquáticos, mas são estes últimos que mais sofrem seus efeitos.

Pesticidas e fertilizantes provenientes de culturas agrícolas podem ser carreados pela água da chuva para rios e lagos, tornando-os eutrofizados e contaminados com substâncias tóxicas com capacidade de bioacumulação, afetando toda a cadeia trófica através da biomagnificação (Mozeto & Zagatto, 2008). Diversos metais pesados são lançados no ambiente, muitos deles bioacumulativos e não biodegradáveis, agravando ainda mais a contaminação de ambientes terrestres e aquáticos. A análise desses elementos, portanto, tem grande importância em estudos ecotoxicológicos.

A coluna d'água é o habitat de uma variedade de espécies, desde bactérias e algas autótrofas até heterótrofos invertebrados e vertebrados. E é essa diversidade que mantém um equilíbrio no sistema como um todo (Esteves, 1998). A própria água, por si só, é um recurso fundamental aos seres vivos, tendo grande importância sócio-econômica, seja para consumo direto, seja para a geração de energia e atividades de piscicultura. Assim, manter a saúde de ecossistemas aquáticos é fundamental para garantir a permanência de gerações futuras de todas as espécies, incluindo o homem.

Nesse contexto, a avaliação da qualidade da água de rios e lagos (naturais ou artificiais) é utilizada como forma de promover políticas públicas de recuperação e conservação de ecossistemas aquáticos. A legislação atual, por meio de portaria e resoluções determina limites de parâmetros físicos e químicos para classificação de corpos d'água (CONAMA 20/86; CONAMA 357/05).

Por outro lado, segundo Zagatto (2008), existem diferentes abordagens para avaliação da "saúde" de rios e reservatórios, incluindo análises químicas e biológicas, estas últimas

podendo ser por meio de estudo da comunidade biótica presente nos ecossistemas ou por meio de testes e análises de laboratório.

Ensaio ecotoxicológicos são de grande importância, pois permitem avaliar a contaminação do ambiente através das respostas de organismos-teste padronizados expostos a amostras. Isso permite uma avaliação do ambiente, onde, muitas vezes, existe uma grande variedade de substâncias que apresentam efeitos sinérgicos ou tem sua ação alterada pela interação com organismos, cuja toxicidade não é detectada por meio de simples análises químicas (Sotero-Santosa *et al.* 2006; Zagatto, 2008).

## 1.2- Cladóceros em ensaios de toxicidade

A toxicidade de agentes químicos ao ambiente são comumente conduzidos por meio de ensaios ecotoxicológicos com organismos representativos da coluna d'água e do sedimento. Os ensaios de toxicidade podem seguir duas abordagens: 1- avaliando efeito na mortalidade ou imobilidade dos organismos; 2- avaliando crescimento, reprodução e longevidade. Os bioensaios podem ser realizados utilizando somente uma parte do ciclo de vida ou todo ele. Mesmo em testes que utilizam somente uma parte do ciclo de vida, os estágios avaliados são os mais críticos, como por exemplo, o período em que é alta a frequência de ecdises (Aragão & Araújo, 2008).

A escolha de organismos-teste para estudos de toxicidade aquática em condições de laboratório segue os critérios utilizados por normas técnicas nacionais e internacionais, os quais devem apresentar características que permitam maior confiabilidade dos experimentos, como serem organismos representativos ecologicamente; haver disponibilidade dos mesmos para execução de ensaios ou testes, e sempre que possível, serem espécies nativas da região em estudo. No Brasil, poucas espécies de organismos nativos são utilizadas em ensaios e testes de toxicidade aguda ou crônica (Arauco *et al.*, 2005).

Os cladóceros estão entre os organismos mais utilizados para bioensaios, sendo o grupo recomendado para representar os invertebrados aquáticos, por serem de fácil cultivo e manutenção, apresentarem sensibilidade à substâncias químicas e ciclo de vida relativamente curto, o que facilita a condução de ensaios crônicos.

As espécies do gênero *Daphnia*, conhecidas popularmente como “pulgas d'água”, constituem importante fonte de alimentos para os peixes e são frequentemente utilizadas como bioindicadores em ensaios de toxicidade aguda (Nakagome *et al.*, 2006).

Cladóceros do gênero *Ceriodaphnia* são comumente utilizados em ensaios de toxicidade crônica, por apresentarem rápida reprodução, sendo possível a condução dos experimentos em oito dias, período limite recomendável para armazenamento de amostras de água.

## 2-Objetivos

### 2,1-Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo reavaliar a qualidade da água do reservatório da Pampulha e seus principais tributários, por meio de ensaios de toxicidade aguda e crônica e análise da presença e concentração de metais na água, comparando as informações obtidas com estudos ecotoxicológicos anteriormente realizados em mesmos locais.

### 2.2-Objetivos específicos

- Verificar possíveis efeitos de toxicidade aguda de água utilizando *Daphnia similis* e *Daphnia laevis*;
- Verificar possíveis efeitos de toxicidade na reprodução e crescimento de *Ceriodaphnia silvestrii*;
- Avaliar a qualidade de água do reservatório da Pampulha e dos córregos Sarandi e Ressaca;
- Avaliar a qualidade da água dos córregos Sarandi e Ressaca antes de sua junção e após o tratamento pela estação da COPASA;
- Avaliar a resposta de *D.laevis* aos ensaios de toxicidade aguda e seu potencial uso em ensaios ecotoxicológicos;
- Determinar e avaliar a concentração de zinco, manganês, cobre, cádmio, ferro, chumbo, níquel e cromo em amostras de água.

### **3-Materiais e Métodos**

#### **3.1-Período e pontos de coletas**

Neste estudo, foram considerados três períodos de coletas, sendo dois na estação chuvosa, nos meses de março e abril de 2008, e um na estação seca, no mês de agosto de 2008. Os pontos de amostragem considerados foram: 1 – Cabo de Aço, localizado em frente à antiga captação da Copasa; 2 – Iate, localizado próximo ao Iate Clube; 3 – Museu, localizado em frente ao Museu de Arte da Pampulha; 4 – Córrego Sarandi próximo a entrada no reservatório da Pampulha; 5 – Córrego Ressaca próximo a entrada no reservatório da Pampulha e 6- ETAF/COPASA, localizado dentro da Estação de Tratamento de Águas Fluviais da COPASA. Durante a primeira etapa de coletas (março/08), a ETAF/COPASA encontrava-se em manutenção, não sendo realizado o tratamento de água no dia da coleta.

Com exceção dos pontos 4 e 5, localizados nos respectivos córregos, os demais pontos localizavam-se dentro do reservatório. Nos pontos P1, P2 e P3, as amostras de água foram coletadas com auxílio de garrafa de Van Dorn, em três diferentes profundidades, sendo, em seguida, integradas, enquanto nos córregos Sarandi e Ressaca, e na ETAF/COPASA, as coletas foram feitas com auxílio de um balde amarrado em uma corda, sendo coletadas amostras de água superficial.

As amostras de água foram colocadas em galões plásticos mantidos dentro de caixa de isopor até a chegada ao laboratório, onde foram mantidas sob refrigeração a 4<sup>0</sup>C para utilização nos ensaios de toxicidade. As amostras de água para análise de metais foram coletadas em agosto de 2008, sendo acondicionadas em garrafas de 500ml em caixas de isopor e enviadas no mesmo dia ao laboratório de análises químicas do Departamento de Química-UFMG, sob responsabilidade da Profa.Clésia Nascentes.

#### **3.2- Parâmetros físicos e químicos e dados climatológicos**

Foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, dados mensais da região da Pampulha relativos à precipitação total diária, temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade de ventos, registrados por uma estação automática desde de sua implantação em outubro de 2006 até dezembro de 2008.

Foram realizadas medidas *in situ*, de pH, temperatura, condutividade e salinidade em todos os pontos de coleta por meio de multisensor Horiba U-4; e oxigênio dissolvido (OD) utilizando oxímetro Yellow Spring 55/12FT, sendo que as medidas foram efetuados no período da manhã.

Durante a condução dos experimentos, foram efetuadas em laboratório, medidas de pH, condutividade, OD e dureza tanto do controle laboratorial quanto das amostras. Os ensaios de toxicidade foram conduzidos sob temperatura e fotoperíodo controlados. Para as medidas dos parâmetros físicos e químicos foram utilizados potenciômetro Digimed DM-20, oxímetro Digimed DM-4 e condutivímetro MCA-150. A dureza foi medida por meio de titulação de 25ml de amostra de água, com adição de 0,5ml de solução de NH<sub>4</sub>Cl e EDTA (1,1601 N), utilizando como indicador negro de eriocromo + KCl. O cálculo da dureza foi feito por meio da seguinte fórmula:

$$\frac{N(\text{EDTA}) \cdot v(\text{EDTA}) \cdot 100}{v(\text{amostra})}$$

onde:

N: Normalidade; v: volume

A análise da dureza é importante, pois águas muito duras apresentam características de quelagem de metais o que diminuiria a toxicidade ao ambiente.

### 3.3- Cultivo dos organismos-teste

Os organismos-teste foram cultivados em béqueres de 1L contendo água proveniente de uma nascente localizada no bairro Horto, no município de Belo Horizonte, MG. Os cultivos de *Ceriodaphnia silvestrii*, foram mantidos em densidade de 100 ind.L<sup>-1</sup>, enquanto *Daphnia similis* e *D. laevis* na densidade de 30ind.L<sup>-1</sup>.

Todas as três espécies foram alimentadas com um composto (ração para peixes + levedura), adicionando-se 0,1 ml.L<sup>-1</sup> para *Daphnia* spp e 1ml.L<sup>-1</sup> no caso de *C.silvestrii*; e *Pseudokirchneriella subcapitata* (antiga *Selenastrum capricornutum*) na concentração de 10<sup>5</sup> células.mL<sup>-1</sup>. Os cultivos foram mantidos em câmaras de incubação com fotoperíodo de 12 horas e temperatura de 25,0 ± 1°C para *C.silvestrii* e *D. laevis* e 22,0 ± 1 °C para *D. similis*.

A água de cultivo utilizada apresentou valores de pH e dureza, em torno de 7,0 e entre 32 e 36 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

### 3.4- Testes de sensibilidade

Periodicamente foram conduzidos testes de sensibilidade com os organismos-teste utilizando cloreto de sódio (NaCl) nas concentrações de 1,2; 1,4; 1,6; 1,8 e 2mg.L<sup>-1</sup> para *Ceriodaphnia silvestri* e 1,4; 1,7; 2,0; 2,3 e 2,6 mg.L<sup>-1</sup> para *Daphnia* spp, seguindo normas da ABNT (2003). O programa utilizado para o cálculo de CE50 (48h), que corresponde a concentração efetiva que causa efeito de toxicidade a 50% da população, foi o “LC50 Programs JSPear Test”.

Para a montagem dos testes foram utilizados copos de plásticos de 50ml, contendo proporções de NaCl e água de cultivo de acordo com as concentrações especificadas acima, considerando-se duas réplicas contendo vinte organismos para cada concentração, incluindo o Controle. Após 48 horas, foram quantificados os indivíduos imóveis ou mortos. Os testes de sensibilidade foram conduzidos com organismos com idade entre 6 e 24h, a temperatura de 23± 1°C, no escuro.

### 3.5- Ensaios de toxicidade

Nos ensaios de toxicidade aguda, foram utilizados como organismos-teste, *Daphnia similis*, espécie padronizada pela ABNT (2003) e também *Daphnia laevis*, que embora não seja uma espécie padronizada, era uma espécie típica do reservatório, a qual, entretanto, apresentou declínio em 1996 e posterior ausência na coluna d'água desde então (Pinto-Coelho *et al.*, 2003). Dessa forma, o uso de *D. laevis* busca avaliar seu potencial como organismo-teste fornecendo subsídios à sua padronização. Estes experimentos verificaram o efeito de imobilidade dos organismos após 48h.

Os testes de toxicidade aguda foram conduzidos em copos plásticos de 50ml contendo 20ml da água de cultivo para o grupo Controle e 20ml da amostra de água do ambiente para o grupo teste. Em cada recipiente, foram adicionados 10 indivíduos, sendo consideradas três réplicas para cada amostra. Os indivíduos não foram alimentados e os experimentos foram mantidos no escuro. Após 24h, foram feitas observações do número de indivíduos imóveis e após 48 horas foram feitas as contagens dos indivíduos imóveis.

Os ensaios de toxicidade crônica foram conduzidos com amostras que não apresentaram efeito de toxicidade aguda, utilizando-se *Ceriodaphnia silvestrii* como organismo-teste, espécie nativa padronizada pela ABNT em 2005. Esses ensaios verificaram o efeito de toxicidade na reprodução e crescimento dos indivíduos. Os experimentos foram

conduzidos em copos plásticos de 50ml, contendo 20ml de água de cultivo para o grupo Controle e 20ml de água das amostras nos grupos teste, adicionando-se um organismo por recipiente em 10 réplicas por amostra.

As contagens do número de neonatas produzidas por fêmea foram realizadas em dias alternados até atingir uma média de 15 filhotes por fêmea, o que correspondeu a um período de 8 dias. Os organismos foram alimentados durante a montagem do teste e a cada troca de água, que coincidiu com as contagens de neonatas, sendo mantidos sob fotoperíodo de 12 horas.

Ao final do ensaio, os organismos foram medidos por meio de microscópio acoplado a um monitor usando o programa ENL TV no Laboratório de Gestão Ambiental de Reservatórios do Departamento de Biologia Geral, ICB-UFMG, sob responsabilidade do Prof. Ricardo Motta Pinto-Coelho. Em ambos os bioensaios realizados, foram utilizados organismos com idade entre 6 e 24h, mantidos a uma temperatura de  $23 \pm 1^\circ\text{C}$ .

### **3.6- Análise de metais**

A análise de metais foi realizada em laboratório de química analítica do Departamento Química/UFMG. Os metais em água foram feitos por Espectrometria de Massas com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-MS) em equipamento Perkin Elmer modelo Elan 9000.

O Cd foi determinado por Espectrometria de absorção atômica com forno tubular na chama e aerossol térmico (TS-FF-AAS) num sistema caseiro acoplado ao espectrômetro da Perkin Elmer (AAAnalyst 200).

### **3.7- Análise estatística dos dados**

Os dados foram analisados utilizando o programa TOXTAT 3.0. A normalidade dos dados foi verificada através do teste do chi-quadrado ( $\chi^2$ ), quando o número de réplicas era superior a 50. Para número de réplicas inferior a 50 foi utilizado o teste de Shapiro-Wilks. A homocedasticidade, ou homogeneidade de variâncias, foi avaliada por meio do teste de Bartlett. A avaliação da normalidade é importante pois permite a escolha dos testes estatísticos a serem utilizados, se paramétricos ou não, e mesmo a necessidade de transformação dos dados.

A análise de toxicidade crônica, após análise de normalidade e homocedasticidade sendo positivos, seguiu-se através dos seguintes testes paramétricos:

- O teste de Dunnett que além da normalidade e homogeneidade dos dados, requer igual número de réplicas, apresentando valor de erro global que leva em consideração as multiplas comparações com o Controle, ajustando a região de rejeição de modo que a probabilidade de detectar uma diferença estatisticamente significativa entre uma amostra e Controle é inferior a 0,05.
- O teste de Williams foi utilizado por levar em consideração não só reduções como também aumentos na reprodução, que pode acontecer quando amostras estão com excesso de nutrientes.

Os dados relativos ao crescimento de *Ceriodaphnia silvestrii* durante os ensaios de toxicidade crônica foram analisados por meio de teste-t para amostras independentes usando o programa STATISTICA 6.0, após verificada normalidade.

A Figura 10 apresenta uma síntese dos procedimentos metodológicos utilizados para condução de ensaios de toxicidade aguda e crônica e análise de dados.

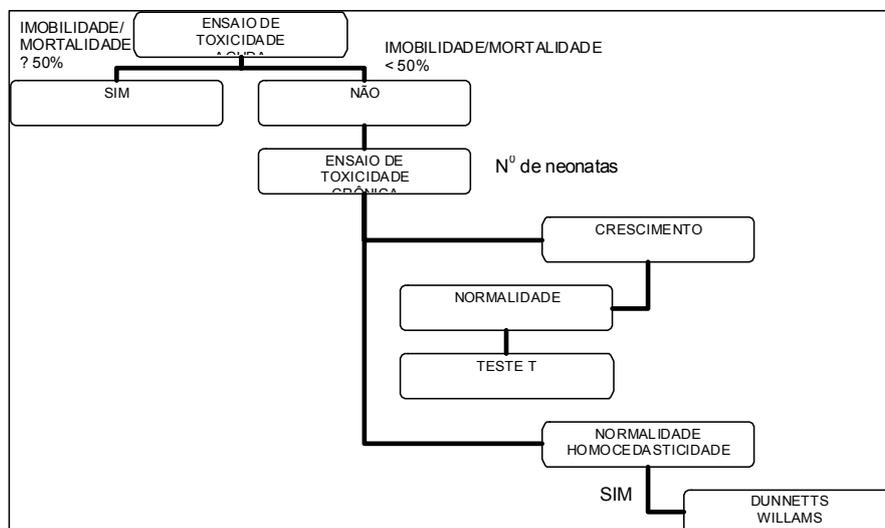


Figura 10: Esquema da metodologia utilizada para realização de ensaios de toxicidade e análise de dados.

#### 4- Resultados

##### 4.1- Parâmetros climatológicos

Os parâmetros climatológicos avaliados não mostraram uma grande diferença entre os anos, sendo possível delimitar duas estações: uma seca, correspondente aos meses de maio a setembro, caracterizada por baixa precipitação, e temperatura e umidade relativa do ar menos elevadas; e uma chuvosa, com precipitação e temperatura mais elevadas e maior umidade relativa do ar. Com relação à velocidade do vento, verificou-se, em geral, maiores valores no período de seca entre agosto e outubro de 2007 e 2008 (Figuras 11 à 14).

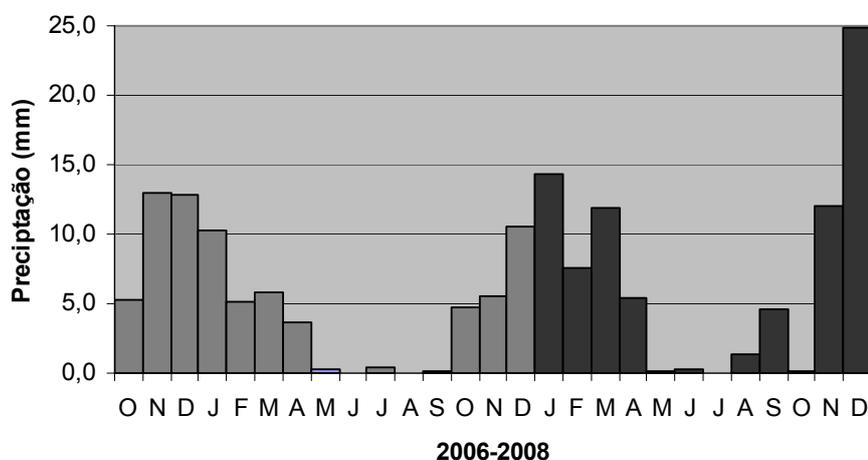


Figura 11- Precipitação total diária (mm) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo. (Fonte: INMET, 2009)

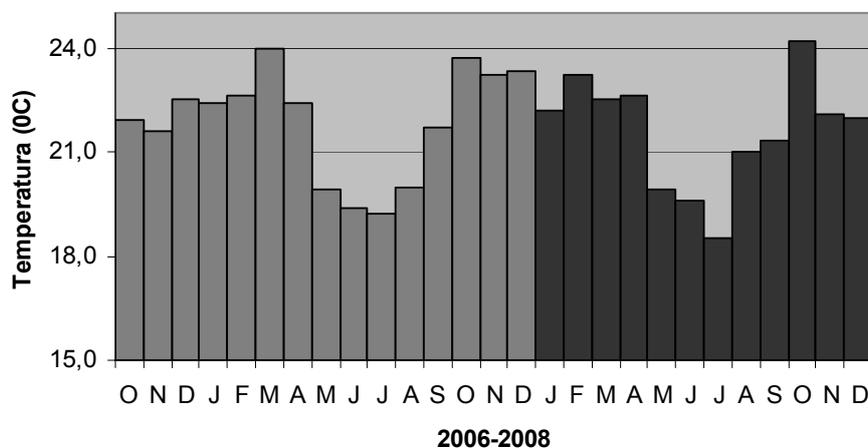


Figura 12- Temperatura do ar – bulbo seco (°C) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo. (Fonte INMET, 2009).

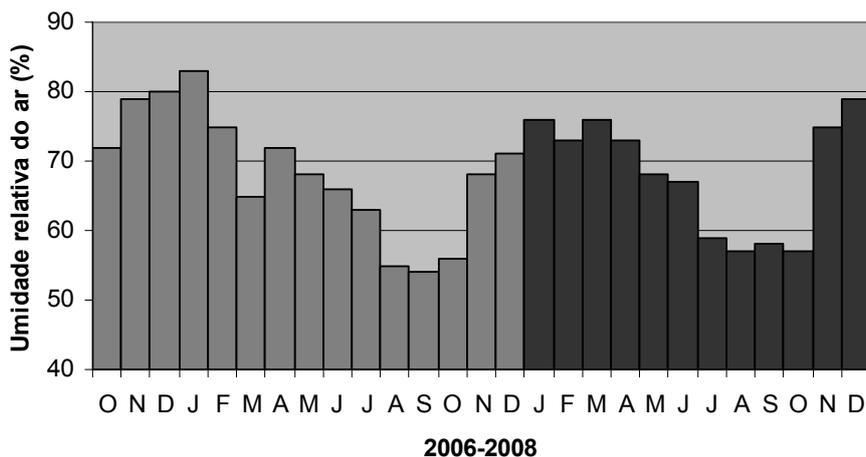


Figura 13- Umidade relativa do ar (%) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. Barras escuras referem-se ao ano de estudo. (Fonte INMET, 2009).

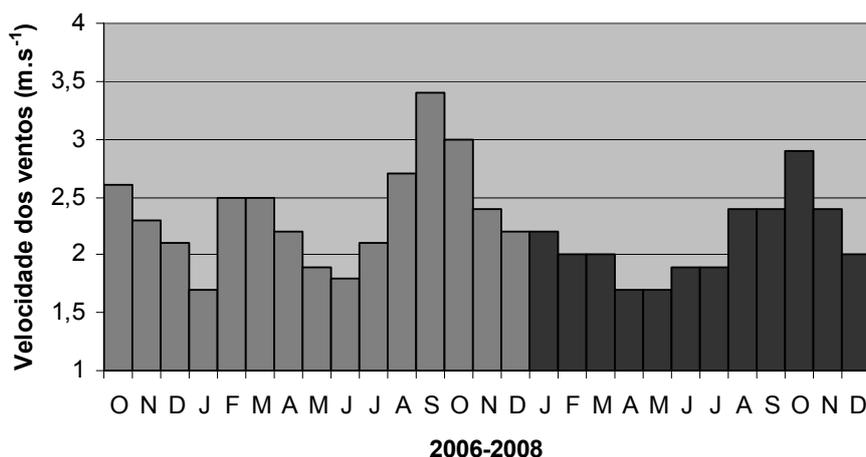


Figura 14- Velocidade horária dos ventos (m.s<sup>-1</sup>) da região da Pampulha de outubro de 2006 a dezembro de 2008. As barras escuras referem-se ao ano de estudo (Fonte:INMET, 2009)

#### 4.2- Parâmetros físicos e químicos

Em março e abril de 2008 foi observada uma intensa floração de algas, sendo mais evidente no segundo mês de coleta. As concentrações de oxigênio dissolvido medidas no período da manhã chegaram a mais de 15,0 mg.L<sup>-1</sup>, o que possivelmente esteve relacionado a elevada atividade fotossintética do fitoplâncton. Em agosto de 2008, esse fenômeno não foi observado.

Em relação às águas superficiais, os valores de pH em todos os pontos, nas três coletas, estiveram dentro da faixa 6,0 – 9,0, exceto o ponto 1 em abril de 2008, onde ultrapassou esse limite, havendo um aumento em abril e novo declínio em agosto de 2008 (Figura 15). Os valores de condutividade foram mais elevados nos pontos 4, 5 e 6, nos três períodos de coleta, havendo considerável aumento de condutividade em todos os pontos em agosto/08, período de seca (Figura 16).

Os valores de temperatura da água superficial foram mais elevados em março/08 nos córregos Sarandi e Ressaca e na saída da ETAF/COPASA e em abril/08 nos pontos internos do reservatório (Cabo de aço, Iate e Museu) diminuindo em agosto/08 (Figura 17). Ocorreu diminuição acentuada de oxigênio dissolvido principalmente nos córregos e ETAF/COPASA (Figura 18).

Quanto aos pontos internos do reservatório (1, 2 e 3), houve diminuição nos valores de pH, temperatura e OD com a profundidade, com diminuição mais acentuada de OD no ponto 3 (Figuras 19 a 24).

Quanto a condutividade, os valores foram em geral elevados, variando entre 202 (Ponto 1) e  $750\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Ponto 4). O córrego Sarandi e a saída da ETAF/COPASA apresentaram salinidade (0,03 e 0,02 % respectivamente) em agosto/08 (Anexos -Tabelas 1, 2 e 3).

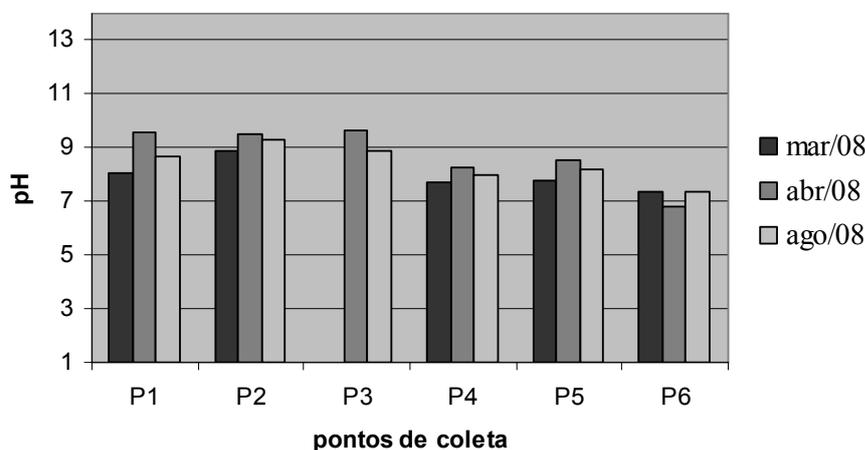


Figura 15- Medidas de pH da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.

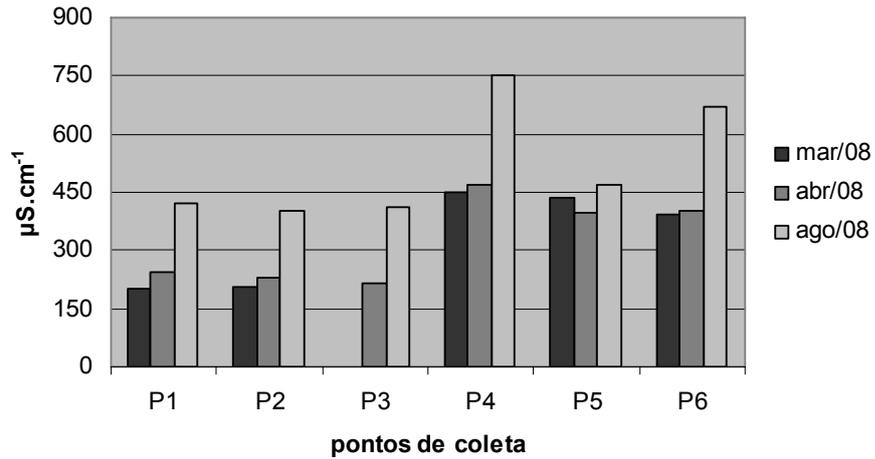


Figura 16- Medidas de condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.

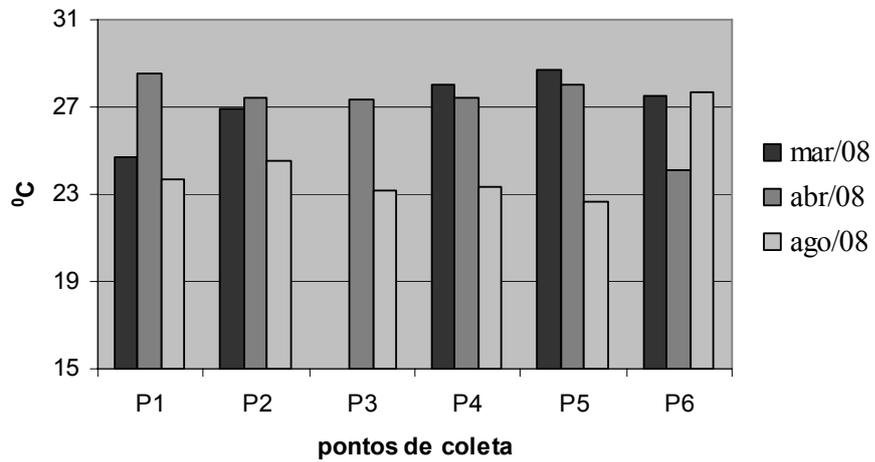


Figura 17- Medidas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.

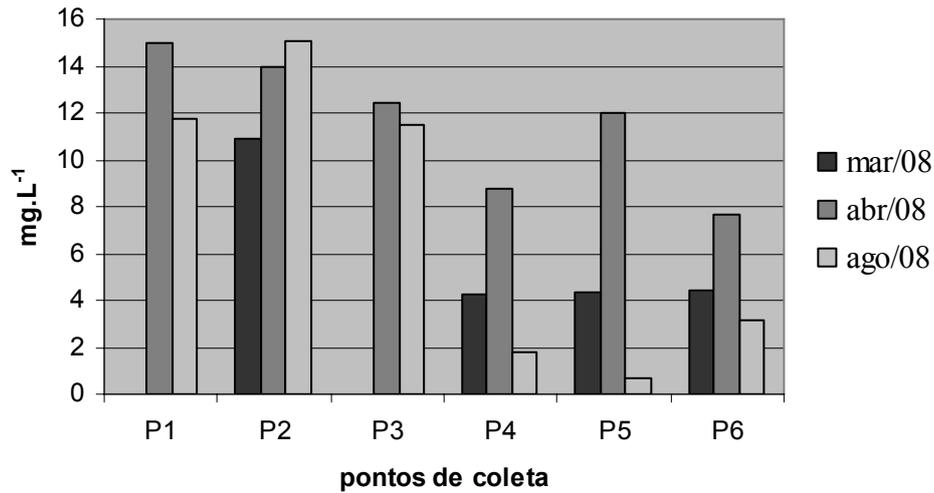


Figura 18- Medidas de oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) da água superficial do reservatório da Pampulha e dos córregos Ressaca e Sarandi nos três períodos de estudo.

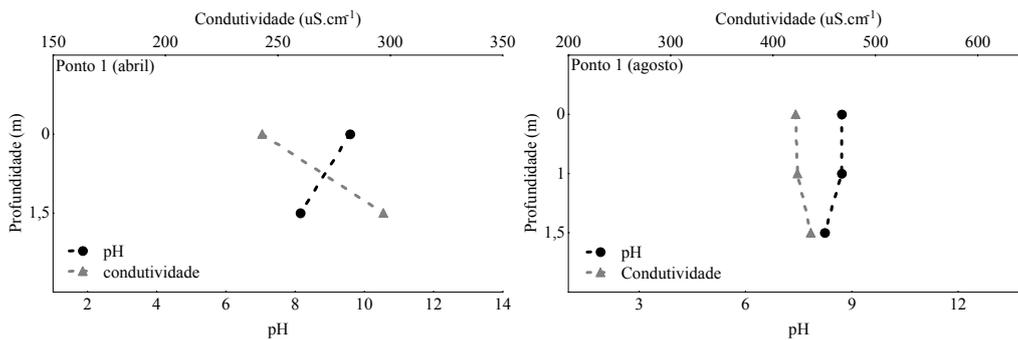


Figura 19- Valores de pH e condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) do ponto 1 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.

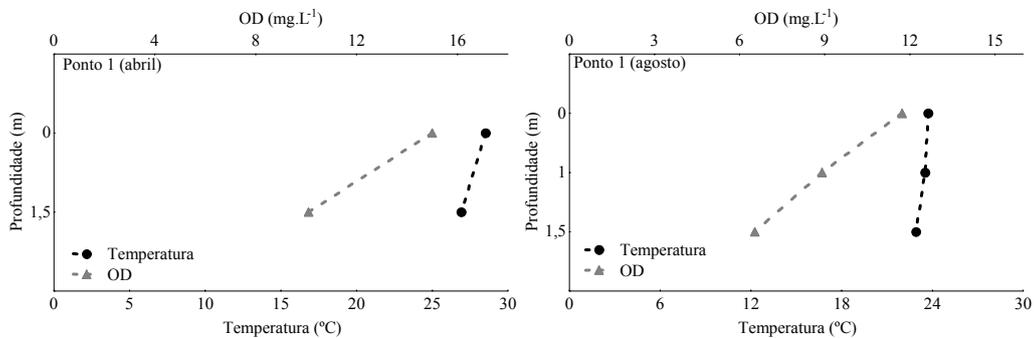


Figura 20- Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) do ponto 1 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.

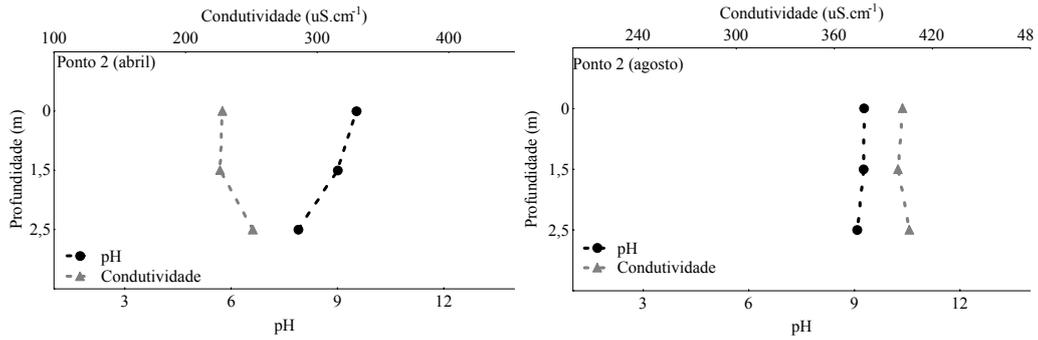


Figura 21- Valores de pH e condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) do ponto 2 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.

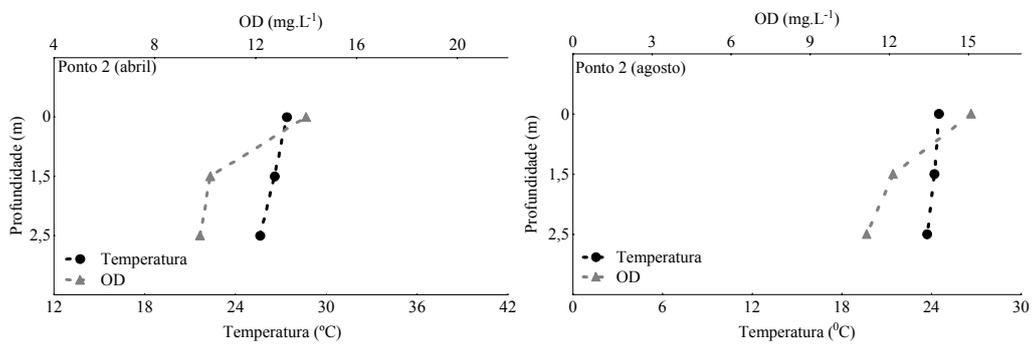


Figura 22- Valores de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e oxigênio dissolvido ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) do ponto 2 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.

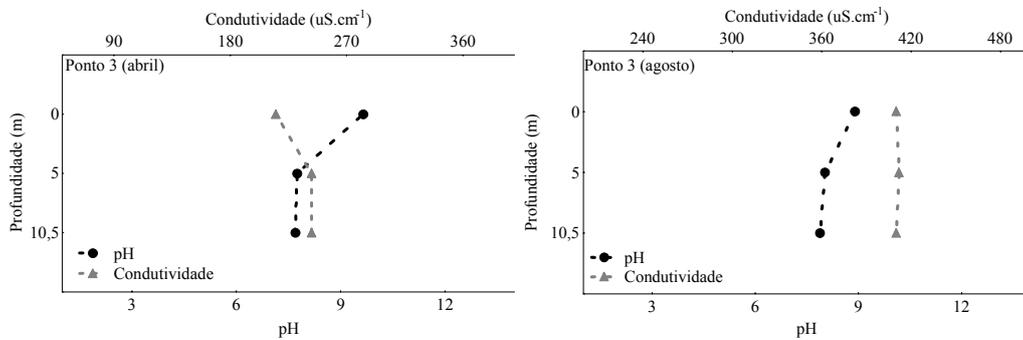


Figura 23- Valores de pH e condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) do ponto 3 do reservatório da Pampulha em abril e agosto de 2008.

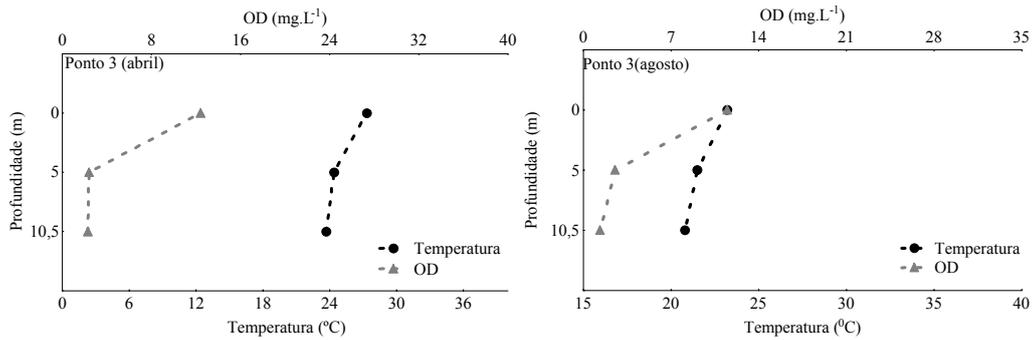


Figura 24- Valores de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L<sup>-1</sup>) do ponto 3 do reservatório da Pampulha, em abril e agosto de 2008.

### 4.3- Testes de sensibilidade

Os valores de CE (50), tanto para *Ceriodaphnia* quanto *Daphnia* spp, permaneceram dentro dos limites obtidos para as cartas de sensibilidade (Figura 25, 26 e 27).

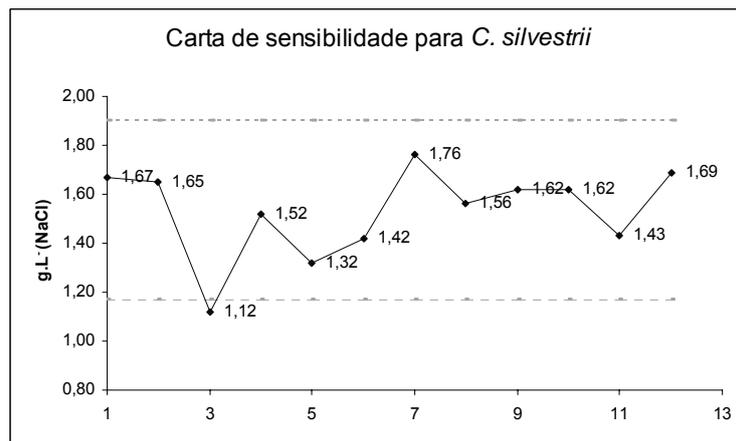


Figura 25: Valores de CE(50) de *C.silvestrii* obtidos de março/2007 a outubro/2008 (a linha cinza representa os valores- limite)

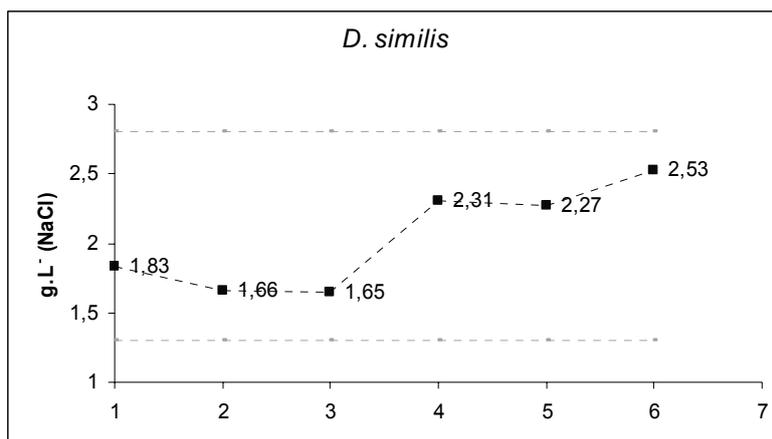


Figura 26: Valores CE(50) de *D.similis* obtidos de abril/2007 a outubro/2008 (a linha cinza representa os valores limite)

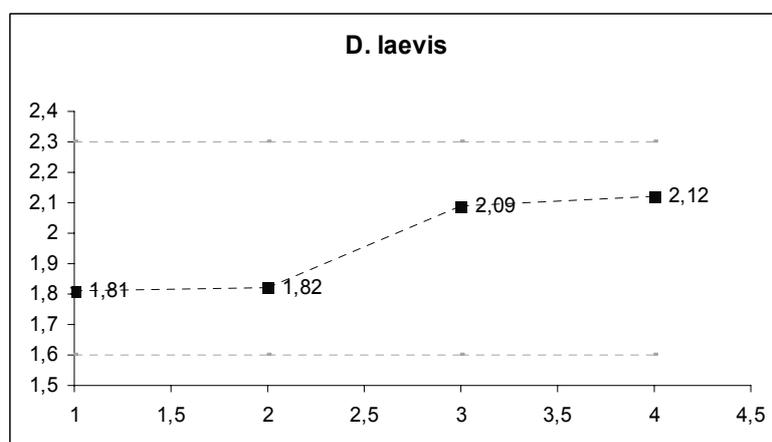


Figura 27: Valores de CE(50) de *D.laevis* obtidos de março/2008 a outubro/2008 (a linha cinza representa os valores- limite)

#### 4.4- Ensaios de toxicidade aguda

Nos meses referentes ao período de chuvas (março e abril/08), a maioria dos pontos amostrados apresentou efeito de toxicidade aguda à *Daphnia* spp, particularmente nos pontos internos ao reservatório, com exceção de *Daphnia laevis* (Figura 28) em março/08, período em que se mostrou menos sensível que *D. similis* (Figura 29) nos ensaios realizados. Quanto aos pontos externos ao reservatório, apenas o ponto 4 (córrego Sarandi) não apresentou efeito de toxicidade aguda para nenhum dos organismos utilizados.

Em agosto/08 (período de seca), não foi verificado efeito de toxicidade aguda em nenhum dos pontos amostrados, sendo a mortalidade inferior a 15%.

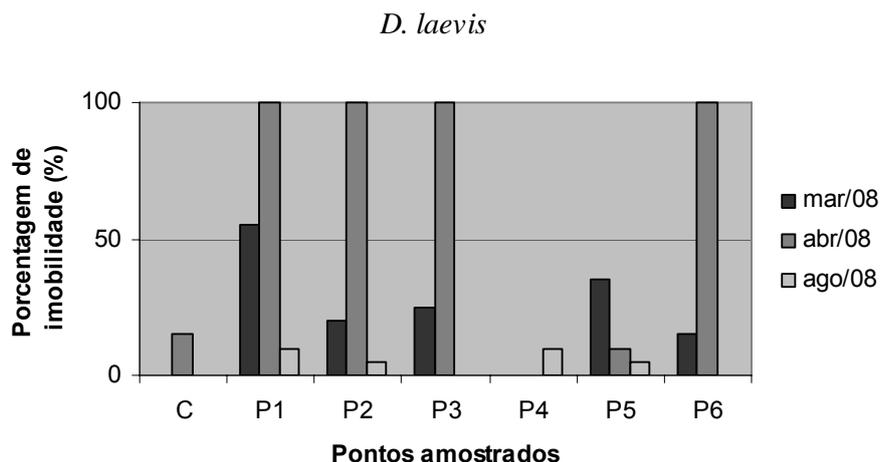


Figura 28- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia laevis* em ensaio de toxicidade aguda com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.

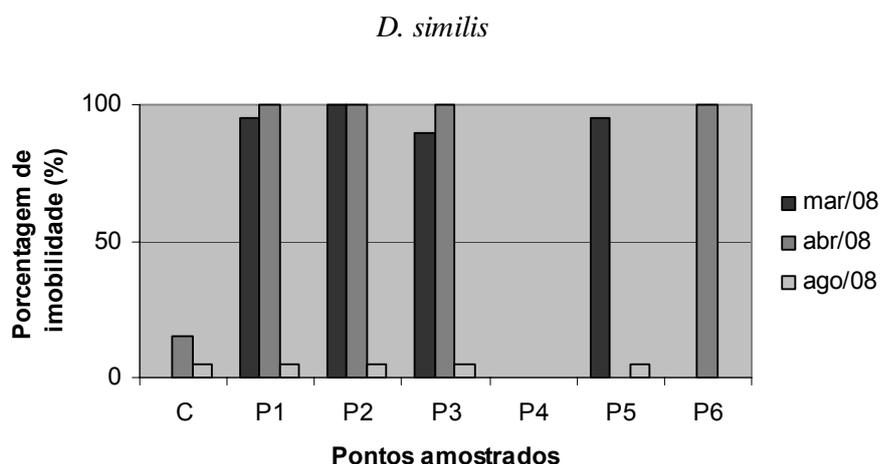


Figura 29- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* em ensaio de toxicidade aguda com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.

Em relação aos parâmetros monitorados nos ensaios ecotoxicológicos a maioria dos pontos de coleta apresentou semelhanças. O pH da água se manteve dentro de uma faixa entre 7,0 e 9,0 nas amostras dos pontos coletados e no controle de laboratório. O valor mais elevado de condutividade ocorreu em amostra do ponto 4 (córrego Sarandi), variando entre 502,0 a 628,0  $\mu\text{m}.\text{cm}^{-1}$ , onde, entretanto, não houve efeito de toxicidade aguda.

O oxigênio dissolvido esteve acima de 6,0  $\text{mg}.\text{L}^{-1}$ , exceto para as amostras dos pontos 4 e 5. Os valores dureza das amostras de água de todos os pontos estiveram bem acima da dureza da água usada no Controle; o menor valor encontrado foi de 68  $\text{mg}.\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$

(ponto 2) e o maior valor foi de 152 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> (ponto 3), no período chuvoso. No período seco, o menor valor encontrado ocorreu no ponto 1 (84 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>) e o maior valor no ponto 2 (96 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>).

#### 4.5- Ensaios de toxicidade crônica

Os ensaios de toxicidade crônica, conduzidos com amostras dos pontos que não apresentaram efeito de toxicidade aguda, avaliaram a reprodução dos organismos. O ensaio de toxicidade crônica referente a março/08, foi realizado com amostras de água de todos os pontos, exceto o ponto 1, em que houve efeito de toxicidade aguda à *Daphnia* spp. Embora os pontos 2, 3 e 5, tenham apresentado efeito de toxicidade aguda à *D. similis*, o mesmo não ocorreu para *D. laevis*. Dessa forma o ensaio de toxicidade crônica também foi realizado.

Os dados referentes ao número de neonatas apresentaram distribuição Normal, segundo o teste do chi-quadrado (X<sup>2</sup>) e homocedasticidade pelo teste de Bartlett, não sendo necessária a transformação dos dados.

Em março/08, os pontos 2, 3, 4 e 6 apresentaram efeito de toxicidade crônica (Tabela 2). O ponto 5, localizado no córrego Ressaca, não foi analisado estatisticamente, devido a 90% de mortalidade dos organismos no início do teste, revelando efeito agudo. Já o ponto 4, referente ao córrego Sarandi, apresentou elevado número de neonatas, superando o do Controle (Figura 30).

Tabela 2- Média de neonatas de *C. silvestrii* produzidas nos ensaios de toxicidade crônica com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008 e análise estatística dos dados.

Ponto	Média de jovens			Testes estatísticos					
	mar	abr	ago	Dunnett			Williams		
Controle	16	13,6	13,6	NT	NT	NT	NT	NT	NT
P1	X	X	19,1	X	X	NT	X	X	NT
P2	10,8	X	20,4	T	X	NT	NT	X	NT
P3	11,9	X	15,2	T	X	NT	NT	X	NT
P4	23,8	22,3	23,7	NT	NT	NT	NT	T	T
P5	X	19,5	X	X	NT	X	X	T	X
P6	12	X	X	T	X	X	T	X	X

p < 0,05

NT: não tóxico , T: tóxico –

X: refere-se a amostras que apresentaram efeito de toxicidade aguda

Os ensaios de toxicidade crônica referentes à coleta de abril/08, foram conduzidos somente com os pontos 4 e 5, Sarandi e Ressaca respectivamente, os quais não apresentaram efeito de toxicidade aguda. Ambos os pontos mostraram diferenças significativas, com maior número de neonatas em relação ao Controle (Tabela 2), indicando efeito indireto de matéria orgânica.

Em relação às amostras referentes ao mês de agosto/08, todos os pontos foram avaliados pelo ensaio de toxicidade crônica. Os pontos 5 e 6 apresentaram mortalidade de 100% dos organismos após 72h do início do teste. Nos demais pontos, verificou-se um número total de neonatas superior ao controle, principalmente no ponto 4, indicando em todos os casos efeito de excesso de nutrientes (Figura 30).

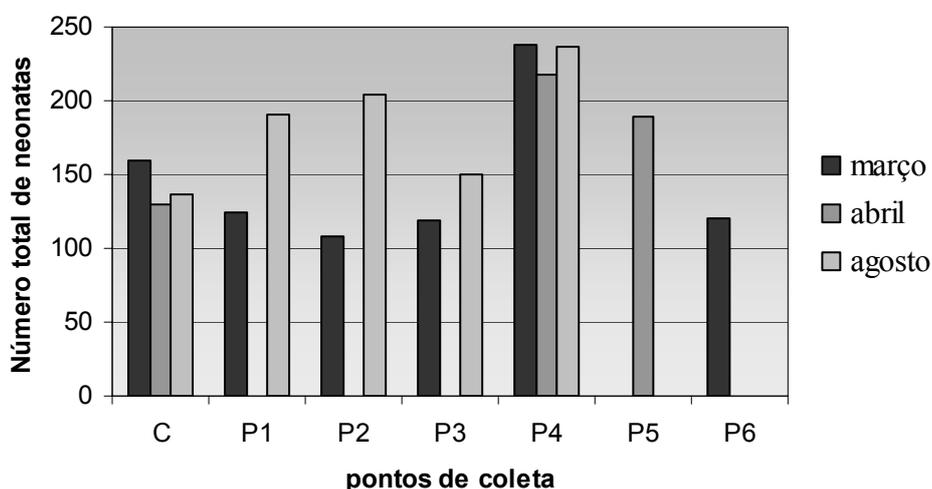


Figura 30- Número total de neonatas produzidas por *Ceriodaphnia silvestrii* em ensaio de toxicidade crônica com amostras de água coletadas em março, abril e agosto de 2008.

Para todos os meses estudados, houve aumento de todos os parâmetros físicos e químicos monitorados durante os ensaios de toxicidade para a maioria dos pontos considerados (Anexos A.2). O pH variou entre 6,0 e 9,0, sendo semelhante a variação entre os pontos. Os valores de oxigênio dissolvido não variaram entre os pontos 1, 2, 3, e 6, com concentrações em torno de 5,0 a 8,0 mg.L<sup>-1</sup>. Os menores valores de OD foram detectados nos pontos 4 e 5 no início do teste (2,11 e 4,84 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente) no mês de agosto, ocorrendo aumento ao final do teste. A condutividade inicial foi maior nos pontos 4, 5 e 6, havendo aumento acentuado ao término dos ensaios de toxicidade. Já os valores de dureza em geral, apresentaram ligeiro aumento ao longo dos experimentos.

Além da reprodução dos organismos, considerou-se um outro parâmetro de avaliação de toxicidade crônica, o crescimento de *Ceriodaphnia silvestrii*. Em abril/08, não foi verificada redução no tamanho dos organismos nas amostras dos pontos 4 e 5 (Figura 31).

Em agosto/08, não houve redução de crescimento nos pontos analisados, Cabo de aço, Iate e Sarandi ( $p > 0.2$ ), não tendo sido possível aplicar o teste-t aos organismos expostos às amostras de água do ponto 3, pois esse não apresentou distribuição Normal. Pode-se verificar pela Figura 34, que houve aumento no crescimento em relação ao Controle.

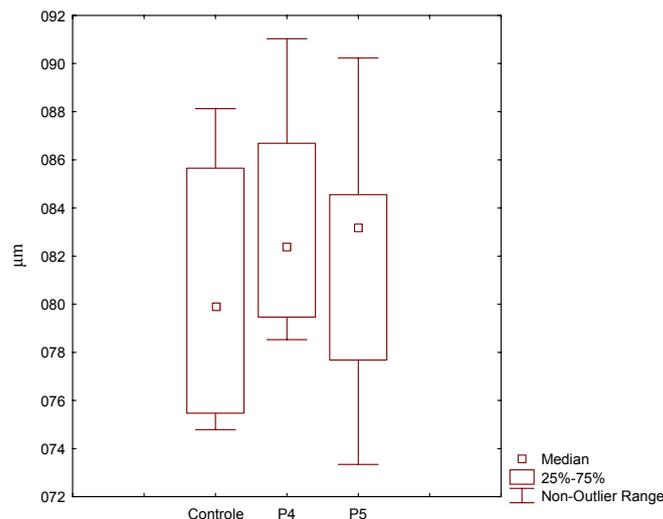


Figura 31- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de *Ceriodaphnia silvestrii* em ensaio de toxicidade crônica com amostras de água coletadas nos pontos P4 e P5 em abril de 2008.

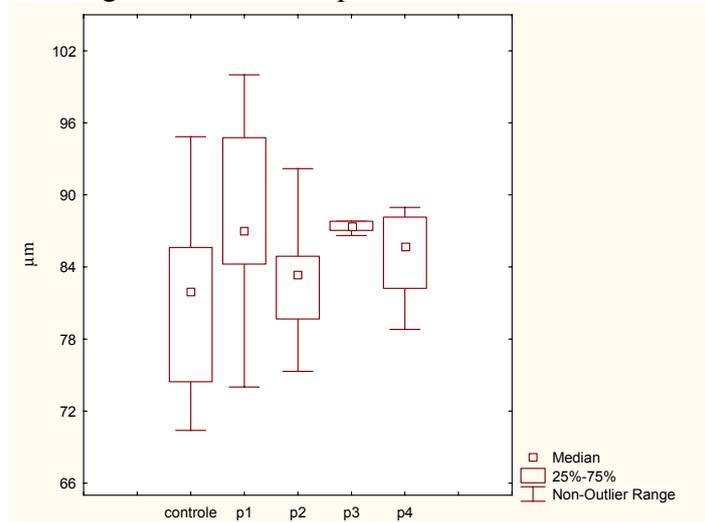


Figura 32- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de *Ceriodaphnia silvestrii* em ensaio de toxicidade crônica com amostras de água coletadas nos pontos P1, P2, P3 e P4 em agosto de 2008.

Ressalta-se ainda que os organismos expostos à amostras de água do Ponto 1 (primeiro compartimento do reservatório da Pampulha) coletadas em abril de 2008 estavam parasitados, o mesmo não ocorrendo em agosto de 2008 (Figura 33).

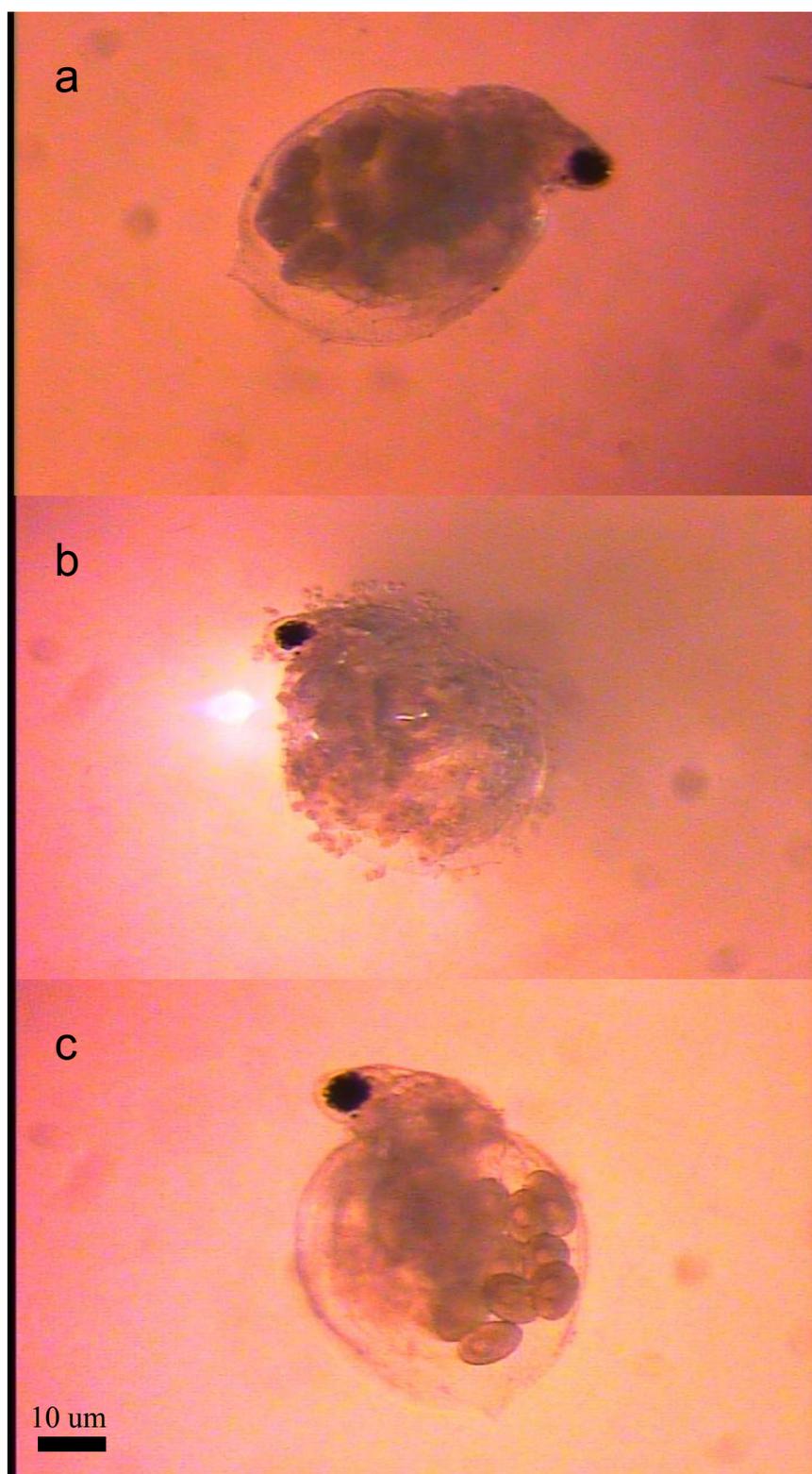


Figura 33- *Ceriodaphnia silvestrii* após ensaio de toxicidade crônica com amostras de água: a) Controle de laboratório-abril/08; b) amostras coletadas em P1 em abril/08 e c) amostras coletadas em P1 em agosto/08.

Comparando-se o resultado obtido no presente estudo com estudos anteriores, evidenciou-se a não melhoria da qualidade da água do reservatório e dos córregos Sarandi e Ressaca do ponto de vista ecotoxicológico (Tabela 3).

Tabela 3 - Efeitos de toxicidade aguda e crônica em amostras de água do reservatório da Pampulha e seus principais tributários detectados em 1999, 2001 e no presente estudo.

Pontos	Estação chuvosa			Estação seca		
	Vargas (2002) 1999	Viegas & Rietzler (2001)	Presente estudo 2008	Vargas (2002) 1999	Viegas & Rietzler (2001)	Presente estudo 2008
Cabo de aço	Aguda	Crônica	<b>Aguda</b>	NT	Crônica	<b>NT</b>
Late	Aguda	Crônica	<b>Aguda</b>	NT	Crônica	<b>NT</b>
Museu	Aguda	Crônica	<b>Aguda</b>	NT	Crônica	<b>NT</b>
Sarandi	Aguda	Crônica	<b>NT</b>	Aguda	Crônica	<b>NT</b>
Ressaca	Aguda	Crônica	<b>Aguda</b>	Aguda	Crônica	<b>Aguda</b>
Copasa	X	X	<b>Aguda</b>	X	X	<b>Aguda</b>

Nota: A estação de tratamento da COPASA só foi implantada em 2003, não havendo, portanto, monitoramento do local em 1999 e 2001.

NT – Nenhuma toxicidade detectada

#### 4.6-Análise de metais

Foram identificados sete metais, sendo cinco deles classificados como metais pesados. O elemento Ferro foi analisado por ser um importante composto usado como coagulante na Estação de Tratamento de Esgoto da Pampulha. Diversos metais foram detectados em concentrações acima do limite permitido pelas resoluções CONAMA.

Não foi possível identificar chumbo, pois este se apresentou em concentrações não quantificáveis. Na Tabela 4, encontram-se as concentrações de metais detectadas nas amostras e os valores limites definidos na resolução CONAMA 357 para os níveis 1 e 2.

Tabela 4- Concentração de metais ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) nas amostras de água do reservatório da Pampulha em seis pontos de coleta e valores permitidos pela legislação.

Elemento	P1	P2	P3	P4	P5	P6	CONAMA 357	
							Classes	
							2	3
Cd ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	<b>3,8 ± 0,3</b>	<b>3,1 ± 0,2</b>	<b>3,5 ± 0,3</b>	<b>2,3 ± 0,1</b>	<b>4,3 ± 0,2</b>	<b>4,2 ± 0,3</b>	1	10
Cr ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	19,6 ± 1,2	24,2 ± 0,8	21,8 ± 0,9	18,9 ± 1,1	19,3 ± 1,4	22,4 ± 1,2	50	50
Cu ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	<b>35,2±2,1*</b>	<b>28,1±1,8*</b>	<b>31,5 ±2,4*</b>	<b>36,7 ±1,9*</b>	<b>45,3 ± 3,1*</b>	<b>40,6 ± 2,7*</b>	9	13
Mn ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	<b>147±9</b>	<b>162±11</b>	<b>169±8</b>	<b>142±5</b>	<b>171±11</b>	<b>178±7</b>	100	500
Ni ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	12,5 ±0,7	14,8 ±0,5	15,7 ±0,7	14,1 ±0,8	16,2±0,6	15,8±0,9	25	25
Zn ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	169±8	157±6	148±4	151±7	165±7	<b>182±8</b>	180	5000
Fe ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	<b>745 ±8</b>	<b>702±12</b>	<b>814±9</b>	<b>687±10</b>	<b>884±14</b>	<b>912±9</b>	300	5000

Nota: Valores destacados correspondem às concentrações de metais acima do limite permitido para águas de classe 1 e 2 segundo legislação CONAMA 357/05.

\* Valores acima do limite permitido para águas de classe 3, segundo legislação CONAMA 357/05.

Pode-se ainda verificar pela Tabela 5, o aumento acentuado das concentrações de cobre, zinco e ferro nas amostras de água dos pontos 1, 2, 3 e 4, comparado aos valores registrados em 1999.

Tabela 5 - Concentração de metais nas amostras de água do reservatório da Pampulha e nos córregos Sarandi e Ressaca em 1999 (Vargas, 2002) e 2008.

	Cobre		Manganês		Zinco		Ferro	
	1999 ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	2008 ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )						
Cabo de aço	<b>0,02</b>	<b>35,2</b>	0,31	147	<b>0,08</b>	<b>169</b>	0,88	745
Iate	0,05	28,1	0,32	162	<b>0,08</b>	<b>157</b>	<b>0,14</b>	<b>702</b>
Museu	<b>0,02</b>	<b>31,5</b>	0,49	169	0,15	148	<b>0,49</b>	<b>814</b>
Sarandi	0,32	36,7	0,45	142	<b>0,14</b>	<b>151</b>	22,00	687
Ressaca	0,11	45,3	0,46	171	1,19	165	6.68	884

## 5. DISCUSSÃO

Lagos tropicais apresentam dinâmica de nutrientes bem diferente da de lagos temperados, fenômenos de estratificação, concentração de oxigênio dissolvido, condutividade, nem sempre podem refletir a realidade sobre o grau de trofia desse ambiente (Esteves, 1998), principalmente se considerarmos processos de respiração e decomposição acelerados devido a elevadas temperaturas ocasionando liberação de nutrientes ao ambiente.

Do ponto de vista do metabolismo e estrutura, reservatórios artificiais podem ser comparados aos lagos naturais, principalmente reservatórios mais antigos, cujos processos de interações químicas, físicas e biológicas, alcançaram certo grau de estabilização (Angelini *et al.* 2005).

A temperatura é essencial para a manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos. Em reservatórios tropicais, porém, a elevada temperatura pode influir negativamente no sistema, por diminuir a concentração de oxigênio dissolvido (OD) e por processos físicos (diminuindo a solubilidade dos gases) e biológicos (estimulando decomposição e consumindo OD), devido à elevada quantidade de matéria orgânica (Schafer, 1985; Esteves, 1998).

Na região do reservatório da Pampulha, foi possível distinguir duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa, na qual foram realizadas duas coletas (março e abril) e uma seca na qual foi realizada uma coleta (agosto).

A temperatura e precipitação elevadas são responsáveis pelos altos valores de umidade relativa do ar na estação chuvosa, e associados à baixa velocidade de ventos pode levar a uma estratificação térmica no reservatório da Pampulha, corroborando estudos realizados por Giani *et al.* (1988) e Resck *et al.* (2007), em estudo da morfometria do reservatório.

Na estação seca, embora possa ser constatada uma diminuição de temperatura com aumento de profundidade dos pontos internos do reservatório, essa variação não pode ser considerada como uma estratificação, uma vez que a diferença de temperatura da superfície até a zona mais profunda foi pequena. Nesse período, foi verificado associado a valores menos elevados de temperatura e baixa precipitação, menor umidade relativa do ar, além maior velocidade dos ventos, possibilitando maior homogeneização da temperatura da água.

Em lagos, é comum o aumento da condutividade com o aumento da profundidade, relacionada principalmente ao grau de hipoxia do hipolímnio que favorece reações de redução de algumas substâncias aumentando a concentração de íons (Esteves, 1998).

Em todos os pontos do reservatório ocorreu um aumento da condutividade e redução de temperatura e oxigênio dissolvido, com o aumento da profundidade. Embora a solubilidade desse gás aumente em temperaturas mais baixas, há que considerar a decomposição com consumo de oxigênio em um ambiente eutrofizado.

Em agosto de 2008, a concentração de oxigênio dissolvido no ponto 3 (Museu) chegou a menos de 2,0 mg.L<sup>-1</sup>, o que pode indicar alto grau de trofia do reservatório, como verificado por Vargas (2002), ao detectar altas concentrações de clorofila, nitrogênio e fósforo nesses mesmos pontos avaliados. Segundo a autora, a concentração de oxigênio

dissolvido no ponto 3 se aproximou de zero no mesmo período de estudo, o que pode estar relacionado ao aumento da respiração decorrente do excesso de matéria orgânica, levando a um aumento da concentração de gás carbônico e conseqüentemente a uma redução do pH, como ocorreu em todos os pontos internos do reservatório abaixo das camadas mais superficiais.

A elevada concentração de OD na superfície, em abril de 2008 possivelmente esteja relacionada ao aumento da produtividade primária, período no qual verificou-se intensa floração de algas, evidenciando a condição eutrófica do reservatório. Concentrações de oxigênio dissolvido elevadas podem levar a elevação do pH da água, o que pode comprometer a biota aquática principalmente quando acima de 9 (Branco, 1978; Schafer, 1985), como observado nesse período no reservatório. Neste contexto, a coleta de amostras integradas foi importante para minimizar esse efeito durante os ensaios de toxicidade.

Os córregos Sarandi e Ressaca são sistemas lóticos muito rasos, em que a profundidade é inferior a um metro próximo a COPASA, no período de seca. Nesses pontos, embora a temperatura da água tenha sido elevada, o que em princípio diminuiria a concentração de oxigênio dissolvido, verificou-se elevada concentração de OD, o que é natural em sistemas com alta turbulência, como é o caso desses córregos.

O pH dos córregos Sarandi e Ressaca foi mais elevado em março e abril/08, meses com maior concentração de oxigênio dissolvido. Em agosto (período seco), a concentração de OD foi extremamente baixa, inferior a  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  no córrego Ressaca. Embora em baixas temperaturas seja esperado uma maior concentração de oxigênio, devido ao aumento da solubilidade desse gás, em agosto (período seco), verificou-se um menor volume de água (com menor vazão e turbulência), levando a uma maior concentração de material em suspensão, incluindo matéria orgânica, e, conseqüentemente, aumento de decomposição e consumo de OD. Esses ambientes recebem despejos orgânicos oriundos de esgoto doméstico e industrial e até mesmo chorume, no caso do Ressaca (Vargas, 2002).

A decomposição acarreta também em aumento na concentração de íons e dessa forma aumento de condutividade e diminuição de pH, fenômeno esse observado nos córregos Sarandi e Ressaca, em agosto/08. Embora fosse esperado efeito de toxicidade nestes ambientes devido às suas características limnológicas, isso não foi observado no córrego Sarandi, sugerindo redução de toxicidade possivelmente devido a excesso de nutrientes. Já a turbidez verificada em março e abril/08, pode estar relacionada ao carreamento de sedimento pelas chuvas.

O ponto 6, referente à saída da estação de tratamento da COPASA, embora seja interno ao reservatório, apresenta características de sistemas lóticos sendo também muito raso. Embora o mês de agosto/08 tenha apresentado temperaturas relativamente elevadas, a elevada concentração de oxigênio encontrada comparada aos córregos Sarandi e Ressaca, é resultado do tratamento realizado pela estação, como comprovado em estudo realizado por Coutinho (2007), que demonstrou eficiente redução da DBO e aumento da concentração de OD nos efluentes tratados pela ETAF.

O reservatório da Pampulha construído há 70 anos, embora seja um reservatório relativamente antigo, sofreu inúmeros processos de degradação além de diversas intervenções. Estudos ecotoxicológicos realizados no reservatório da Pampulha por Viegas & Rietzler (2001) detectaram efeito de toxicidade crônica tanto na água quanto no sedimento à *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*. Anteriormente a esse trabalho, Vargas (2002), avaliando também o reservatório da Pampulha e os córregos Sarandi e Ressaca, verificou efeito de toxicidade aguda nos córregos e no reservatório para *Ceriodaphnia dubia* e *C. silvestrii* e no córrego Sarandi também para *Daphnia similis*.

Em contraste com os estudos acima citados, no presente estudo, verificou-se efeito de toxicidade aguda de amostras de água em todos os pontos internos do reservatório da Pampulha em março e abril de 2008, mas não nos córregos Sarandi e Ressaca. Já Vargas (2002), detectou toxicidade nestes dois córregos. Aparentemente, a toxicidade à *Daphnia similis* e *Daphnia laevis*, esteve relacionada à floração neste período.

Em agosto/08, não foram observadas florações, não sendo também verificado efeito de toxicidade aguda. *Daphnia laevis* que era uma espécie representativa no reservatório até 1996, mostrou-se sensível à eutrofização/contaminação do reservatório da Pampulha. *D. similis* e *D. laevis* apresentaram respostas similares em todos os ensaios realizados, o que demonstra o potencial de *D. laevis* como organismos-teste.

Todos os pontos apresentaram efeito de toxicidade crônica em pelo menos um período amostrado. Mesmo nos córregos Sarandi e Ressaca, que no mês de abril foram os únicos pontos onde não foi verificado efeito tóxico agudo, houve reprodução acima do controle, indicando efeitos de eutrofização, pela entrada de efluentes domésticos e industriais. Altas concentrações de fosfato, ortofosfato e amônio, e nitratos foram registradas nestes córregos em estudo realizado por Vargas (2002).

A variação na toxicidade das amostras pode também estar relacionada à eutrofização do reservatório, uma vez que estudos realizados por Vigano *et al.* (2008) demonstraram que

amostras da água de um rio poluído apresentaram efeito de toxicidade maior quando eram filtradas, refletindo uma diminuição da toxicidade pelos nutrientes.

No presente estudo, não houve redução significativa de crescimento dos organismos nos experimentos com água, entretanto, ocorreu efeito agudo em todos os pontos internos ao reservatório no período chuvoso, sugerindo que a presença de toxinas oriundas da floração de algas pode ter influenciado nos resultados.

Takenaka *et al.* (2007) constataram nos reservatórios de Barra Bonita e Promissão (SP) presença de blooms algais de *Microcystis*, verificando efeito de toxicidade aguda e crônica à *C. dubia* e *C. silvestrii*. Minillo *et al.* (2000) detectaram presença de massivas florações de *Microcystis aeruginosa* no verão, nos meses de março e abril de 1998, na Lagoa dos Patos (RS), período no qual também encontraram elevados níveis de microcistinas. Monteiro *et al.* (2006) também verificou efeito de toxicidade de *M. aeruginosa*, isolada da Lagoa dos Patos, em *Ceriodaphnia dubia*.

O efeito de toxicidade aguda verificado nos córregos Sarandi e Ressaca além da ETAF/COPASA em agosto/08, pode ser decorrente não só do lançamento de efluentes domésticos e industriais, mas também da contaminação por chorume proveniente do aterro sanitário de Belo Horizonte, no qual está localizada a nascente do córrego Ressaca. Estudos desta natureza, como o de Lopes *et al.* (2007), detectaram efeito de toxicidade à *C. silvestrii* em amostras de água subterrânea próximas de um aterro sanitário em São Carlos (SP).

A Estação de Tratamento de águas fluviais (ETAF/COPASA), foi construída com o objetivo de tratar os córregos Sarandi e Ressaca, responsáveis em grande parte, pelo excesso de matéria orgânica no reservatório. Na bacia desses córregos residem aproximadamente 250.000 pessoas das quais cerca de 100.000 não possuem esgotamento sanitário (Coutinho, 2007).

A estação tem capacidade para tratar  $750,0 \text{ L.s}^{-1}$  e o tratamento é feito por meio de processo físico-químico e flotação (Coutinho, 2007). A média de vazão no período chuvoso, porém, supera a capacidade da estação.

O processo de Flotação a Ar Dissolvido (FAD) é considerada uma inovação para tratamento direto em fluxos de cursos d'água poluídos (Coutinho, 2007). O processo FAD tem como objetivo básico o arraste para a superfície de superfícies sólidas em interação com bolhas de ar dissolvidas. Para tanto, é necessário rigoroso controle de diversos parâmetros, como a taxa de aplicação superficial de flotação, tempo de detenção no tanque de flotação, tamanho das bolhas, taxa de recirculação do líquido pressurizado com ar e pressão na câmara de saturação, pH, dosagem de coagulantes, dentre outros.

Entretanto, segundo estudo realizado por Coutinho a ETAF/COPASA não tem conseguido atender a demanda, não sendo totalmente efetivo o tratamento do esgoto. Alguns dos problemas podem estar ligados a raspagem dos flocos que não é mecanizada e a velocidade que é controlada por meio de observação visual, o que pode provocar quebra das bolhas e retorno dos sólidos para a água.

Ainda no estudo acima citado, foi verificada pouca eficiência na remoção de sólidos no período chuvoso, e acréscimo de sólidos dissolvidos devido ao uso de cloreto férrico como coagulador, tendo a estação apresentado em alguns momentos eficiência negativa ou abaixo da média para remoção de sólidos, nitrogênio, fósforo, ácidos graxos, coliformes fecais, o que pode contribuir para a eutrofização/contaminação do reservatório e formação de blooms algais tóxicos. Por outro lado, a estação promoveu aumento na concentração de oxigênio dissolvido que era muito baixa nos córregos tratados.

Em relação aos metais, a resolução 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, além de estabelecer condições e padrões de lançamentos de efluentes, apresenta valores-limite iguais para as classes 1 e 2 e valores menos restritivos para alguns elementos em águas de classe 3.

Segundo essa resolução, as águas doces podem ser classificadas em cinco classes: especial, 1, 2, 3, e 4. Destas, apenas as quatro primeiras podem ser utilizadas para abastecimento humano, ficando o uso da água para recreação de contato primário restrito às três primeiras classes. Muitos são os parâmetros usados para classificar as águas, dentre eles clorofila, concentração de diversos compostos orgânicos e inorgânicos, pH, condutividade, oxigênio dissolvido entre outros.

No presente estudo, o reservatório da Pampulha e seus tributários apresentaram alto grau de contaminação pelos metais cádmio, cobre, manganês e ferro, não se enquadrando, em relação a esse aspecto, à classe de nível 2 prevista pela legislação, tendo o metal cobre ultrapassado limites estabelecidos para classe 3 em todos os pontos estudados.

O reservatório da Pampulha tem importância no contexto histórico da cidade de Belo Horizonte, sendo muito comum a presença de pessoas exercendo atividades esportivas e recreativas na lagoa, incluindo a pesca, mesmo havendo restrições devido à poluição.

Em ambientes aquáticos, o cádmio tem alta mobilidade, e além de apresentar potencial carcinogênico e influenciar em problemas cardíacos, apresenta elevado potencial de bioacumulação em diversas espécies aquáticas da base da cadeia alimentar, promovendo desequilíbrio na estrutura ecológica do ambiente (Munger *et al.*, 1999; Basile *et al.*, 2005; Croteau *et al.*, 2005; Duong *et al.*, 2008; Firdaus & Khilji, 2008). Da mesma forma que o

cobre, pode comprometer a saúde das pessoas que mantêm atividades de recreação e pesca no reservatório.

O manganês também foi elevado em todos os pontos estudados, e pode contribuir para aumento da toxicidade como observado por Arenzon & Raya-Rodriguez (2006) em ensaios de toxicidade com algas em amostras de água subterrânea de uma área industrial em Porto Alegre (RS). Segundo esse estudo, embora o Mn possa formar precipitados com outros metais, sua presença está positivamente correlacionada ao efeito de toxicidade.

O elevado teor de ferro encontrado em todos os pontos de amostragem pode influenciar na eutrofização do reservatório da Pampulha e seus tributários Sarandi e Ressaca, principalmente em zonas anóxicas, pela solubilização do ferro e liberação de fosfatos a ele ligado (Rodrigues *et al.*, 2004). As maiores concentrações de ferro foram detectadas no ponto 6 (ETAF/COPASA), provavelmente em decorrência da utilização de cloreto férrico como coagulador em seu processo de flotação. Por outro lado, o uso de ferro é muito comum em processos de remediação por ser um forte agente redutor (Pereira & Freire, 2005), sendo eficiente na redução de toxicidade de metais em solos contaminados (Contin *et al.*, 2008).

Além disso, a estação de tratamento pode estar colaborando diretamente com aumento de zinco, e também indiretamente, não sendo eficiente na sua remoção dos córregos, particularmente do Ressaca onde sua concentração foi a segunda mais elevada. Entretanto, é importante destacar que a coleta foi realizada em período de seca, onde a estiagem acaba por elevar a concentração de todos os elementos nos corpos d'água.

Embora as concentrações de metais pesados detectados no presente trabalho tenham sido menores que as concentrações encontradas por Rietzler *et al.* (2001) referentes a estudo realizado em 1998, os valores encontrados para cobre, zinco e ferro foram maiores que os registrados por Vargas (2002) no reservatório da Pampulha e no córrego Sarandi, indicando maior contaminação comparada há 10 anos atrás.

Veado *et al.* (2007) avaliando a presença de metais em tilápias no reservatório da Pampulha, encontrou alta concentração de metais nos músculo e baço (Fe), brânquias (Cu, Fe, P, Al, Co, e Ti), intestino (Al) e fígado (Al e Cu). Pinto-Coelho & Greco (1998) encontraram elevados teores de Zn e Cd em organismos zooplancônicos e em *Eichhornia crassipes*. Esses estudos mostraram o potencial de bioacumulação e biomagnificação de metais no reservatório.

Com base nos resultados obtidos, pode-se verificar que o reservatório da Pampulha continua sujeito aos lançamentos de efluentes domésticos e industriais provenientes principalmente dos córregos Sarandi e Ressaca, que, embora recebam tratamento para

remoção da matéria orgânica, o mesmo, ainda não é suficiente para melhorar a qualidade da água e sedimento do reservatório, sendo a própria estação uma fonte de incremento de metais.

A toxicidade do reservatório só vai diminuir se houver esforços para o tratamento eficiente de todos os seus tributários e principalmente se eliminados ou ao menos minimizados os lançamentos de poluentes nos corpos d'água.

## 6-CONCLUSÕES

- A qualidade da água do reservatório da Pampulha não melhorou nos últimos 10 anos, mesmo após diversas intervenções promovidas, como dragagem de sedimento, contenção e dragagem de macrófitas, e tratamento das águas fluviais dos córregos Sarandi e Ressaca;
- Comparado a estudos anteriormente realizados, os córregos Sarandi e Ressaca continuam contribuindo para a contaminação do reservatório da Pampulha;
- Os efeitos de toxicidade verificados no reservatório da Pampulha, podem estar relacionados à floração de algas, decorrente da eutrofização e contaminação do reservatório;
- *Daphnia laevis* se mostrou um excelente bioindicador em ensaios de toxicidade aguda, apresentando respostas similares à *Daphnia similis*, sendo mais adequado por ser tratar de uma espécie tropical;
- O tratamento de águas fluviais dos córregos Sarandi e Ressaca realizado pela ETAF/COPASA, se mostrou pouco eficiente para redução de metais e nutrientes presentes na água, continuando, portanto, a contribuir com a eutrofização e contaminação do reservatório da Pampulha, apresentando ainda forte incremento de ferro.
- O teor de diversos metais (Cu, Zn e Fe) aumentou consideravelmente desde 1999, ultrapassando os limites estabelecidos para águas de classe 2, indicando bioacumulação e biomagnificação no reservatório.

## CAPÍTULO 2 – REAVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE SEDIMENTO DO RESERVATÓRIO DA PAMPULHA E DOS CORREGOS SARANDI E RESSACA.

### 1- Introdução

Estudos sobre avaliação da qualidade de água têm sido importantes na diagnose de distúrbios ambientais, seja por meio de levantamentos da comunidade biológica, seja por meio de ensaios de toxicidade ou ainda de análises químicas. Estes trabalhos, porém, muitas vezes não revelam o estado geral do ecossistema. Muitos poluentes, como metais pesados e pesticidas, podem interagir com o sedimento ficando a ele associados, sendo liberados para a coluna d'água em determinadas condições físico-químicas, funcionando como fontes de recontaminação do ecossistemas aquático (Baird, 2002; Araújo *et al.*, 2008; Zagatto, 2008).

O sedimento pode ser considerado como resultado entre interações físicas, químicas e biológicas em um ecossistema aquático. Sua composição e os processos metabólicos que nele ocorrem, modificam todo o sistema a ele ligado e conseqüentemente influencia a estrutura de toda a biota, sendo um dos compartimentos mais importantes desses ecossistemas (Esteves, 1998).

O sedimento constitui-se de uma mistura de argila, areia sais minerais e matéria orgânica, variando as proporções de cada constituinte, podendo ter uma característica mais orgânica ou mais mineral (Araújo *et al.*, 2008).

Na grande maioria dos ecossistemas, podem ser diferenciadas duas camadas no sedimento: a recente (2 a 6 cm) e a permanente logo abaixo. A camada recente é rica em matéria orgânica e no que se refere à atividade biótica é bastante expressiva, sendo ela o hábitat da grande maioria de organismos como bactérias e invertebrados bentônicos. A camada permanente apesar de ser pobre em matéria orgânica, apresentando baixa atividade biológica, pode estar em intensa atividade química (Esteves, 1998).

Considerando que o sedimento reflete os processos presentes nos ecossistemas aquáticos, ele pode ser usado para avaliar o estado trófico ou mesmo o nível de poluição deste ecossistema (Esteves, 1998; Zagatto, 2008).

A análise química do sedimento tem sido muito comum para determinar a presença de diversos poluentes como metais, organofosforados, PCBs, e outros, e dessa forma avaliar possíveis impactos antropogênicos, uma vez que são comumente importantes reservatórios de metais pesados, bem como de outras substâncias tóxicas (Araujo *et al.*, 2008).

A concentração de um metal pesado no sedimento varia não só em função da geologia local e características físico-químicas da água como também em função das alterações antropogênicas. Neste contexto, torna-se importante a avaliação da concentração de metais em sedimentos, visando analisar sua biodisponibilidade para a coluna d'água e sua interação com organismos bentônicos. Contudo, uma análise puramente química não pode definir com certeza o estado real de um ecossistema, pois diversos fatores que envolvem atividades biológicas podem influenciar na disponibilidade destes elementos para o meio (Araujo *et al.*, 2008).

Ensaio de toxicidade têm se mostrado importantes para verificar a presença de toxicidade no sedimento. A análise pode ser feita por meio de avaliação da comunidade bentônica, uma vez que é ela que interage diretamente com o sedimento, tendo grande representatividade em ecossistemas aquáticos e sendo comumente utilizados como bioindicadores da qualidade do sedimento (Higuti *et al.*, 2005; Abessa *et al.*, 2006; Piedras *et al.*, 2006), por meio de análises fisiológicas e morfológicas de peixes ou invertebrados da coluna d'água, a exemplo de cladóceros, ou ainda através de ensaios de toxicidade em laboratório utilizando espécies padronizadas (Zagatto *et al.*, 2008).

Em relação aos ensaios de toxicidade de laboratório, eles podem ser conduzidos com o sedimento puro, com o elutriado ou com a água intersticial. Podem ainda ser conduzidos experimentos de curta duração (efeito de toxicidade aguda) ou testes de longa duração (efeito de toxicidade crônica). A desvantagem dessa abordagem é que pode haver diferenças na disponibilidade de determinadas substâncias em condições de laboratório e no campo. A vantagem é que permite detectar efeitos de toxicidade, ainda que potencial, que não podem ser observados em uma simples análise química (Araujo *et al.*, 2008).

## **2-Objetivos**

### **2.1- Objetivos gerais**

Este trabalho teve como objetivo reavaliar a qualidade de sedimento, comparada a estudos anteriormente conduzidos, por meio de ensaios de toxicidade utilizando como organismos-teste tanto espécies que habitam a coluna d'água e interface com o sedimento (cladóceros), como espécies bentônicas (quironomídeos). Além da avaliação do sedimento total, foram conduzidos experimentos com amostras de água intersticial extraídas do mesmo sedimento coletado para os ensaios de toxicidade e feita a determinação de metais do

sedimento total visando verificar a presença de substâncias tóxicas no sedimento e a biodisponibilidade dos mesmos.

## 2.2- Objetivos Específicos

Este trabalho teve como objetivos específicos:

- Realizar ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento total e água intersticial do reservatório da Pampulha, dos córregos Sarandi e Ressaca, e da ETAF-Pampulha utilizando *D. similis* e *D. laevis* como organismos-teste;
- Realizar ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento total do reservatório da Pampulha e seus principais tributários utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste.
- Conduzir ensaios de toxicidade crônica com amostras de sedimento do reservatório da Pampulha, dos córregos Sarandi e Ressaca, e da ETAF-Pampulha utilizando *C. silvestri* como organismo-teste;
- Determinar e avaliar a presença dos metais cádmio, cromo, cobre, níquel, zinco e ferro em amostras de sedimento;
- avaliar a qualidade do sedimento do reservatório da Pampulha, dos córregos Sarandi e Ressaca e estação de tratamento de águas fluviais (ETAF/COPASA), a partir dos dados dos ensaios de toxicidade e de metais.

## 3- Materiais e Métodos

### 3.1- Períodos e pontos de amostragem

As amostras foram coletadas nos meses de março, abril e agosto de 2008, nos mesmos pontos de coleta das amostras de água. Os pontos considerados foram: Cabo de aço (P1); Iate (P2); Museu (P3); córrego Sarandi (P4); córrego Ressaca (P5) e ETAF/COPASA (P6), sendo os três primeiros e o último, pontos dentro do reservatório.

Em abril e agosto/08, o ponto 6 foi transferido para uma distância de 100m da Estação de Tratamento de Águas Fluviais da COPASA, por apresentar um sedimento mais fino, o que permitiria posteriormente a realização de experimentos com amostras da água intersticial. Os pontos Sarandi e Ressaca apresentaram sedimento bastante arenoso, e poucos locais de remanso com sedimento mais fino. Dessa forma, e também devido ao difícil acesso aos dois córregos canalizados, impossibilitando a extração direta do sedimento arenoso, não foi feita a análise de água intersticial destes pontos.

As amostras de sedimento foram coletadas com auxílio de draga Van Veen, acondicionadas em potes plásticos de 1 Kg e mantidos dentro de uma caixa de isopor até a chegada ao laboratório. Em seguida, foram refrigerados a 4°C até o momento de montagem dos experimentos. A coleta do sedimento foi feita procurando-se retirar a camada de depósito mais recente, entre 2 e 6cm de profundidade, por ser a camada onde habitam os organismos.

Para a análise de metais as amostras foram coletadas somente em agosto de 2008, sendo acondicionadas em potes de 200g em caixa de isopor e encaminhadas ao Laboratório de Química Analítica do Departamento de Química da UFMG.

### **3.2- Cultivo de organismos-teste**

Os procedimentos para o cultivo de cladóceros foram apresentados no capítulo anterior. Quanto aos quironomídeos, os organismos foram cultivados em bandejas plásticas de 45x35x6cm, contendo aproximadamente 1500g de sedimento esterilizado e quatro litros de água de cultivo, mantida sob aeração. As bandejas foram alimentadas diariamente com 40ml de ração para peixes, sendo adicionada, na montagem das bandejas, 40ml de algas clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcapitata*) na concentração de  $10^5$  cél.mL<sup>-1</sup>.

Os cultivos de quironomídeos em laboratório foram mantidos com sedimento proveniente da Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, o qual é esterilizado (autoclavado) para o reinício dos cultivos por três vezes e em seguida calcinado para remoção da matéria orgânica após este período.

### **3.3- Testes de sensibilidade**

Os testes de sensibilidade com *D. similis*, *D. laevis* e *Ceriodaphnia silvestri*, foram descritos no capítulo anterior. Com relação à *Chironomus xanthus*, os testes de sensibilidade foram conduzidos segundo as normas da USEPA (1994). Os testes foram conduzidos

utilizando copos de plásticos de 50ml, contendo 20ml de água de cultivo no grupo Controle e 20ml de solução de cloreto de potássio (KCl) nas concentrações 2, 4, 6, e 8g/L. Cada concentração consistiu em cinco réplicas contendo um organismo cada. Após 96 horas, foi quantificada a mortalidade dos organismos.

### 3.4- Ensaios de toxicidade com amostras de sedimento

Os ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento foram conduzidos segundo as normas da USEPA (1994) e ABNT (2003), utilizando, *Daphnia similis*, *Daphnia laevis* e *Chironomus xanthus*, como organismos-teste. Para os ensaios de toxicidade crônica, utilizou-se *Ceriodaphnia silvestrii*, como organismo-teste. Nos ensaios com cladóceros foram utilizados organismos com idade entre 6 e 24h, e com quironomídeos, organismos na fase larval III (indivíduos com 8 a 10 dias).

Os bioensaios consistiram em uma proporção de sedimento/água de 1:4, montados em copos plásticos de 50ml, contendo 5g de sedimento para 20ml de água de cultivo. Para o grupo Controle, o sedimento utilizado foi o mesmo do cultivo dos quironomídeos. Além disso, variáveis químicas (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza) foram medidas no início e final dos bioensaios.

Para os bioensaios de toxicidade aguda com cladóceros, foram consideradas duas réplicas para cada ponto, incluindo o Controle, com adição de 10 organismos por recipiente. Para os bioensaios de toxicidade aguda utilizando quironomídeos, foram consideradas cinco réplicas, por ponto amostral, com adição de um organismo por recipiente. Os experimentos foram mantidos no escuro, a temperatura de  $23 \pm 1$  °C. Após 48h, foram feitas as contagens dos cladóceros imóveis e após 96h, foram contados os quironomídeos mortos.

Nos ensaios de toxicidade crônica foram montadas dez réplicas contendo um organismo cada, seguindo procedimento utilizado para o ensaio de toxicidade crônica com amostras de água. Esses ensaios verificaram o efeito de toxicidade no crescimento e reprodução dos indivíduos. As contagens de neonatas foram realizadas em dias alternados durante oito dias, obtendo-se neste período uma média de 15 filhotes por fêmea. Os organismos foram alimentados na montagem do teste e a cada contagem quando também foi renovada a água de cultivo. Os experimentos foram mantidos a temperatura de  $23 \pm 1$  °C com fotoperíodo de 12 horas.

Ao final do teste, os organismos foram fixados em formalina 2% e medidos por meio de microscópio acoplado a um monitor usando o programa ENL TV, no Laboratório de

Gestão Ambiental de Reservatórios, Departamento de Biologia Geral, ICB-UFMG, sob responsabilidade do Prof. Ricardo Motta Pinto-Coelho.

### 3.5- Ensaios de toxicidade com água intersticial

Amostras de água intersticial foram extraídas de sedimento coletado nos pontos dentro do reservatório em março de 2008 para ensaios de toxicidade aguda. Nas coletas subseqüentes em abril e agosto de 2008, depois de alterado o local de coleta de sedimento, foi incluído o ponto 6 (ETAF/COPASA).

A extração da água intersticial foi feita por meio de centrifugação do sedimento total, utilizando centrífuga refrigerada a 4°C, à velocidade de 2500 rpm por 20 minutos. Os ensaios foram montados em seguida, em copos plásticos de 50ml, contendo 20ml da água intersticial de cada ponto e água de cultivo para o grupo Controle. Os organismos-teste utilizados foram *D. similis* e *D. laevis*. Após 48h, foi feita a contagem dos organismos imóveis.

A Figura 34 apresenta uma síntese dos procedimentos metodológicos utilizados para condução de ensaios de toxicidade aguda e crônica com sedimento total e água intersticial.

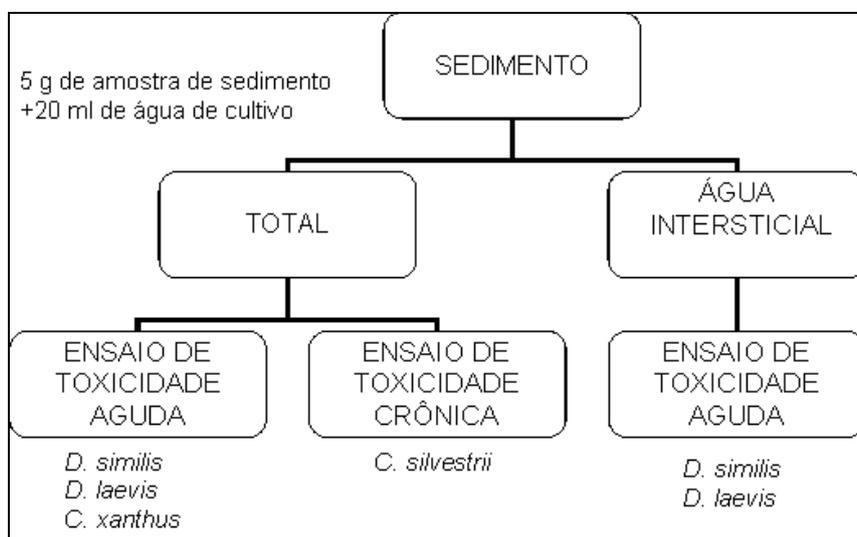


Figura 34- Metodologia utilizada na condução de bioensaios de toxicidade aguda e crônica com sedimento.

### 3.6- Análise de metais

A análise de metais foi realizada em laboratório de química analítica do Departamento Química/UFMG, sob a supervisão da Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Clésia Cristina Nascentes. O Cd foi determinado por Espectrometria de absorção atômica com forno tubular na chama e aerossol térmico (TS-FF-AAS) num sistema caseiro acoplado ao espectrômetro da Perkin Elmer (AAAnalyst 200). Os outros metais em sedimento foram feitos por Espectrometria de Absorção Atômica com chama (FAAS) no AAAnalyst 200 da Perkin Elmer.

### 3.7 Análise estatística dos dados

A análise estatística utilizada foi a mesma que a adotada para os ensaios de toxicidade com amostras de água, descrita no capítulo anterior.

## 4-Resultados

### 4.1- Testes de sensibilidade

Os dados de sensibilidade para *Daphnia* spp e *Ceriodaphnia silvestrii* foram apresentados no capítulo anterior. Em relação à *Chironomus xanthus* a sensibilidade também esteve dentro dos limites estabelecidos na carta-controle do laboratório, sendo a CL50; 96h = 5,07 g.L<sup>-1</sup> de KCl, com intervalo de confiança entre 4,75 e 5,42.

### 4.2- Ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento

Tanto para os bioensaios com cladóceros (Figuras 35 e 36) quanto para os bioensaios com quironomídeos, não foi verificado efeito de toxicidade aguda para nenhum ponto avaliado em nenhum dos períodos de estudo. *D. similis* e *D. laevis* apresentaram respostas semelhantes em todos os ensaios realizados.

Em relação aos parâmetros químicos analisados, o pH aumentou durante os ensaios de toxicidade (entre 6,0 e 8,0), com exceção do P3 (Museu), onde ocorreu redução do pH ao final do teste em abril e agosto/08 (4,38 e 5,53 respectivamente). A condutividade aumentou em todos os pontos, sendo mais elevada nos pontos 2 e 3 (713,0 e 779,0  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  respectivamente, em abril/08). A dureza também aumentou, sendo mais acentuada em agosto/08 para os pontos 1, 2 e 3 (148,0; 204,0 e 184,0 mg.L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, respectivamente).

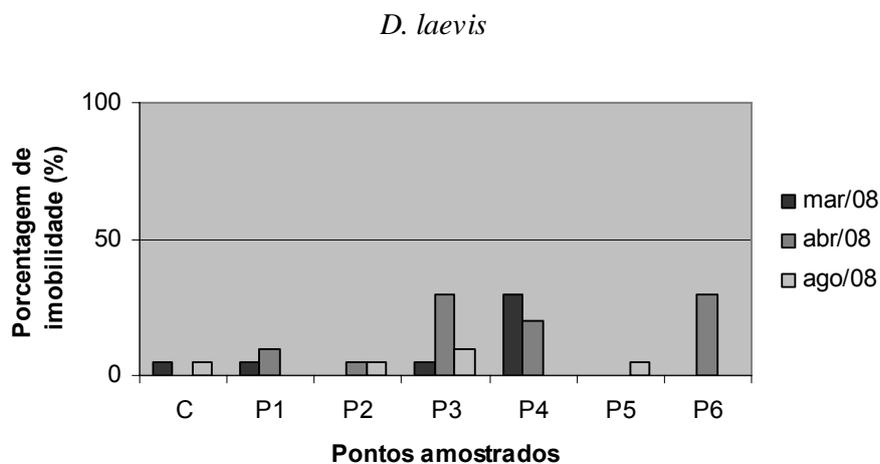


Figura 35- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia laevis* em ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento, realizados em março, abril e agosto de 2008.

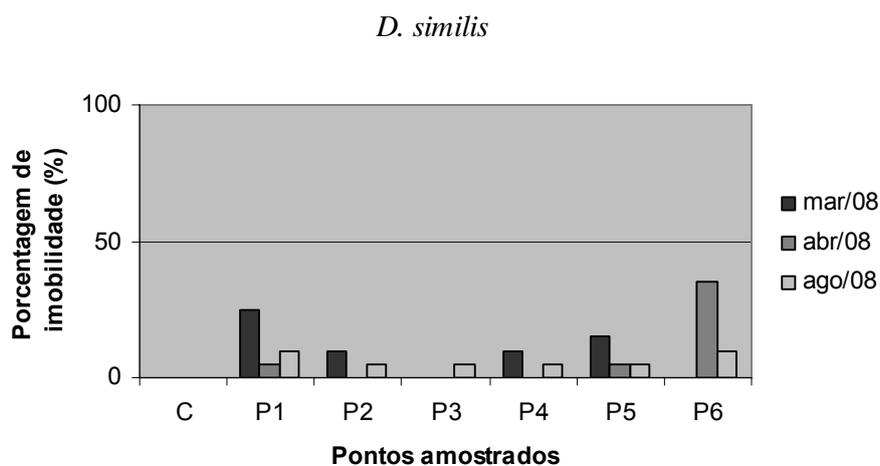


Figura 36- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* em ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento, realizados em março, abril e agosto de 2008.

#### 4.3- Ensaios de toxicidade crônica com amostras de sedimento

Em março de 2008, todos os pontos apresentaram efeito de toxicidade (Tabela 6). Por outro lado, o ponto 6, referente ao ponto de coleta da água na COPASA, antes da alteração do ponto de coleta, mostrou o maior valor de neonatas produzidas (Figura 37).

Tabela 6- Média de neonatas produzidas por *C.silvestrii* nos ensaios de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em março, abril e agosto de 2008 e análise estatística dos dados.

Ponto	Testes estatísticos									
	Média de neonatas			Dunnnett			Williams			
	mar	abr	ago	mar	abr	ago	mar	Abr	ago	
Controle	17,5	13,7	13,9	NT	NT	NT	NT	NT	NT	NT
P1	12,8	7,7	9,2	T	T	T	T	NT	NT	
P2	17,2	12,9	14,1	NT	NT	NT	T	NT	NT	
P3	15,8	X	6,4	NT	X	T	T	X	NT	
P4	12,9	15,8	17,0	T	NT	NT	T	NT	NT	
P5	10,0	13,8	11,3	T	NT	NT	T	NT	NT	
P6	18,2	7,5	8,7	NT	T	T	NT	T	T	

p < 0,05

NT: não tóxico , T: toxica

X: refere-se a amostras que apresentaram efeito de toxicidade agudo não sendo realizados testes acima descritos.

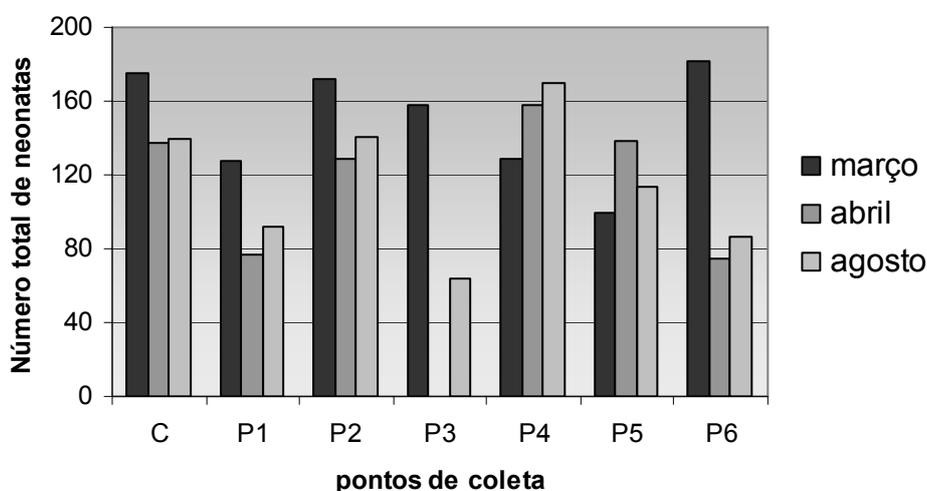


Figura 37- Número total de neonatas produzidas por *Ceriodaphnia silvestrii* durante o ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas em março, abril e agosto de 2008.

Em abril/08, houve mortalidade de 100% dos organismos do ponto 3, apresentando assim efeito de toxicidade aguda (Figura 37). Já o ponto 6, localizado a cem metros do ponto original, foi o único a apresentar efeito de toxicidade crônica em relação à reprodução. (Tabela 4). Ainda com relação ao mês de abril/08, houve redução significativa no

crescimento de *Ceriodaphnia silvestrii* apenas no ponto 2 (valor de t: 3,67; df: 10;  $p < 0,04$ ), embora não tenha apresentado efeito de toxicidade crônica relacionado à reprodução (Figura 38).

Em agosto/08, foi verificado efeito de toxicidade crônica em todos os pontos de coleta amostrados (valor de t entre 2,35 e 3,65;  $p < 0,05$ ), ocorrendo redução de crescimento dos organismos-teste (Figura 39), sendo que nos pontos 1, 3 e 6, houve também redução na reprodução (Tabela 4). Por outro lado, a reprodução foi mais elevada que a do Controle no ponto 4, localizado no córrego Sarandi (Figura 37).

Os parâmetros físicos e químicos avaliados durante os experimentos foram similares na maioria dos pontos e meses de estudo. O pH aumentou em todos os pontos, com exceção do ponto 3, nos meses de abril e agosto/08, no qual houve diminuição do pH. A condutividade aumentou em todos os pontos entre o início e término dos ensaios, sendo mais acentuada nos pontos 2 e 3. A dureza também aumentou em todos os pontos, sendo mais elevada nos pontos 2, 3 e 6.

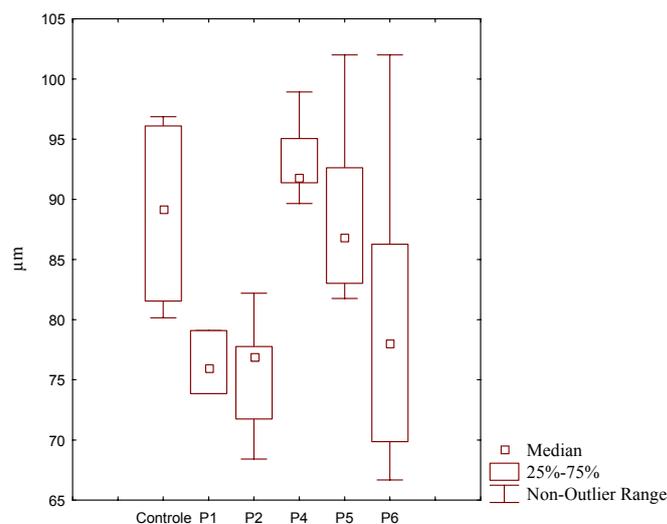


Figura 38- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de *Ceriodaphnia silvestrii* em ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas nos pontos P1, P2, P4, P5 e P6 em abril de 2008.

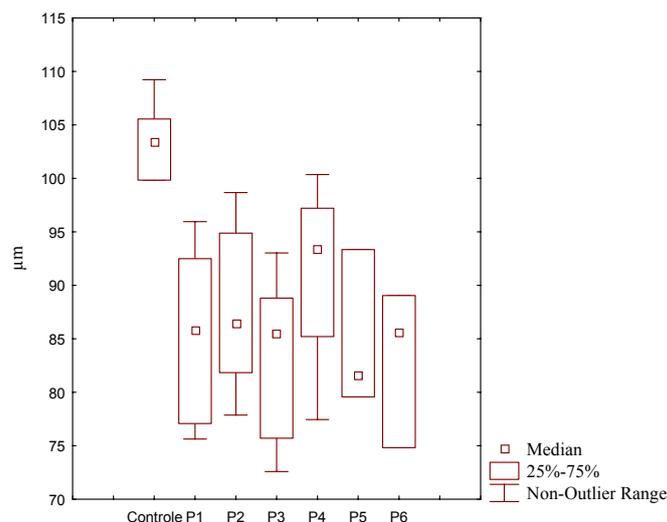


Figura 39- Variação no tamanho ( $\mu\text{m}$ ) de *Ceriodaphnia silvestrii* em ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento coletadas nos pontos P1, P2, P3, P4 e P5 em agosto de 2008.

#### 4.4- Ensaios de toxicidade aguda com amostras de água intersticial

Em março/08, foi verificado efeito de toxicidade apenas no ponto 1. Por outro lado, nenhum efeito de toxicidade aguda foi detectado nos demais pontos e períodos de coleta (Figuras 40 e 41).

O pH aumentou em todos os pontos avaliados e meses de estudo, mas não ultrapassando 9. A condutividade decresceu em todos os pontos e meses durante o bioensaio, destacando os pontos 2 e 6 (Iate e Copasa), com os valores acima de  $1000\mu\text{S}/\text{cm}$ , no mês de abril. A dureza foi maior que a do Controle, sendo o valor mais alto encontrado no ponto 2 ( $445\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$ ) referente a abril. Não houve grande variação na concentração de oxigênio dissolvido entre os pontos e entre o início e término dos ensaios, porém o ponto 2 apresentou a menor concentração em março ( $2,82\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ), seguida do ponto 6 em abril e agosto ( $2,92\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ).

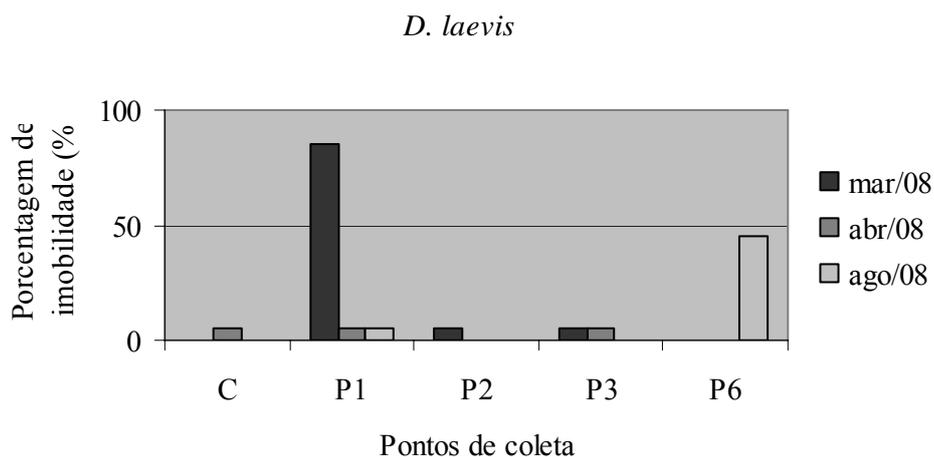


Figura 40- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia laevis* em ensaios de toxicidade aguda com amostras de água intersticial, realizados em março, abril e agosto de 2008.

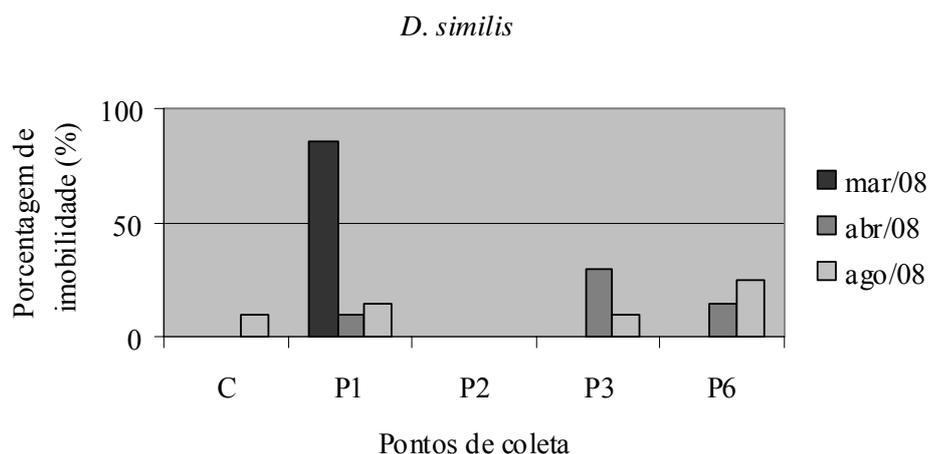


Figura 41- Porcentagem de imobilidade de *Daphnia similis* em ensaios de toxicidade aguda com amostras de água intersticial, realizados em março, abril e agosto de 2008.

Comparando-se os resultados obtidos no presente estudo com resultados de períodos anteriores, foi possível verificar uma redução da qualidade do sedimento do reservatório da Pampulha do ponto de vista ecotoxicológico (Tabela 7).

Tabela 7- Efeitos de toxicidade aguda e crônica de amostras de sedimento do reservatório da Pampulha e seus principais tributários detectados em 1999, 2001 e no presente estudo.

Pontos	Estação chuvosa			Estação seca		
	Vargas (2002) 1999	Viegas & Rietzler (2001)	<b>Presente estudo 2008</b>	Vargas (2002) 1999	Viegas & Rietzler (2001)	<b>Presente estudo 2008</b>
Cabo	NT	Crônica	<b>Crônica</b>	Aguda	NT	<b>Crônica</b>
Iate	Aguda	NT	<b>Crônica</b>	Aguda	Crônica	<b>Crônica</b>
Museu	NT	Crônica	<b>Aguda</b>	Aguda	Crônica	<b>Crônica</b>
Sarandi	Aguda	Crônica	<b>Crônica</b>	Aguda	Crônica	<b>Crônica</b>
Ressaca	Aguda	NT	<b>Crônica</b>	Aguda	Crônica	<b>Crônica</b>
Copasa	X	X	<b>Crônica</b>	X	X	<b>Crônica</b>

Nota: A estação de tratamento da COPASA só foi implantada em 2003, não tendo sido o local monitorado em 1999 e 2001. - NT – Nenhuma toxicidade detectada

#### 4.5- Análise de metais

Foram identificados seis metais sendo cinco deles classificados como metais pesados (Tabela 8). O elemento Ferro foi analisado por ser um importante composto usado como coagulante na Estação de Tratamento da COPASA. Diversos metais foram detectados em concentrações acima do limite permitido pelas resoluções CONAMA. Entretanto, não foi possível identificar chumbo pois este se apresentou em concentrações não detectáveis pelo equipamento.

Tabela 8-Concentração de metais ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) no sedimento do reservatório da Pampulha em seis pontos de coleta e valores-limite pela legislação.

Elemento	P1	P2	P3	P4	P5	P6	CONAMA 344	
							1	2
Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	0,078	0,077	0,108	0,064	0,208	0,276	0,6	3,5
Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	31,9	33,7	24,0	17,0	31,7	<b>91,4</b>	37,3	90,0
Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	25,8	24,1	20,9	5,49	<b>45,5</b>	<b>46,3</b>	35,7	197,0
Ni ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	7,6	13,8	9,6	0,9	14,6	10,6	18,0	35,9
Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	<b>204,4</b>	<b>153,7</b>	<b>124,6</b>	<b>1450,0</b>	120,3	<b>705,0</b>	123	315,0
Fe ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	47300,0	47200,0	50000,0	10900,0	51800,0	58600,0	-	-

Nota: Valores destacados correspondem às concentrações de metais em sedimentos acima do nível 1, segundo legislação CONAMA 344/04.

Houve redução dos valores cádmio no sedimento de 1999 até 2008, porém, acentuado aumento das concentrações de ferro e cobre entre o mesmo período (Tabela 9).

Tabela 9- Concentrações de metais detectadas em amostras de sedimento em 1999 por Rietzler *et al.* (2001) e 2008.

Pontos amostrados	Cobre		Cádmio		Ferro	
	1999 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	2008 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	1999 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	2008 ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ )	1999 ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )	2008 ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ )
Cabo de aço	5,0	<b>25,8</b>	2,0	0,078	12,78	<b>47,3</b>
Iate	11,0	<b>24,1</b>	3,0	0,077	17,02	<b>47,2</b>
Museu	7,0	<b>20,9</b>	5,0	0,108	33,37	<b>50</b>
Sarandi	4,0	<b>5,49</b>	2,0	0,064	7,20	<b>10,9</b>
Ressaca	2,0	<b>45,5</b>	1,0	0,208	33,25	<b>51,8</b>

## 5-Discussão

Sedimentos podem ser considerados como verdadeiros depósitos de matéria orgânica, íons, metais e outras substâncias. De acordo com fatores físicos e químicos, essas substâncias, adsorvidas ao sedimento, podem ser disponibilizadas para a coluna d'água (Esteves, 1998).

Os sedimentos do reservatório da Pampulha e tributários estudados apresentaram efeito de toxicidade crônica em todos os pontos estudados, com algumas variações entre os

meses estudados. Esses resultados demonstraram que após várias intervenções realizadas e a implantação de uma estação de tratamento de águas fluviais pela COPASA, a situação da qualidade do sedimento não apresentou melhora.

Tanto no período chuvoso quanto no período seco, verificou-se efeito de toxicidade crônica à *C. silvestrii* no reservatório e nos pontos externos. A toxicidade detectada no sedimento sugeriu haver alto grau de contaminação destes ecossistemas. Por outro lado, o ponto 6 (COPASA) apresentou efeito tóxico somente depois de alterado o local de coleta, onde havia um sedimento mais fino, justificável pelo fato de reter mais substâncias do que um sedimento arenoso.

Mesmo não tendo ocorrido redução na reprodução em algumas amostras utilizadas nos experimentos de toxicidade crônica, houve redução do crescimento, como observado para todos os pontos em agosto/08 e para o ponto 2 em abril/08, refletindo em baixa qualidade do sedimento e da água.

Durante os ensaios de toxicidade aguda e crônica ocorreu aumento dos valores de pH, o que pode em parte estar relacionado à respiração dos organismos, exceto, no ponto 3 (Museu), onde ocorreu o inverso. A redução de pH em ambientes naturais pode ser decorrente de inúmeros processos físicos, químicos e biológicos, desde chuvas até atividades metabólicas dos organismos. Neste caso, a diminuição do pH indica liberação de substâncias com caráter ácido, por exemplo, ácidos húmicos.

O aumento da condutividade e da dureza, também observada em todos os pontos durante a realização dos ensaios, indicou liberação de substâncias iônicas, a exemplo de íons de magnésio e cálcio. Estes parâmetros, além de substâncias húmicas, podem indicar condições de quelagem de metais no reservatório, o que pode diminuir os efeitos de toxicidade aos organismos.

Por outro lado, os sedimentos de um corpo d'água atuam como um reservatório de metais pesados. Os metais podem ser reduzidos por ferro ou sulfetos formando precipitados que decantam e se acumulam, havendo diferença nesta acumulação de metais entre sedimentos de rios e lagos, uma vez que estes sofrem menos distúrbios, tornando as zonas mais profundas mais estáveis ao contrário do que ocorre em rios (Fang *et al.*, 2005).

Uma forma de se avaliar a qualidade de sedimentos é por meio de Valores-guias de qualidade de sedimento (VGQS) que buscam avaliar o risco da contaminação de sedimentos, relacionando à concentração de contaminantes no sedimento e seu efeito adverso à biota (Silvério, 2003). É importante destacar que o uso unicamente de VGQS não deve ser prática

convencionada, pois esses valores podem ser variáveis e mesmo por não contemplarem o efeito conjunto de vários contaminantes.

No Brasil, não há legislação para a avaliação do sedimento neste contexto, exceto a legislação que disciplina a dragagem e disposição de sedimento dragado, o CONAMA 344/04. Na citada resolução, a classificação do sedimento é feita levando-se em consideração critérios de qualidade a partir de dois níveis: nível 1- limiar, abaixo do qual se prevê baixa probabilidade de efeitos adversos à biota; e nível 2- limiar, acima do qual se prevê provável efeito adverso a biota.

A resolução CONAMA 344 tem como referência os VGQS canadenses, mas não descarta a necessidade de ensaios ecotoxicológicos e medidas de outros parâmetros para a avaliação da qualidade do sedimento.

Dentre as concentrações de metais detectadas, as concentrações de cádmio estiveram abaixo do limite da resolução CONAMA 344 em todos os pontos estudados e abaixo dos estudos realizados por Vargas (2002) relacionado ao período seco. O cádmio é um metal pesado que pode ser facilmente encontrado em alguns solos, porém é altamente tóxico a muitos organismos, apresentando toxicidade duas a vinte vezes maior que outros metais (Basile *et al.*, 2005).

Por outro lado, o ponto 6 (COPASA) apresentou os mais altos valores de metais, destacando-se cromo e zinco, que ultrapassaram os limites estabelecidos nos níveis 1 e 2, sendo a concentração de zinco cerca de seis vezes a concentração dos demais pontos. Zinco pode ser altamente tóxico à desova e desenvolvimento de crustáceos, tendo efeito intensificado na presença de chumbo (Jackson *et al.*, 2005). Já o níquel, zinco e cobre apresentam toxicidade à *Nostoc muscorum* mesmo em baixas concentrações (Chaudhary & Chandra, 2005).

O córrego Ressaca e o ponto COPASA, foram os únicos que apresentaram valores de cobre superiores aos limites estabelecidos pelo nível 1. Quanto ao ferro, sua concentração no sedimento do ponto 6, referente à estação de tratamento, mais uma vez superou os demais pontos, refletindo uma contribuição da própria ETAF. Os valores de ferro também superaram os valores encontrados por Vargas (2002) no reservatório para o período seco.

Em contraste com os dados da avaliação de metais na água, as amostras de sedimento apresentaram concentrações de ferro e cobre superiores às detectadas por Vargas (2002) em todos os pontos de coleta, referente também à estação seca, exceto no caso do cádmio. Isso pode ser devido a uma liberação desses metais para a coluna d'água, que apresentou níveis de

metais muito superiores, contrariando estudos realizados acerca da biodisponibilidade de metais no sedimento do reservatório da Pampulha por Sabino *et al.*, (2004).

O reservatório da Pampulha apresenta elevadas concentrações de zinco, cobre, cádmio, níquel e ferro, o que pode levar a biomagnificação de diversos elementos, como verificado por Veado *et al.*, (2007), que identificou elevados níveis de alumínio, cobre, cobalto e ferro em tilápias coletadas na lagoa.

Diversos fatores podem influenciar na adsorção de substâncias ao sedimento. Algumas substâncias como os compostos metálicos apresentam toxicidade variável em diferentes tipos de sedimento. Dessa forma, podem estar mais solúveis ou não, o que exerce uma importante influência sobre seu transporte, reatividade e biodisponibilidade para a biota aquática (Sodré *et al.*, 2004).

Além disso, substâncias húmicas podem atuar como agentes quelantes reduzindo a disponibilidade de metais e dessa forma a toxicidade do ambiente (Costa *et al.*, 2008). Estudos realizados por Borges *et al.* (2006) demonstraram alto potencial de adsorção de cádmio e cobre a íons de ferro, manganês e à matéria orgânica. Altos níveis de ferro, cádmio e cobre foram detectados nas amostras de sedimento total.

Isso justificaria o fato de ter havido efeito tóxico de água intersticial, somente no ponto 1 (Cabo de aço) e ausência de efeito tóxico nos bioensaios realizados com *Chironomus xanthus*. Neste contexto, Dornfeld *et al.*, (2006) encontraram alta mortalidade para *C. xanthus* em sedimentos do rio Monjolinho (SP), considerados não poluídos.

Mesmo em relação à *Daphnia* spp., só houve efeito de toxicidade aguda no ponto 1 em março/08, com amostra de água intersticial. Além disso, a sensibilidade de *D. similis* foi menor comparada às de *C. silvestrii* e *C. dubia*, em que Vargas (2002) verificou efeito de toxicidade aguda do sedimento do reservatório a ambas as espécies.

Os resultados obtidos em relação ao sedimento refletem não só a situação atual da água do reservatório, mas também problemas anteriores, uma vez que sedimentos atuam como reservatórios de deposição de diversas substâncias tóxicas.

A toxicidade dos córregos Sarandi e Ressaca mostram os impactos do crescimento da ocupação humana e industrialização em ecossistemas aquáticos. Almeida & Rocha (2006) avaliando a qualidade de sedimentos em reservatórios no Rio Tietê (SP) encontraram forte correlação entre grau de contaminação e proximidade da região metropolitana. Portela *et al.*, (2006) verificaram efeito de toxicidade em *C. dubia* por sedimentos de áreas que recebem lixo doméstico e áreas, além de efluentes domésticos, industriais e agrícolas.

O ponto referente à COPASA apresentou toxicidade tanto no período de chuvas quanto de seca, diferente dos córregos Sarandi e Ressaca, sugerindo influência negativa, do próprio tratamento realizado, no reservatório.

Esse estudo demonstrou que a qualidade de sedimento do reservatório da Pampulha continua baixa, corroborando estudos realizados por Viegas & Rietzler (2001) e complementando estudos de toxicidade aguda realizados por Vargas (2002), este último verificando efeito de toxicidade aguda para *Ceriodaphnia silvestrii* e *Ceriodaphnia dubia*, lembrando que a toxicidade encontrada pode ser consequência da presença de outros contaminantes no sedimento que não apenas metais.

Em comparação com estudos anteriores, a concentração de metais na água no reservatório da Pampulha, cobre, zinco e ferro, apresentaram variações, com queda em 1999 e um aumento expressivo em 2008. Em relação ao sedimento, houve aumento na concentração de metais (cobre e ferro) em relação ao ano de 1999, enquanto outros metais (zinco e cromo) mostraram-se em níveis elevados e, em alguns casos, ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação.

## 6- Conclusões

- Os ensaios de toxicidade aguda com amostras de sedimento total e água intersticial, utilizando *D. similis*, *D. laevis* e *Chironomus xanthus* não mostraram efeito de toxicidade, indicando, em condições de laboratório, baixa disponibilidade de metais;
- As respostas de *D. similis* e *D.laevis* foram similares em todos os ensaios de toxicidade, evidenciando o potencial de *D.laevis* para utilização em ensaios ecotoxicológicos;
- Os bioensaios de toxicidade crônica indicaram alta contaminação do reservatório da Pampulha, dos córregos e da ETAF/COPASA em abril e agosto de 2008;
- *C. silvestrii* mostrou maior sensibilidade à contaminação do sedimento em agosto de 2008, período de seca em que houve maior concentração de contaminantes;
- O sedimento do reservatório da Pampulha encontra-se fortemente contaminado por metais, evidenciando que não ocorreu melhora na qualidade do sedimento após dez anos, havendo considerável aumento nos teores de cobre e ferro;
- Os córregos Sarandi e Ressaca se encontram contaminados, apresentando alta toxicidade em ambos períodos e elevada concentração de metais, no período seco.

## V- CONSIDERAÇÕES FINAIS

O reservatório da Pampulha tem importância como patrimônio histórico de Belo Horizonte, sendo um dos pontos turísticos da capital. Contudo, seu alto grau de degradação diminuiu a qualidade ambiental da região. A poluição do reservatório decorre, no entanto, de pontos difusos, sendo que os principais tributários da lagoa estão fortemente contaminados por metais.

A toxicidade do reservatório e dos córregos Sarandi e Ressaca aumentou nos últimos anos, demonstrando que as inúmeras intervenções realizadas não foram eficazes na melhoria da sua qualidade. A concentração de diversos metais pesados na água e no sedimento estiveram acima dos limites estabelecidos pela legislação, corroborando estudos anteriormente realizados no reservatório, os quais demonstraram acúmulo de vários metais no fitoplâncton e macrófitas aquáticas, zooplâncton e peixes, e sua possível biomagnificação.

A estação de tratamento de águas fluviais da Pampulha (ETAF/COPASA) embora contribua para redução de alguns contaminantes, não tem sido capaz de eliminar eficientemente a poluição dos córregos Ressaca e Sarandi, apresentando um incremento de ferro durante o tratamento, o qual pode estar relacionado a florações de algas ou cianobactérias. Mas é importante frisar que o objetivo desse trabalho não foi de maneira alguma criticar o tratamento da estação, que, sem dúvida, reduz a carga de muitos contaminantes.

O reservatório da Pampulha recebe oito tributários, os quais apresentam algum grau de contaminação, de maneira que torna-se necessário o monitoramento e tratamento destes tributários para que se possa pensar na melhoria da qualidade ambiental do reservatório.

## VI- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abessa, D M. S. ; Sousab, E C P. M.; Tommasib, L R (2006). "Utilização de testes de toxicidade na avaliação qualidade de sedimentos marinhos." Revista de Geologia **19**(2): 253-261.
- ABNT (2003). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia* spp (Cladocera, Crustacea). NBR 12713, Associação Brasileira de Normas Técnicas: 19.
- ABNT (2005). Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (Crustacea, Cladocera). NBR 13373. Associação Brasileira de Normas Técnicas: 14.
- Almeida, C. A. de & Rocha, O. (2006). "Estudo Comparativo da Qualidade dos Sedimentos dos Reservatórios do Rio Tietê (SP)". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 1, n. 2, 141-145
- Angelini, R., A. Agostinho, A. Gomes, L. C Costa, R. S.; Latini, J. D. (2005). Análise Ecosistêmica de Reservatórios. Biocenoses em Reservatórios. L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and L. C. Gomes. São, Carlos, RIMA: 311-321.
- Aragão, M A & Araújo, R P A (2008). "Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos". Zagatto, P A e Bertoletti,E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, RIMA.
- Arauco, L. R. R.; Cruz, C. D.; NETO, J. (2005). "Efeito da presença de sedimento na toxicidade aguda do sulfato de cobre e do triclorfon para três espécies de *Daphnia*". Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente **15**: 55-64.
- Araújo, M. A. R. & R. M. Pinto-Coelho (1998). "Produção e consumo de carbono orgânico na comunidade planctônica da represa da Pampulha, Minas Gerais, Brasil." Revista Brasileira de Biologia **58**(3): 405-416.
- Araújo, R P A; Shimizu, G Y; Bohrer ,M B C; Jardim, W (2008). "Avaliação da qualidade de sedimentos". Zagatto, P A e Bertoletti,E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, RIMA.
- Arenzon, A. & Raya-Rodriguez, M. T. (2006). " Influência do Manganês em Ensaios de Toxicidade com Algas em Amostras Ambientais". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 1, n. 1, 7-11.
- Azevedo, S M F O & Vasconcelos, V M (2008). "Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública". Zagatto, P A e Bertoletti,E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, RIMA.
- Baird, C. (2002). Química ambiental. 2º edição, Porto Alegre, Bookman: 622p.

- Basile, A.; di Nuzzo, R. A.; Capasso, C.; Sorbo, S.; Capasso, A.; Carginale, V. (2005). "Effect of cadmium on gene expression in the liverwort *Lunularia cruciata*." Gene **356**: 153-159.
- Beato, D A. C.; Medeiros, M J.; Drews, M G. P.; Dutra, G M. (2003). "Impactos urbanos em águas subterrâneas - bacia da Lagoa da Pampulha, Belo Horizonte-MG." Revista Águas Subterrâneas **17**.
- Borges, E C L; Neves, E F A; Mozeto, A A. (2006). "Determinação da capacidade de complexação e de adsorção de íons cádmio(II) e cobre(II) em sedimentos das represas Rasgão e Promissão do Rio Tietê/SP" Enciclopédia Brasileira, n02 ISSN 1809-0583
- Branco, S M (1978). Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária, CETESB, São Paulo, 2 2ed. 620p.
- CDTN (2000). "Levantamento eco-batimétrico da lagoa da Pampulha." Relatório técnico, Belo Horizonte.
- Chaudhary, M. P. & R. Chandra (2005). "Toxicity assessment of heavy metals with *Nostoc muscorum* L." Journal of Environmental Biology **26**(1): 129-134.
- CONAMA 20 (1986). Diário Oficial da União, Conselho Nacional do Meio Ambiente Ministério do Meio Ambiente.
- CONAMA 344 (2004). Diário Oficial da União, Conselho Nacional do Meio Ambiente Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- CONAMA 357 (2005). Diário Oficial da União, Conselho Nacional do Meio Ambiente Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Contin, M.; Mondini, C.; Leita, L.; Zaccheo, P.; Crippa, L.; De Nobili, M. (2008). "Immobilisation of soil toxic metals by repeated additions of Fe(II) sulphate solution." Geoderma **147**(3-4): 133-140.
- Costa, C R; Olivi, P; Botta, C M R; Espíndola, E L G. (2008). " A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação" Química Nova, volume 31, n07, 1820-1830.
- Coutinho, W. (2007). Emprego da flotação a ar dissolvido no tratamento de efluentes d'água (Avaliação de desempenho da estação de tratamento dos Córregos Ressaca e Sarandi afluentes à represa da Pampulha). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte, MG, Universidade Federal de Minas Gerais. **Mestrado**: 118.
- Croteau, M. N.; Luoma, S. N.; Stewart, A. R. (2005). "Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature." Limnology and Oceanography **50**(5): 1511-1519.
- Dornfeld, C. B.; Espíndola, E. L. G.; Fracacio, R. Rodrigues, B. K.; Novelli, A. (2006). "Comparação de Bioensaios Laboratoriais e "in situ" Utilizando *Chironomus xanthus*

- na Avaliação da Toxicidade de Sedimentos do Rio Monjolinho (São Carlos, SP)". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 1, n. 2, 161-165
- Dourado, E. C. S.; Cecício, E. B.; Latini, J. D. (2005). "O Grau de Trofia do Ambiente Influencia a Quantidade de Energia dos Peixes". Biocenoses em Reservatório. L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and L. C. Gomes. São Carlos, RIMA: 211-222.
- Duarte, R. P. S. & A. PASQUAL (2000). "Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), Níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos" Energia na agricultura **15**(1): 46-58.
- Duong, T. T.; Morin, S.; Herlory, O.; Feurtet-Mazel, A.; Coste, M.; Boudou, A. (2008). "Seasonal effects of cadmium accumulation in periphytic diatom communities of freshwater biofilms." Aquatic toxicology **90**(1): 19-28.
- El Safty, A.; El Mahgoub, K.; Helal, S.; Maksoud, N. A. (2008). "Zinc Toxicity among Galvanization Workers in the Iron and Steel Industry".
- Esteves, F. d. A. (1998). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro, Interciências.
- Fang, T.; Liu, J. T.; Xiao, B. D.; Chen, X. G.; Xu, X. Q. (2005). "Mobilization potential of heavy metals: A comparison between river and lake sediments." Water Air and Soil Pollution **161**(1-4): 209-225.
- Firdaus e, B. & S. Khilji (2008). "Bioaccumulation of metals from tannery sludge by *Typha angustifolia* L." African Journal of Biotechnology **7**(18): 3314-3320.
- Giani, A.; Pinto-Coelho, R. M.; Oliveira, S. J. M.; Pellin, A. (1988). "Ciclo sazonal de parametros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogenio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil)." Ciencia e cultura **40**(1): 69-77.
- Higuti, J; Zviejkovski, J P; Takahashi, M A; Dias, V G (2005). "Chironomidae Indicadora do Estado Trófico em Reservatórios" . Biocenoses em Reservatórios - Padrões Espaciais e Temporais. L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and L. C. Gomes. São Carlos, RIMA.
- INMET (2009). Instituto Nacional de Metereologia - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Estação Automática da Pampulha acesso em [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br) .
- Jackson, R. N.; Baird, D.; Els, S. (2005). "The effect of the heavy metals lead (Pb<sup>2+</sup>) and zinc (Zn<sup>2+</sup>) on the brood and larval development of the burrowing crustacean, *Callianassa kraussi*." Water Sa **31**(1): 107-116.
- Jager, T.; Posthuma, L.; Zwart, D.; Meent, D. (2007). "Novel view on predicting acute toxicity: Decomposing toxicity data in species vulnerability and chemical potency." Ecotoxicology and Environmental Safety **67**(3): 311-322.

- Junior, H. F. J.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Latini, J. D. (2005). "Distribuição e Caracterização dos Reservatórios". Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais). L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and L. C. Gomes. São Carlos, RIMA: 1-16.
- Lopes, A. A. ; Brigante, J.; Schalch, V. (2007). "Influência do Aterro Sanitário de São Carlos (SP), Brasil, na Qualidade das Águas Superficial e Subterrânea". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 2, n. 2, 115-127
- Macedo, J. A. B. d. (2002). Introdução a Química Ambiental (Química & Meio Ambiente & Sociedade). Juiz de Fora.
- Minillo, A.; Ferreira, A.H.F., Yogui, G.T.; Yunes, J.S.1 (2000). "Concentrações de Microcistinas e Toxicidade nas Formas Coloniais de *Microcystis Aeruginosa* de Florações no Estuário da Lagoa dos Patos, RS". Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI, Espíndola, E.L.G.; Botta-Paschoal, C.M.R.; Rocha, O.; Bohrer, M.B.C.; Oliveira-Neto, A. L. de (editores) São Carlos, RiMa, 2000,
- Monteiro, N. J. C.; Yunes, J. S.; Bohrer-Morel, M. B. (2006). "Effects of the *Microcystis aeruginosa* Strain RST9501 from Patos Lagoon, RS, on Growth and Reproduction of the Cladocera *Ceriodaphnia dubia*". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 1, n. 1, 93-96
- Mozeto, A. A & Zagatto, P. A. (2008). "Introdução de Agentes químicos no Ambiente" Zagatto, P A e Bertolotti, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, RIMA.
- Munger, C; Hare, L; Craig, A; Charest, P (1999). "Influence of exposure time on the distribution of cadmium within the cladoceran *Ceriodaphnia dubia*." Aquatic toxicology **44**: 195-200.
- Muniz, D. H. d. F. & E. C. Oliveira-Filho (2006). "Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente." Universitas: Ciências da Saúde **4**(1): 83-100.
- Nakagome, F. K.; Noldin, J. A.; Resgalla Jr., C. (2006). "Toxicidade aguda e análise de risco de herbicidas e inseticidas utilizados na lavoura de arroz irrigado sobre o cladóceros *Daphnia magna*" Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente, Curitiba, 16 p.93-100.
- Panosso, R; Costa, I A S; Souza, N R; Attayde, J L; Cunha, S R S; Gomes, F C F (2007). "Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)". Oecologia Brasiliense **11** (3): 433-449.
- Pereira, W. S. & R. S. Freire (2005). "Ferro zero: uma nova abordagem para o tratamento de águas contaminadas com compostos orgânicos poluentes." Química Nova **28**(1): 130-136.

- Piedras, S R N ; Bager, A ; Moraes, P R R ; Isoldi, L A ; Ferreira, O G L; Heemann, C (2006). "Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil." Ciência Rural **36**(2): 494-5000.
- Pinto-Coelho, R. M. (1998). "Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil." Freshwater Biology **40**(1): 159-173.
- Pinto-Coelho, R. M; Bezerra-Neto, JF; Giani, A; Macedo, C F; Figueredo, C C; Carvalho, EA (2003). "The collapse of a *Daphnia laevis* (Birge, 1878) population in Pampulha reservoir, Brazil". Acta Limnol. Brasil **15**: 53-70.
- Pinto-Coelho, R. M. & M. K. B. Greco (1999). "The contribution of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and zooplankton to the internal cycling of phosphorus in the eutrophic Pampulha Reservoir, Brazil." Hydrobiologia **411**: 115-127.
- Pinto-Coelho, R. M.; DeMoura, R. T.; Moreira, A.. (1997). "Zooplankton and bacteria contribution to phosphorus and nitrogen internal cycling in a tropical and eutrophic reservoir: Pampulha lake, Brazil." Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie **82**(2): 185-200.
- Pinto-Coelho, R. M. & M. K. B. Greco (1998). "Heavy metal concentrations in zooplankton and the macrophyte *Eichhornia crassipes* in the reservoir of Pampulha, Belo Horizonte, M." G. Ciencia e Tecnologia, Revista Tecnica e Informativa da CPRM **VI**(10): 64-69.
- Pinto-Coelho, R. M.; Pinel-Alloul, B.; Méthot, G.; Havens, K. E. (2005). "Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status." Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences **62**: 348-361.
- Portela, C. M. S.; Arenzon, A.; Raya-Rodriguez, M. T. (2006). "Avaliação Ecotoxicológica do Sedimento do Arroio Sapucaia, RS, Brasil, Através de Ensaio de Toxicidade Utilizando Diferentes Amostradores e Organismos-teste". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 1, n. 2, 119-122
- Resck, R F; Bezerra-Neto, JF; Pinto-Coelho, R. M (2007). "Nova batimetria e avaliação de parâmetros morfométricos da lagoa da Pampulha (Belo Horizonte, Brasil)." Revista do Departamento de Geografia e do Programa de Pós-Graduação de Geografia, IGC-UFMG **3**(2): 24-36
- Rietzler, A C; Fonseca, A L; Lopes, G P (2001). "Heavy Metals in Tributaries of Pampulha Reservoir, Minas Gerais." Brazilian Journal Biology **61**(3): 363-370.
- Rodrigues, A. C.; Pacheco, D; Romanets, Y; Bruns, S; Nogueira, R.; Coutinho, R; Brito, A. G. (2004). Modelação da qualidade da Água da Lagoa das Furnas e da Lagoa Verde das Sete Cidades, Universidade Nova. Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT)
- Sabino, C. D. S.; Kastner, G. F.; Amaral, A. M.; Leite, Scal; de Carvalho, R. P.; Silva, I. R. (2004). "Study of the bioavailability of metals in the sediments of Lagoa da Pampulha (Pampulha Lake)." Quimica Nova **27**(2): 231-235.

- Santos, D M; Bossini, J A T; Preussler, K H; Vasconcelos, E C; Carvalho-Neto, F S; Carvalho -Filho, M A S (2006). "Avaliação de metais pesados na baía de Paranagua, PR, Brasil sob influência das atividades antrópicas." Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology **1**(2): 157-160.
- Sarma, S. S. S.; Mangas-Ramirez, E.; Nandinic, S. (2003). "Effect of ammonia toxicity on the competition among three species of cladocerans (Crustacea: Cladocera)," Ecotoxicology and Environmental Safety **55**(2): 227-235.
- Schafer, A. (1985). Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das águas continentais, Editora da Universidade, UFRGS, Porto Alegre, 532p.
- Silvério, P. F. (2003). Base técnico-científicas para a derivação de valores-guias de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório. Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, Universidade de São Paulo. **Doutorado**: 145.
- Sisino, C. L. S. (2002). Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. Escola Nacional de Saúde Pública. Rio de Janeiro, Fundação Oswaldo Cruz, **Doutorado**: 102.
- Sodré, F F; Peralta-Zamora, P G; Grassi, M T. (2004). "Digestão fotoquímica, assistida por microondas, de águas naturais: aplicação em estudos de partição e especiação do cobre" Química Nova, volume 27, n 05, 695-700.
- Sotero-Santosa, R. B.; Souza C. R.; Silva, E.; Veranib, N. F.; Nonakac, K. O.; Rocha, O. (2006). "Toxicity of a cyanobacteria bloom in Barra Bonita Reservoir (Middle Tiete River, Sa o Paulo, Brazil)" Ecotoxicology and Environmental Safety **64**(2): 163-170.
- Takenaka, R. A. Dellamano-Oliveira, M. J.; Rocha, O.(2007)."Toxicidade de Extratos de Florações de Cianobactérias de Reservatórios do Rio Tietê, SP, aos Dafínídeos *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii* (Cladocera, Crustacea)". Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, v. 2, n. 2, 147-156.
- USEPA - Unites States Enviromental Protection Agency (1994). Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment associated contaminants with freshwater invertebrates. Whashington. D.C.133p.
- Vargas, G. P. L. (2002). Avaliação ecotoxicológica da Represa da Pampulha (MG) e seus principais tributários. Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, **Mestrado**: 97p.
- Veado, M. A. R.; Heeren, A. O.; Severo, M. I.; Grenier-Loustalot, M. F.; Arantes, I. A.; Cabaleiro, H. L.; Almeida, Mrmg (2007). "INAA and ICP-MSHS: Metal pollutants in fish tissues Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Pampulha Lake, Belo Horizonte City, Minas Gerais State, Brazil." Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry **272**(3): 511-514.

- Viegas, F. P. & Rietzler, A.C. . "Avaliação da qualidade da água e sedimento da bacia da Pampulha-MG, através de testes de toxicidade aguda e crônica com cladoceros". In: VII Simpósio do Curso de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, 2001, São Carlos-SP. Anais do VII Simpósio do Curso de PG em Ciências da Engenharia Ambiental, 2001
- Vigano, L.; Patrolecco, L.; Polesello, S.; Pagnotta, R.. (2008). "Interactions between trophic and toxic factors in a polluted urban river" Ecotoxicology and Environmental Safety **69**(1): 49-57.
- Vinot, I. & J. C. Pihan (2005). "Circulation of copper in the biotic compartments of a freshwater dammed reservoir." Environmental Pollution **133**(1): 169-182.
- Wu, L. (2004). "Review of 15 years of research on ecotoxicology and remediation of land contaminated by agricultural drainage sediment rich in selenium." Ecotoxicology and Environmental Safety **57**(3): 257-269.
- Zagatto, P. A. (2008). "Ecotoxicologia" Zagatto, P A e Bertoletti, E. Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, RIMA.

**APENDICE A**  
**DADOS CLIMATÓLOGICOS**  
**E PARÂMETROS FÍSICOS**  
**E QUÍMICOS**

Tabela1- Dados climatológicos de outubro/2006 à dezembro/2008.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA												
INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET												
ESTAÇÃO AUTOMÁTICA DE PAMPULHA/MG												
Lat : 19°53' S Long : 43°58' W Alt :869 m												
<b>PRECIPITAÇÃO TOTAL DIÁRIA (mm)</b>												
Ano	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2006	x	x	x	x	x	x	x	x	x	5,3	13,0	12,9
2007	10,3	5,2	5,8	3,7	0,3	0,0	0,4	0,0	0,1	4,8	5,6	10,5
2008	14,3	7,5	11,9	5,5	0,1	0,3	0,0	1,4	4,6	0,1	12,0	24,8
<b>TEMPERATURA DO AR - BULBO SECO (°C)</b>												
Ano	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2006	x	x	x	x	x	x	x	x	x	21,9	21,6	22,5
2007	22,4	22,6	24,0	22,4	19,9	19,4	19,2	20,0	21,7	23,7	23,2	23,3
2008	22,2	23,2	22,5	22,6	19,9	19,6	18,5	21,0	21,3	24,2	22,1	22,0
<b>UMIDADE RELATIVA DO AR, HORÁRIA (%)</b>												
Ano	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2006	x	x	x	x	x	x	x	x	x	72	79	80
2007	83	75	65	72	68	66	63	55	54	56	68	71
2008	76	73	76	73	68	67	59	57	58	57	75	79
<b>VENTO VELOCIDADE HORÁRIA (m/s)</b>												
Ano	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
2006	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2,6	2,3	2,1
2007	1,7	2,5	2,5	2,2	1,9	1,8	2,1	2,7	3,4	3,0	2,4	2,2
2008	2,2	2,0	2,0	1,7	1,7	1,9	1,9	2,4	2,4	2,9	2,4	2,0

Tabela 2- Parâmetros físicos e químicos da água em diferentes profundidades nos pontos internos do reservatório e da superfície dos pontos externos referente ao mês de março em 2008.

Pontos	profundidade(metros)	pH	cond	OD	T°C	turbidez	salinidade
P1	0	8.02	202	X	24.7	0	0
	1	x	x	X	x	0	0
	1,5	x	x	x	x	0	0
P2	0	8.85	206	10.9	26.9	39	0
	1,5	8.14	205	5.35	25.4	0	0
	2,5	7.73	202	2.56	24.7	6	0
P3	0	x	x	x	x	0	0
	5	x	x	x	x	0	0
	10,5	x	x	x	x	0	0
P4	0	7.70	449	4.22	28	0	0
P5	0	7.80	437	4.34	28.7	0	0
P6	0	7.38	394	4.42	27.5	0	0

x: medidas não realizadas

Tabela 3- Parâmetros físicos e químicos da água em diferentes profundidades nos pontos internos do reservatório e da superfície dos pontos externos referente ao mês de abril em 2008.

Pontos	profundidade(metros)	pH	cond	OD	T°C	turbidez	salinidade
P1	0	9.58	24.3	15.0	28.5	52	0
	1	x	x	x	x	x	x
	1,5	8.14	29.7	10.1	26.9	54	0
P2	0	9.53	228	14	27.4	122	0
	1,5	9.01	226	10.2	26.6	30	0
	2,5	7.89	251	9.8	25.6	0	0
P3	0	9.64	215	12.4	27.3	0	0
	5	7.74	243	2.4	24.4	0	0
	10,5	7.70	243	2.3	23.7	0	0
P4	0	8.29	469	8.78	27.4	0	0
P5	0	8.53	397	12.0	28	0	0
P6	0	6.83	400	7.7	24.1	0	0

x: medidas não realizada

Tabela 4- Parâmetros físicos e químicos da água em diferentes profundidades nos pontos internos do reservatório e da superfície dos pontos externos referente ao mês de agosto em 2008.

Pontos	profundidade(metros)	pH	cond	OD	T°C	turbidez	salinidade
P1	0	8.71	422	11.72	23.7	0	0
	1	8.72	424	8.90	23.5	350	0
	1,5	8.23	437	6.54	22.9	0	0
P2	0	9.28	402	15.10	24.5	0	0
	1,5	9.26	399	12.15	24.2	0	0
	2,5	9.08	406	11.14	23.7	0	0
P3	0	8.90	410	11.50	23.2	0	0
	5	8.03	412	2.53	21.5	0	0
	10,5	7.89	410	1.34	20.8	0	0
P4	0	7.98	751	1.78	23.3	0	0.03
P5	0	8.18	468	0.72	22.7	0	0
P6	0	7.33	672	3.15	27.7	0	0.02

x: medidas não realizadas

**APENDICE B**  
**ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS**  
**AMOSTRAS DE ÁGUA**

## 1- ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA

Tabela 1.1 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando <i>Daphnia similis</i> como organismo-teste realizado em 17/03/08									
Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	6.9	8.13	212	279	6.33	6.49	40	0	0
P1	8.15	8.32	185.3	244	7.19	6.63	80	19	95
P2	8.61	8.31	305	324	6.97	6.53	68	20	100
P3	8.12	8.31	312	317	6.73	6.18	152	18	90
P4	7.67	8.51	509	450	5.55	6.10	100	0	0
P5	7.72	8.51	490	495	4.56	6.32	88	19	95
P6	7.47	8.39	313	395	5.42	6.41	100	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

Tabela 1.2 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando <i>Daphnia laevis</i> como organismo-teste realizado em 17/03/08									
Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	7.15	8.12	285	230	6.12	6.03	40	0	0
P1	7.99	8.20	311	276	6.52	5.90	80	11	55
P2	8.56	8.21	320	279	7.25	6.16	68	4	20
P3	8.08	8.27	325	273	6.74	6.18	152	5	25
P4	7.60	8.43	544	450	4.99	5.96	100	0	0
P5	7.70	8.49	517	447	5.81	5.99	88	7	35
P6	7.69	8.39	454	349	6.97	5.91	100	3	15

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.3 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando *Daphnia similis* como organismo-teste realizado em 14/04/08.**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	7.21	7.89	281	209	6.30	6.57	40	3	15
P1	8.26	8.28	324	319	5.70	6.37	80	20	100
P2	8.62	8.24	284	287	6.63	6.58	68	20	100
P3	8.11	8.25	302	278	5.92	6.50	152	20	100
P4	7.99	8.42	502	439	4.40	6.53	100	0	0
P5	8.20	8.40	430	409	6.04	5.34	88	0	0
P6	7.47	8.29	435	426	5.43	5.78	100	20	100

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.4 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando *Daphnia laevis* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	7.21	7.89	281	209	6.30	6.57	40	3	15
P1	8.26	8.28	324	319	5.70	6.37	80	20	100
P2	8.62	8.24	284	287	6.63	6.58	68	20	100
P3	8.11	8.25	302	278	5.92	6.50	152	20	100
P4	7.99	8.42	502	439	4.40	6.53	100	0	0
P5	8.20	8.40	430	409	6.04	5.34	88	2	10
P6	7.47	8.29	435	426	5.43	5.78	100	20	100

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.5 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando *Daphnia similis* como organismo-teste realizado em 12/08/08.**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	7.06	8.15	151	166.2	6.97	6.90	40	1	5
P1	8.03	8.40	385	385	8.15	6.91	84	1	5
P2	8.48	8.42	364	375	8.63	6.97	88	1	5
P3	7.78	8.45	384	381	7.50	6.91	88	1	5
P4	7.35	8.25	628	650	3.17	6.28	88	0	0
P5	7.43	8.40	405	419	4.94	6.97	88	1	5
P6	7.16	8.25	546	569	6.14	6.91	88	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.6 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras água utilizando *Daphnia laevis* como organismo-teste realizado em 12/08/08.**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	7.00	7.99	187.6	170.3	6.91	6.63	40	0	0
P1	8.07	8.31	396	340	7.86	6.52	92	2	10
P2	8.54	8.34	384	355	9.37	6.57	96	1	5
P3	7.83	8.32	396	371	7.06	6.67	92	0	0
P4	7.38	8.19	685	646	2.32	6.20	92	2	10
P5	7.47	8.31	455	395	4.68	6.45	88	1	5
P6	7.15	8.17	597	536	6.61	6.54	88	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

## 2 –ENSAIOS DE TOXICIDADE CRONICA

**Tabela 2.1 - Ensaio de toxicidade crônica com amostras água utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas geradas (total)
	i	f	i	f	i	f	i	f	
<b>Controle</b>	<b>6.9</b>	<b>7.71</b>	<b>212</b>	<b>294</b>	<b>6.33</b>	<b>6.49</b>	<b>40</b>	<b>64</b>	<b>160</b>
<b>P1</b>	<b>8.15</b>	<b>8.30</b>	<b>185.3</b>	<b>356</b>	<b>7.19</b>	<b>6.26</b>	<b>84</b>	<b>148</b>	<b>125</b>
<b>P2</b>	<b>8.61</b>	<b>8.91</b>	<b>305</b>	<b>324</b>	<b>6.97</b>	<b>6.29</b>	<b>88</b>	<b>112</b>	<b>108</b>
<b>P3</b>	<b>8.12</b>	<b>8.41</b>	<b>312</b>	<b>367</b>	<b>6.73</b>	<b>6.03</b>	<b>88</b>	<b>88</b>	<b>119</b>
<b>P4</b>	<b>7.67</b>	<b>8.64</b>	<b>509</b>	<b>621</b>	<b>5.55</b>	<b>5.89</b>	<b>88</b>	<b>160</b>	<b>238</b>
<b>P5</b>	<b>7.72</b>	<b>8.95</b>	<b>490</b>	<b>572</b>	<b>4.56</b>	<b>7.30</b>	<b>88</b>	<b>92</b>	<b>0</b>
<b>P6</b>	<b>7.47</b>	<b>8.74</b>	<b>313</b>	<b>504</b>	<b>5.42</b>	<b>6.33</b>	<b>88</b>	<b>164</b>	<b>120</b>

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 2.2 - Ensaio de toxicidade crônica com amostras água utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}\mu^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	
<b>controle</b>	<b>7.30</b>	<b>7.58</b>	<b>248</b>	<b>269</b>	<b>5.88</b>	<b>5.89</b>	<b>40</b>	<b>68</b>	<b>130</b>
<b>P4</b>	<b>7.94</b>	<b>8.52</b>	<b>439</b>	<b>530</b>	<b>5.78</b>	<b>5.85</b>	<b>100</b>	<b>152</b>	<b>217</b>
<b>P5</b>	<b>8.25</b>	<b>8.71</b>	<b>465</b>	<b>511</b>	<b>7.19</b>	<b>6.45</b>	<b>88</b>	<b>172</b>	<b>189</b>

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 2.3 - Ensaio de toxicidade crônica com amostras água utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	
<b>Controle</b>	<b>7,00</b>	<b>8.35</b>	<b>152.8</b>	<b>316</b>	<b>6.55</b>	<b>6.79</b>	<b>40</b>	<b>64</b>	<b>136</b>
<b>P1</b>	<b>8,05</b>	<b>8.52</b>	<b>400</b>	<b>525</b>	<b>7.87</b>	<b>6.51</b>	<b>84</b>	<b>148</b>	<b>191</b>
<b>P2</b>	<b>8,64</b>	<b>8.57</b>	<b>373</b>	<b>518</b>	<b>8.52</b>	<b>6.88</b>	<b>88</b>	<b>112</b>	<b>204</b>
<b>P3</b>	<b>7.90</b>	<b>8.59</b>	<b>385</b>	<b>449</b>	<b>6.86</b>	<b>6.53</b>	<b>88</b>	<b>88</b>	<b>150</b>
<b>P4</b>	<b>7,42</b>	<b>8.45</b>	<b>633</b>	<b>994</b>	<b>2.11</b>	<b>6.50</b>	<b>88</b>	<b>160</b>	<b>237</b>
<b>P5</b>	<b>7,41</b>	<b>8.87</b>	<b>416</b>	<b>659</b>	<b>4.84</b>	<b>6.46</b>	<b>88</b>	<b>152</b>	<b>0</b>
<b>P6</b>	<b>7.03</b>	<b>8.42</b>	<b>560</b>	<b>790</b>	<b>6.25</b>	<b>6.88</b>	<b>92</b>	<b>164</b>	<b>0</b>

**i: inicio do teste; f: fim do teste**

**APENDICE C**  
**ENSAIOS DE TOXICIDADE**  
**COM AMOSTRAS DE SEDIMENTO**

## 1- ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA DE SEDIMENTO

**Tabela 1.1 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia similis* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.90	7.67	266	245	5.96	6.16	40	40	0	0
P1	6.90	7.70	266	420	5.96	4.93	40	100	5	25
P2	6.90	7.66	266	600	5.96	5.31	40	100	2	10
P3	6.90	7.24	266	534	5.96	5.30	40	48	0	0
P4	6.90	7.88	266	295	5.96	6.03	40	64	2	10
P5	6.90	7.82	266	303	5.96	5.58	40	72	3	15
P6	6.90	7.88	266	362	5.96	5.66	40	48	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.2 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia laevis* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7.74	7.91	220	213	6.0	6.00	40	40	1	5
P1	7.74	7.98	220	361	6.0	4.91	40	100	1	5
P2	7.74	7.90	220	513	6.0	5.04	40	100	0	0
P3	7.74	7.35	220	475	6.0	4.87	40	48	1	5
P4	7.74	8.05	220	291	6.0	5.74	40	64	6	30
P5	7.74	8.14	220	299	6.0	5.65	40	72	0	0
P6	7.74	8.20	220	357	6.0	5.20	40	48	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.3 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia similis* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.93	7.98	263	240	5.67	6.73	40	40	0	0
P1	6.93	7.86	263	402	5.67	5.03	40	100	1	5
P2	6.93	7.54	263	468	5.67	5.06	40	100	0	0
P3	6.93	7.01	263	370	5.67	4.07	40	44	0	0
P4	6.93	7.98	263	295	5.67	6.61	40	60	0	0
P5	6.93	7.99	263	311	5.67	6.36	40	72	1	5
P6	6.93	7.34	263	339	5.67	3.17	40	48	7	35

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.4 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia laevis* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.93	7.98	263	240	5.67	6.73	40	40	0	0
P1	6.93	7.86	263	402	5.67	5.03	40	100	2	10
P2	6.93	7.54	263	468	5.67	5.06	40	100	1	5
P3	6.93	7.01	263	370	5.67	4.07	40	44	6	30
P4	6.93	7.98	263	295	5.67	6.61	40	60	4	20
P5	6.93	7.99	263	311	5.67	6.36	40	72	0	0
P6	6.93	7.34	263	339	5.67	3.17	40	48	6	30

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.5 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia similis* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.90	7.65	144.1	156.6	5.90	6.90	40	40	0	0
P1	6.90	7.83	144.1	329	5.90	6.16	40	112	2	10
P2	6.90	7.71	144.1	442	5.90	5.76	40	168	1	5
P3	6.90	7.03	144.1	334	5.90	5.68	40	92	1	5
P4	6.90	7.86	144.1	279	5.90	6.35	40	92	1	5
P5	6.90	7.84	144.1	275	5.90	5.81	40	76	1	5
P6	6.90	7.70	144.1	422	5.90	5.87	40	136	2	10

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.6 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Daphnia laevis* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.95	8.00	134.6	171.1	6.90	5.44	40	48	1	5
P1	6.95	7.96	134.6	374	6.90	5.03	40	164	0	0
P2	6.95	7.84	134.6	550	6.90	5.07	40	308	1	5
P3	6.95	5.53	134.6	492	6.90	5.07	40	212	2	10
P4	6.95	7.82	134.6	242	6.90	5.12	40	88	0	0
P5	6.95	7.92	134.6	272	6.90	4.71	40	104	1	5
P6	6.95	7.90	134.6	437	6.90	5.05	40	192	0	0

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.7 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.91	8.04	170.2	193.1	5.95	6.26	40	NM	0	0
P1	6.91	7.85	170.2	413	5.95	5.36	40	NM	0	0
P2	6.91	7.64	170.2	619	5.95	5.13	40	NM	0	0
P3	6.91	7.37	170.2	522	5.95	4.85	40	NM	2	40
P4	6.91	8.07	170.2	336	5.95	6.03	40	NM	0	0
P5	6.91	8.21	170.2	346	5.95	6.41	40	NM	0	0
P6	6.91	7.99	170.2	418	5.95	5.29	40	NM	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

NM: não medido

**Tabela 1.8 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	7.18	7.64	263	229	6.78	6.10	40	32	0	0
P1	7.18	7.72	263	419	6.78	6.30	40	124	0	0
P2	7.18	7.41	263	765	6.78	5.81	40	280	0	0
P3	7.18	6.03	263	579	6.78	4.84	40	152	0	0
P4	7.18	7.89	263	312	6.78	6.37	40	64	0	0
P5	7.18	7.96	263	343	6.78	6.51	40	80	0	0
P6	7.18	7.08	263	564	6.78	5.19	40	148	0	0

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 1.9 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de sedimento utilizando *Chironomus xanthus* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	f	Total	%
Controle	6.95	7.91	136.1	135.1	6.46	6.78	36	44	0	0
P1	6.95	7.97	136.1	377	6.46	6.07	36	148	0	0
P2	6.95	7.66	136.1	456	6.46	5.88	36	204	0	0
P3	6.95	6.57	136.1	505	6.46	5.56	36	184	0	0
P4	6.95	8.10	136.1	314	6.46	6.36	36	108	0	0
P5	6.95	7.89	136.1	300	6.46	5.30	36	100	0	0
P6	6.95	7.75	136.1	414	6.46	5.20	36	136	0	0

**i: inicio do teste; f: fim do teste**

## 2- ENSAIOS DE TOXICIDADE CRONICA DE SEDIMENTO

**Tabela 2.1 - Ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	
Controle	7.0	7.97	259	192.5	5.93	5.85	40	NM	175
P1	7.0	8.22	259	378	5.93	4.67	40	NM	128
P2	7.0	8.19	259	595	5.93	4.81	40	NM	172
P3	7.0	7.28	259	726	5.93	4.76	40	NM	158
P4	7.0	7.99	259	315	5.93	5.82	40	NM	129
P5	7.0	8.20	259	341	5.93	5.77	40	NM	100
P6	7.0	8.22	259	348	5.93	6.07	40	NM	182

i: início do teste; f: fim do teste

NM: não medido

**Tabela 2.2 - - Ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	
Controle	6.97	7.57	260	263	5.99	7.3	32	40	137
P1	6.97	7.89	260	444	5.99	6.43	32	140	77
P2	6.97	6.96	260	713	5.99	6.04	32	304	129
P3	6.97	4.38	260	779	5.99	6.74	32	284	0
P4	6.97	8.58	260	313	5.99	7.53	32	60	158
P5	6.97	8.60	260	340	5.99	7.48	32	80	138
P6	6.97	6.57	260	538	5.99	3.49	32	172	75

i: início do teste; f: fim do teste

**Tabela 2.3 -- Ensaio de toxicidade crônica com amostras de sedimento utilizando *C. silvestrii* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )		Neonatas gerados
	i	f	i	f	i	f	i	f	
<b>Controle</b>	<b>6,86</b>	<b>8,00</b>	<b>148,7</b>	<b>171,1</b>	<b>6,9</b>	<b>5,44</b>	<b>40</b>	<b>48</b>	<b>139</b>
<b>P1</b>	<b>6,86</b>	<b>7,96</b>	<b>148,7</b>	<b>374</b>	<b>6,9</b>	<b>5,03</b>	<b>40</b>	<b>164</b>	<b>92</b>
<b>P2</b>	<b>6,86</b>	<b>7,89</b>	<b>148,7</b>	<b>550</b>	<b>6,9</b>	<b>5,07</b>	<b>40</b>	<b>308</b>	<b>141</b>
<b>P3</b>	<b>6,86</b>	<b>5,53</b>	<b>148,7</b>	<b>492</b>	<b>6,9</b>	<b>5,07</b>	<b>40</b>	<b>212</b>	<b>64</b>
<b>P4</b>	<b>6,86</b>	<b>7,82</b>	<b>148,7</b>	<b>242</b>	<b>6,9</b>	<b>5,12</b>	<b>40</b>	<b>88</b>	<b>170</b>
<b>P5</b>	<b>6,86</b>	<b>7,92</b>	<b>148,7</b>	<b>272</b>	<b>6,9</b>	<b>4,71</b>	<b>40</b>	<b>104</b>	<b>113</b>
<b>P6</b>	<b>6,86</b>	<b>7,90</b>	<b>148,7</b>	<b>437</b>	<b>6,9</b>	<b>5,05</b>	<b>40</b>	<b>192</b>	<b>87</b>

**i: inicio do teste; f: fim do teste**

### 3- ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA DE ÁGUA INTERSTICIAL

**Tabela 3.1 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. similis* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	7.69	8.09	228	269	6.13	6.40	40	0	0
P1	7.30	8.29	748	531	4.09	6.62	164	17	85
P2	6.89	8.13	972	865	2.82	6.58	160	0	0
P3	6.77	7.62	874	864	4.64	6.14	120	0	0

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 3.2 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. laevis* como organismo-teste realizado em 17/03/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	7.69	8.09	228	269	6.13	6.40	40	0	0
P1	7.30	8.29	748	531	4.09	6.62	164	17	85
P2	6.89	8.13	972	865	2.82	6.58	160	1	5
P3	6.77	7.62	874	864	4.64	6.14	120	1	5

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 3.3 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. similis* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	6.74	7.75	244	244	6.60	6.65	32	0	0
P1	7.55	8.24	643	544	6.85	6.73	176	2	10
P2	6.71	7.79	1154	1141	5.01	6.97	445	0	0
P3	6.78	7.98	729	731	4.72	6.18	132	6	30
P6	6.58	7.96	1057	1080	2.92	6.20	296	3	15

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 3.4 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. laevis* como organismo-teste realizado em 14/04/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f	i	Total	%
Controle	6.74	7.75	244	244	6.60	6.65	32	1	5
P1	7.55	8.24	643	544	6.85	6.73	176	1	5
P2	6.71	7.79	1154	1141	5.01	6.97	445	0	0
P3	6.78	7.98	729	731	4.72	6.18	132	1	5
P6	6.58	7.96	1057	1080	2.92	6.20	296	0	0

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 3.5 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. similis* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	6.96	8.21	146.7	200	6.00	5.05	40	2	10
P1	7.23	8.28	670	496	6.20	5.20	184	3	15
P2	6.79	8.42	685	544	6.18	5.18	188	0	0
P3	6.84	8.42	649	485	6.00	5.00	140	2	10
P6	6.79	8.32	797	699	6.06	5.06	140	5	25

i: inicio do teste; f: fim do teste

**Tabela 3.6 - Ensaio de toxicidade aguda com amostras de água intersticial utilizando *D. laevis* como organismo-teste realizado em 12/08/08**

Pontos de Coleta	pH		Cond ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )		OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ )		Dureza ( $\text{mg.L}^{-1}$ de $\text{CaCO}_3$ )	Mortalidade	
	i	f	i	f	i	f		i	Total
Controle	6.96	8.21	146.7	200	6.00	5.05	40	0	0
P1	7.23	8.28	670	496	6.20	5.20	184	1	5
P2	6.79	8.42	685	544	6.18	5.18	188	0	0
P3	6.84	8.42	649	485	6.00	5.00	140	0	0
P6	6.79	8.32	797	699	6.06	5.06	140	9	45

i: inicio do teste; f: fim do teste