

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA  
TESE DE DOUTORADO**

**Ensaio Ecotoxicológicos no Monitoramento da  
Qualidade de Águas Subterrâneas  
Potencialmente Impactadas**

**ALEXANDRE ARENZON**

**Porto Alegre  
2004**

**Ensaio Ecotoxicológico no Monitoramento da  
Qualidade de Águas Subterrâneas  
Potencialmente Impactadas**

**ALEXANDRE ARENZON**

**Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ecologia.**

**Orientador: Prof. Dr. Maria Teresa Raya Rodriguez**

**Porto Alegre, 2004**

*A minha amada Claudine, pela  
compreensão e grande carinho  
recebido.*

*A minha filha Aline, pelo amor  
inocente e sincero.*

# AGRADECIMENTOS

A elaboração desta Tese é um produto coletivo, embora organização, análise, redação, responsabilidade e estresse sejam predominantemente individuais. Várias pessoas contribuíram para que este trabalho fosse concluído. A todas elas meus agradecimentos.

- A minha amiga e orientadora Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez (Mayte), pela amizade, confiança, apoio e orientação.
- Aos amigos do Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Ecologia da UFRGS Carlos Eduardo Güntzel, Carina M. Saraiva Portela e Lúcia H. Ribeiro Rodrigues pelo fundamental apoio na obtenção dos dados deste trabalho.
- A grande amiga e colega Nade Janara Coimbra pela leitura crítica do trabalho, o apoio na obtenção dos dados, e por assumir grande parte de minhas tarefas neste período caótico.
- Aos bolsistas e estagiários do Laboratório de Ecotoxicologia da UFRGS pela compreensão nas horas que não pude dar mais atenção.
- A Direção do Centro de Ecologia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS, pelo apoio recebido e possibilidade de realização do Curso.

- Aos amigos Eduardo Platte e Paulo Negrais Seabra do Centro de Pesquisa da Petrobrás (CENPES) pelo parecer favorável a utilização dos dados apresentados nesta Tese.
- A Refinaria Alberto Pasqualine (REFAP S.A), nas pessoas de Paulo Jorge Ribu de Freitas, Adelaide Ribeiro Tinoco Essinger e Janaina Maria Spier, pela liberação dos dados para a execução desta tese.
- Ao Dr. Antônio Pedro Viero do Instituto de Geociências da UFRGS pelo empréstimo do material de coleta e bibliográfico e fundamental apoio na compreensão da geologia da área de estudo.
- As amigas Laura Utz e Liane Printes por suportarem meus desabafos via e-mail.
- Ao Colega Carlos Sarmento pelo auxílio na elaboração do mapa de localização dos pontos amostrais.
- A minha amada esposa Claudine e minha filha Aline pela paciência nestes últimos meses. Minhas desculpas pela ausência e meus agradecimentos pelos momentos de paz para a conclusão deste trabalho.
- A todos aqueles que de algum modo contribuíram para a realização deste trabalho, mas minha memória cansada não permitiu lembrar.

## RESUMO

Conforme a legislação brasileira, a gestão das águas subterrâneas está integrada à das águas superficiais nas quais estão localizados os aquíferos. Entretanto, não existe uma regulamentação específica que defina critérios e métodos de avaliação da qualidade ambiental, que caracterizem de forma completa este ambiente. A restrita bibliografia especializada que trata do assunto não é conclusiva quanto a aplicação de ensaios de toxicidade aquática no monitoramento de águas subterrâneas. Assim, com o objetivo de verificar a aplicabilidade dos ensaios de toxicidade padronizados para a avaliação da qualidade de águas subterrâneas em áreas potencialmente impactadas, foram avaliadas amostras provenientes de dois diferentes tipos de aquíferos (livre e semiconfinado) localizados em uma área industrial da Região Metropolitana de Porto Alegre, RS, Brasil. Um total de 75 amostras distribuídas em 19 poços de monitoramento foram analisadas quanto seus valores de pH, condutividade elétrica, cloretos, hidrocarbonetos totais, fenóis, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos totais e metais (Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn, Hg e Ni) e quanto à toxicidade crônica com *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pimephales promelas*. As amostras foram coletadas semestralmente, sendo que o aquífero livre foi amostrado de janeiro de 2001 a janeiro de 2003 e o aquífero semiconfinado de fevereiro de 2002 a janeiro de 2003. Os resultados dos parâmetros químicos avaliados foram comparados, quando possível, a diferentes concentrações tidas como valores de referência (Portaria 1469/00 do Ministério da Saúde - Potabilidade), Lista Holandesa (valores de alerta - T) e Resolução n° 20/86 do CONAMA (Classe 2). A comparação dos resultados das análises químicas realizadas demonstraram que os dois aquíferos avaliados apresentam níveis diferentes de contaminação. Os valores de nitrogênio amoniacal, condutividade, fenóis e hidrocarbonetos totais foram significativamente maiores no aquífero livre quando comparado ao aquífero semiconfinado, enquanto os metais manganês e zinco apresentaram maiores concentrações no aquífero semiconfinado. Para os demais parâmetros não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas. Os resultados das análises ecotoxicológicas dos poços de monitoramento do aquífero livre e semiconfinado acompanharam as diferenças químicas encontradas para os dois aquíferos, demonstrando

diferenças existente na qualidade das águas subterrâneas avaliadas. Observou-se claramente uma maior incidência de valores negativos (inibição de crescimento ou reprodução), para os três níveis tróficos, para as amostras do aquífero livre, quando em comparação as amostras do aquífero semiconfinado. Diferenças também foram verificadas nas respostas dos três níveis tróficos utilizados, observando-se uma maior frequência de amostras tóxicas para a alga *S. capricornutum*. O trabalho apresenta ainda algumas correlações significativas ( $\alpha=0,05$ ) entre as concentrações de determinados parâmetros com as toxicidades detectadas, tais como toxicidade para *C. dubia* e nitrogênio amoniacal ( $r=0,39$ ) e fenóis ( $r=0,394$ ), toxicidade para *S. capricornutum* e manganês ( $r=0,298$ ), condutividade ( $r=0,393$ ) e cobre ( $r=-0,388$ ) e Toxicidade para *P. promelas* e pH ( $r=-0,484$ ). Uma possível influência da matriz do solo sobre a toxicidade apresentada para *S. capricornutum* também é discutida. O trabalho conclui que ensaios de toxicidade com organismos aquáticos podem ser aplicados no monitoramento de águas subterrâneas. Entretanto, a interpretação dos resultados e as decisões a serem tomadas devem ser mais criteriosas, considerando-se um possível efeito da matriz original do solo sobre os organismos-teste utilizados.

## ABSTRACT

According to the Brazilian legislation, the management of ground waters is integrated to the superficial waters in which the aquifers are located. However, there is no specific regulation that defines criterion and methodologies to an environmental quality evaluation to a complete characterization of this environment. The restricted specialized bibliography related to this topic is not conclusive about the applicability of aquatic toxicity tests to the groundwater monitoring. Thus, the present study aims to verify the applicability of standard toxicity tests to the evaluation of groundwater in potentially impacted areas. Samples from two different types of aquifers (Unconfined and Semi-confined) were evaluated. A total of 75 samples distributed in 19 monitoring wells had pH, electrical conductivity, chlorides, total hydrocarbons, phenols, ammoniacal nitrogen, total dissolved solid and metals (Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn, Hg and Ni) analyzed. In addition, chronic toxicity tests with *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Pimephales promelas* were also performed. Samples were collected every semester between January 2001 and January 2003 from the unconfined aquifer and between February 2002 and January 2003 from the semi-confined aquifer. Results of the chemical analyses were compared, whenever it was possible, to reference values (Brazilian Potability Pattern - 1469/00), Dutchlist (Alert Values - T) and CONAMA n° 20/86 Resolution (Class 2). Statistical comparisons of the results of the chemical analyses demonstrated that the two investigated aquifers presented different levels of contamination. Values of ammoniacal nitrogen, electrical conductivity, phenol and total hydrocarbons were significantly higher in the unconfined aquifer when compared to the semi-confined aquifer, while the manganese and zinc presented higher concentrations in the semi-confined aquifer. No statistically significant difference was observed in any other parameter analyzed. Results of the ecotoxicological assays obtained for the unconfined and semi-confined aquifers were compatible to those observed for the chemical analyses of the two aquifers, demonstrating differences in the quality of the evaluated groundwater. The unconfined aquifer clearly presented a higher incidence of negative values (inhibition of growth or reproduction) in the three trophic levels, when compared to the semi-confined aquifer. Some other differences were also observed between the three trophic levels used, for example, a higher toxicity in the experiments with the green algae *S.*



*capricornutum*. The research also presents some significant correlation ( $\alpha=0.05$ ) between the concentrations of determined parameters and the detected toxicity. It was observed a significant correlation between the results of toxicity tests with *C. dubia*, ammoniacal nitrogen ( $r=0.39$ ) and phenol ( $r=0.394$ ). Results of toxicity tests with *S. capricornutum* were significantly correlated with manganese ( $r=0.298$ ), electrical conductivity ( $r=0.393$ ) and copper ( $r=-0.388$ ). Also, a statistically significant correlation was observed between the results of toxicity tests with *P. promelas* and pH values ( $r=-0.484$ ). A possible influence from the soil matrix on the toxicity observed for *S. capricornutum* is also discussed. The research concluded that toxicity tests with aquatic organisms could be applied to the monitoring of groundwater, however, the interpretation of the results and the decisions to be taken should be analyzed carefully, considering possible confounding effects from the original soil matrix on the test-organisms.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Representação esquemática da água abaixo da superfície do solo apresentando a Zona Saturada e Zona Insaturada..... 10
- Figura 2** - Representação esquemática de dois tipos de aquíferos: aquífero livre e aquífero confinado. .... 11
- Figura 3** - Localização dos poços de monitoramento do aquífero livre e do aquífero semiconfinado da área de estudo. .... 22
- Figura 4** – Amostrador do tipo *Bailer* utilizado para a coleta de amostras de água subterrânea na área de estudo. .... 23
- Figura 5** - Representação gráfica dos resultados de pH observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. .... 35
- Figura 6** - Representação gráfica dos resultados de Condutividade observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003..... 37
- Figura 7** - Representação gráfica dos resultados de Cloretos observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. .... 38
- Figura 8** - Representação gráfica dos resultados de nitrogênio amoniacal observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. .... 40
- Figura 9** - Representação gráfica dos resultados de Hidrocarbonetos Totais observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. .... 41
- Figura 10** - Representação gráfica dos resultados de Sólidos Dissolvidos Totais observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. .... 43

- Figura 11** - Representação gráfica dos resultados de Fenóis observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....44
- Figura 12** - Representação gráfica dos resultados de Cádmiio Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....46
- Figura 13** - Representação gráfica dos resultados de Chumbo Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....47
- Figura 14** - Representação gráfica dos resultados de Manganês observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semi-confinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....49
- Figura 15** - Representação gráfica dos resultados de Níquel Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....50
- Figura 16** - Representação gráfica dos resultados de Zinco Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....52
- Figura 17** - Representação gráfica dos resultados de Cromo Total nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....53
- Figura 18** - Representação gráfica dos resultados de Cobre Total nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.....53
- Figura 19** - Representação gráfica dos resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pimephales promelas* expostos as amostras dos poços de monitoramento (PM) do aquífero livre (A) e aquífero semiconfinado (B) da área de estudo. Dados referentes à diferença percentual (%) em relação aos grupos controles de cada ensaio.....57

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Resultados dos parâmetros químicos analisados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (PM 01 a PM 09) da área de estudo ao longo das cinco campanhas amostrais. ....31
- Tabela 2** – Resultados dos parâmetros químicos analisados nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (PM 10 a PM 19) da área de estudo ao longo das três campanhas amostrais. ....32
- Tabela 3** – Coeficientes de Variação (CV) dos parâmetros químicos detectados nas análises realizadas nos nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo ao longo das cinco campanhas amostrais. Valores expressos em %. ....33
- Tabela 4** – Coeficientes de Variação (CV) dos parâmetros químicos detectados nas análises realizadas nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo ao longo das três campanhas amostrais. Valores expressos em %. ....33
- Tabela 5** - Análise estatística (teste não paramétrico Mann-Whitney) comparando os resultados nas análises químicas realizadas com as amostras dos nove poços de monitoramento do aquífero livre e dos dez poços do aquífero semiconfinado da área de estudo. ....54
- Tabela 6** – Percentual de amostras que apresentaram toxicidade nos nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo para os três níveis tróficos avaliados em cada uma das campanhas amostrais. ....58
- Tabela 7** – Percentual de amostras que apresentaram toxicidade nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo para os três níveis tróficos avaliados em cada uma das campanhas amostrais. ....58
- Tabela 8** – Comparação estatística (Teste Não Paramétrico Mann-Whitney) entre as amostras com presença ou ausência de toxicidade para os três níveis tróficos avaliados com relação aos resultados nas análises químicas realizadas. Análise realizada para os nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo. ....60
- Tabela 9** – Comparação estatística (Teste Não Paramétrico Mann-Whitney) entre as amostras com presença ou ausência de toxicidade para os três níveis tróficos avaliados com relação aos resultados nas análises químicas realizadas. Análise realizada para os dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo. ....61

**Tabela 10** - Coeficiente de correlação de Spearman entre os parâmetros químicos analisados e o grau de toxicidade definido pelas diferenças percentuais obtidas entre os grupos controles e os grupos expostos a cada uma das amostras avaliadas nos poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo.62

**Tabela 11** - Coeficiente de correlação de Spearman entre os parâmetros químicos analisados e as diferenças percentuais obtidas entre os grupos controles e os grupos expostos a cada uma das amostras avaliadas nos poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo. ....62

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1	Monitoramento de Águas Subterrâneas – Legislação .....	4
1.2	Águas Subterrâneas - Conceitos Teóricos .....	9
1.3	Biomonitoramento de Águas Subterrâneas .....	12
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>19</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>20</b>
3.1	Análises Químicas .....	24
3.2	Análises Ecotoxicológicas .....	24
3.3	Valores de Referência .....	26
3.4	Análise Estatística .....	27
<b>4</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>29</b>
4.1	Avaliação Química das Águas Subterrâneas da Área de Estudo .....	29
4.1.1	Variabilidade dos Resultados Químicos .....	29
4.1.2	Caracterização Química da Água Subterrânea da Área de Estudo .....	33
4.1.2.1	pH.....	34
4.1.2.2	Condutividade elétrica .....	36
4.1.2.3	Cloretos .....	36
4.1.2.4	Nitrogênio Amoniacal .....	39
4.1.2.5	Hidrocarbonetos Totais .....	39
4.1.2.6	Sólidos Dissolvidos Totais .....	42
4.1.2.7	Fenóis .....	42
4.1.2.8	Cádmio total .....	45
4.1.2.9	Chumbo total .....	45
4.1.2.10	Manganês total .....	48
4.1.2.11	Níquel total.....	48
4.1.2.12	Zinco total .....	51
4.1.2.13	Cromo total e Cobre total .....	51
4.1.3	Comparações Químicas Entre os Aquíferos .....	54
4.2	Avaliação Ecotoxicológica da Área de Estudo .....	55
4.3	Comparação das Análises Químicas e Ecotoxicológicas da Área de Estudo .....	58
<b>5</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>63</b>
5.1	Parâmetros Químicos Analisados .....	63
5.1.1	pH .....	63
5.1.2	Metais .....	64
5.1.3	Hidrocarbonetos Totais .....	66
5.1.4	Fenóis .....	67
5.1.5	Concentração Iônica .....	68
5.1.6	Nitrogênio Amoniacal .....	69
5.2	Ensaio Ecotoxicológicos .....	70
5.2.1	Variabilidade dos Resultados .....	70

5.2.2	Influências Sobre a Toxicidade .....	73
5.2.3	Ensaio de Toxicidade em Águas Subterrâneas .....	76
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>80</b>
<b>7</b>	<b>SUGESTÕES E RECOMENDAÇÕES PARA MELHORIA DO MONITORAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....</b>	<b>82</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>83</b>
<b>9</b>	<b>APENDICÊS .....</b>	<b>90</b>

## 1 Introdução

Os oceanos acumulam 97,2% do total das águas do planeta e as terras emersas somente 2,8%. Desta fração, a cobertura glacial retém 2,17%, as águas subterrâneas contribuem com 0,61%, os solos com 0,005%, os lagos de água doce com 0,009%, os rios com 0,0001% e os lagos salinos com 0,008%. Considerando que mais de 75% da água nas áreas emersas estão retidas nos glaciais ou em ambientes salinos, resta somente uma pequena percentagem deste suprimento total que pode ser disponibilizado como água adequada às necessidades humanas, destas, mais de 98% encontram-se na forma de reservatórios subterrâneos, excedendo em muito o volume das águas armazenadas na superfície (Fetter, 1994).

Em contraste com estas informações, em função do comprometimento dos mananciais superficiais por contaminação intensiva, existe atualmente uma demanda crescente de água subterrânea de boa qualidade visando o atendimento das necessidades de abastecimento do meio industrial, rural, e, principalmente, dos grandes centros urbanos (Marquezan, 2000).

Assim como para as águas superficiais, o aumento da produção e dispersão de poluentes aumentou também o risco de contaminação de sistemas de águas subterrâneas. Conforme comentado por Mösslacher (2000) e CETESB (2001a), como o solo e a água subterrânea fazem parte de um mesmo contexto, o que ocorrer com o solo repercutirá nas águas subterrâneas, podendo resultar em alterações de sua qualidade. As características químicas das águas subterrâneas dependem, inicialmente, da composição das águas de recarga e, em seguida, de



sua evolução química, influenciada diretamente pela litologia pela qual atravessa (CETESB, 2001b). Desta forma, a migração dos poluentes através do solo, para as águas superficiais e subterrâneas constitui uma ameaça para a qualidade dos recursos hídricos.

Segundo Finotti et. al. (2001) as reservas de águas subterrâneas brasileiras já se encontram seriamente comprometidas e esta contaminação subsuperficial é difícil de ser detectada. Bruner et. al (1998) acrescentam que um dos maiores problemas envolvendo contaminação de águas subterrâneas é que estas são naturalmente mais difíceis de monitorar e remediar do que águas superficiais. De acordo com Marquezan (2000) quando identificada a degradação dos mananciais subterrâneos ou parte deles, freqüentemente, estes já encontram-se em tal estado de impactação que medidas reparadoras são ineficientes para depurá-los.

No caso de contaminações, os principais objetivos das investigações hidroquímicas em águas subterrâneas são de avaliar o nível de contaminantes potenciais nestes ambientes, avaliar a gravidade da contaminação e identificar as opções de medidas reparadoras, se necessário, para assegurar que não haja perigo para a saúde humana e para o ambiente.

Um dos principais obstáculos para atingir estes objetivos é avaliar se determinado local requer medidas reparadoras ou não, afinal, o que pode ser considerado um ambiente impactado? Um local contaminado pode ser qualquer ambiente onde a introdução de algum elemento ultrapasse a concentração original deste no ambiente. O desafio passa a ser determinar qual a concentração original, o *background*.

Os esforços científicos e regulatórios na avaliação de águas subterrâneas têm-se focado na identificação e quantificação das substâncias químicas isoladas e em um rol de parâmetros que são considerados prejudiciais para o homem e para o ambiente (VROM, 1984; CETESB, 2001a; ASTM, 1995). Este enfoque é baseado na suposição de que a maioria dos componentes prejudiciais são conhecidos e detectáveis pelas análises químicas e que as substâncias presentes no ambiente interagem de acordo com um modelo pré-estabelecido. Desta maneira, a biodisponibilidade, os efeitos antagônicos e sinérgicos dos contaminantes da água não são diagnosticados. Além disso, as propriedades toxicológicas de muitos contaminantes são desconhecidas (Helma et. al., 1998; Baun, et. al. 1999, Baun et. al., 2000).

Conforme Boyd et. al. (1997): “A avaliação do potencial de risco ambiental de águas subterrâneas contaminadas não pode ser realizada através de métodos químicos isolados”. Uma avaliação da qualidade do solo e das águas subterrâneas dependentes de valores orientadores estabelecidos com base somente na questão da saúde humana, em detrimento de outros importantes aspectos ambientais, pode desconsiderar efeitos sobre os processos biológicos e outras funções do solo (CETESB, 2001b).

Os efeitos biológicos causados por diversos compostos químicos têm sido avaliados através de ensaios de toxicidade, amplamente utilizados e documentados para avaliação de águas superficiais e para avaliar o potencial tóxico de lançamentos de efluentes industriais. Estes ensaios são planejados para proteger a integridade biológica dos ecossistemas aquáticos no entanto, esta proteção não tem sido estendida às águas subterrâneas em nível de normas técnicas (Gustavson et. al., 2000). Baun et. al. (2000) reforçam a idéia de que

diferentemente das análises químicas, ensaios de toxicidade buscam a caracterização das amostras ambientais por meio dos efeitos biológicos de todos os compostos químicos presentes.

Segundo Gustavson et. al., (2000), apesar dos organismos-teste utilizados nos ensaios de toxicidade padronizados serem definitivamente ausentes em águas subterrâneas, o acompanhamento da não contaminação destes ambientes é primordial, devido à sua importância como fonte de irrigação, abastecimento público e provável lançamento para as águas superficiais. Esta idéia é também compartilhada por Baun et. al. (2000), que fazem referência aos sérios problemas causados ao ecossistema e a saúde humana se águas subterrâneas contaminadas alcançarem as águas superficiais ou forem usadas como fontes de abastecimento. van Gestel, et. al. (2001) também referem-se que ensaios de toxicidade convencionais utilizados em amostras de solo podem atuar como uma forma de avaliação do efeito de poluentes sobre a função filtro do solo.

Assim, este trabalho foi elaborado no intuito de contribuir com as escassas informações referentes à utilização de ensaios de toxicidade no monitoramento de águas subterrâneas, buscando gerar informações técnicas que auxiliem em futuras tomadas de decisões referentes a este tema.

### **1.1 Monitoramento de Águas Subterrâneas – Legislação**

Segundo Finotti et. al. (2001), a primeira tentativa de disciplinar o uso de águas subterrâneas no Brasil foi com a implantação do Código de Águas em 1934. Apesar dos dispositivos presentes no Código, até 1988 o domínio das águas subterrâneas era indefinido. A partir desta data, a Constituição Federal extinguiu o domínio privado das águas subterrâneas, passando estes corpos

d'água para domínio público com sua gestão subordinada à gestão Estadual.

Em 1995 foi criada a Secretaria Nacional de Recursos Hídricos, ligada ao Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Amazônia Legal, com o objetivo de formular e executar o planejamento de recursos hídricos no Brasil, o que levou a criação da Lei Federal 9433/97 de 08 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997). Esta lei disciplina, moderniza e democratiza o uso de águas subterrâneas e de superfície no Brasil. A partir desta lei, a água subterrânea passa a estar ligada ao limite da bacia hidrográfica em que está localizado o aquífero e deve ter sua gestão integrada à das águas superficiais. São criados instrumentos para gestão integrada da qualidade e quantidade das águas, sendo que a outorga está condicionada às prioridades de uso estabelecidas pelo plano de recursos hídricos e deverá respeitar a classe de enquadramento do corpo d'água, disciplinado pela Resolução 20/86 do CONAMA (Brasil, 1986), que tem ditado os padrões de qualidade de água do Brasil, conforme estabelecido pelo artigo 10 da Lei Federal 9433/97. As águas subterrâneas fazem parte desta lei por serem um recurso hídrico, no entanto, elas não foram contempladas individualmente na lei de recursos hídricos.

Do ponto de vista mundial, a tendência é o estabelecimento de uma lista orientadora geral de valores de referência de qualidade com base em análises de amostras de solo e de águas subterrâneas, de valores de alerta com caráter preventivo e de valores de intervenção derivados a partir de modelos matemáticos de avaliação de risco. Para estes modelos utilizam-se diferentes cenários de uso e ocupação do solo, previamente definidos, considerando-se diferentes vias de exposição e quantificando-se as variáveis toxicológicas.

Países que possuem uma maior experiência em legislação ambiental adotam padrões não fixos para os solos e as águas subterrâneas, e são dependentes da avaliação de risco. Os Estados Unidos, por exemplo, adotam a Norma E1739-95 - Risk Based Corrective Action - RBCA (ASTM, 1995) para contaminações específicas com derivados de petróleo, que serve de guia para pesquisa, intervenção e controle, indicando procedimentos, modelos matemáticos, avaliação de risco e passos a serem seguidos. Neste caso, para alguns compostos são utilizados modelos matemáticos, onde entram dados do contaminante e características toxicológicas.

A Holanda - Dutch Ministry of Housing (VROM 1994) adota o critério da multifuncionalidade do solo, onde, além do risco à saúde humana, considera-se também o risco ambiental. A proposta apresenta valores de orientação com base em conhecimentos científicos, incluindo a modelagem de avaliação de risco e considerando a variação da porcentagem de matéria orgânica e argila no solo. Os valores foram denominados STI (“Streefwaarde” – referência, “Toetsingswaarde” – alerta e “Interventiewaarde”- intervenção). A escolha para os valores de intervenção é apoiada em dados da toxicologia humana e em critérios ecotoxicológicos, geralmente obtidos através de ensaios com minhocas, peixes e outros organismos, baseados em valores de EC50 (Concentração que afeta 50% dos organismos expostos).

De acordo com CETESB (2001b) o uso de padrões estrangeiros pode levar a avaliações inadequadas, já que existem diferenças nas condições climáticas, tecnológicas e pedológicas de cada país.

Países como o Brasil, que não possuem uma política ou legislação aprovada em nível Federal para proteção e remediação de solos e águas

subterrâneas, utilizam para gestão de águas subterrâneas os mesmos parâmetros de águas superficiais. No entanto, os parâmetros de potabilidade apresentados na Portaria 1469/00 do Ministério da Saúde (Brasil, 2000) acabam sendo muitos restritivos, quase impraticáveis para águas subterrâneas não tratadas, enquanto que a Resolução 20/86 do CONAMA (Brasil, 1986) não contempla parâmetros importantes para águas subterrâneas, como alguns dos compostos mais comuns em contaminações destes ambientes (ARPEL, 1998), como os derivados do petróleo.

Em nível estadual, somente dezesseis Estados, mais o Distrito Federal aprovaram leis sobre o gerenciamento de recursos hídricos, embora a Lei N ° 9.433/97 em seus artigos específicos aos Recursos Hídricos, tenha elevado os mesmos a uma condição de estadualidade e municipalidade. Destes Estados, somente alguns possuem legislação específica para águas subterrâneas. A saber: São Paulo (Lei Estadual 6.134/88 e Decreto Estadual n° 32.955), Pernambuco (Lei Estadual 11.427/97 e Decreto Estadual 20.423/98), Piauí (Arts. 50 à 63 da Lei 5.165/00), Pará (Lei Estadual 6.105/98), Minas Gerais (Lei Estadual 13.771/00) e Distrito Federal (Lei 55/89), e Rio Grande do Sul (Decreto Estadual 42047/02). É comum entre estas leis a presença do seguinte artigo:

“É proibido poluir as águas subterrâneas, assim entendida a alteração das suas propriedades físicas, químicas ou biológicas, de forma a acarretar prejuízos à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações, comprometer o seu uso para fins agropecuários, industriais, comerciais e recreativos ou causar danos à flora e à fauna.”

O Estado de São Paulo foi o primeiro e o único Estado brasileiro a adotar valores orientadores específicos para solos e águas subterrâneas. Os

valores de referência adotados a partir de 2001 pela CETESB (Companhia de Saneamento de Tecnologia Ambiental) no Estado de São Paulo indicam o limite de qualidade para um solo considerado não contaminado ou a qualidade natural das águas subterrâneas. Também são considerados valores de alerta que indicam uma possível alteração da qualidade natural dos solos, exigindo-se então o monitoramento das águas subterrâneas. Estes valores foram estabelecidos com base em análises químicas dos diversos tipos de solos do Estado de São Paulo, além de dados obtidos em revisão bibliográfica sobre fitotoxicidade, tendo em vista que os contaminantes quando disponíveis em solução, podem ser absorvidos pelas plantas. Para as águas subterrâneas o critério adotado considerou a necessidade de preservação deste recurso para a sua utilização pela população atual e futura, independentemente do uso e ocupação atual do solo. Desta forma, o valor de intervenção para substâncias nas águas subterrâneas foi estabelecido como sendo o Padrão de Potabilidade da Portaria 1469/00 do Ministério da Saúde, exceto para algumas substâncias que estão naturalmente presentes em elevadas concentrações como cromo, ferro, alumínio, manganês e flúor (CETESB, 2001a).

Para o Rio Grande do Sul, até o presente momento não estão disponibilizadas informações que sirvam como referência para uma caracterização da constituição original dos solos e águas subterrâneas.

## 1.2 Águas Subterrâneas - Conceitos Teóricos

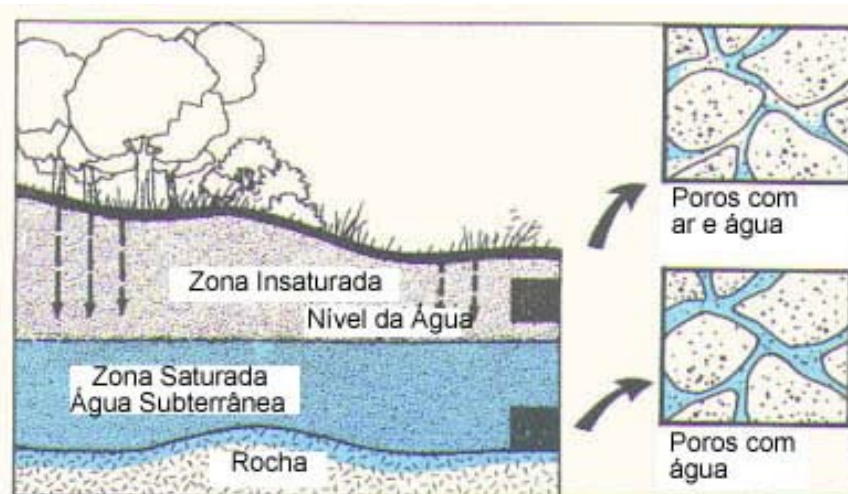
Os solos são constituídos por uma variedade de sólidos e por diferentes concentrações de água e ar (ou vapor). Os sólidos do solo são formados por proporções variáveis de minerais inorgânicos e materiais orgânicos húmicos. O termo água do solo se refere à água que se encontra em espaços sólidos do solo ou entre eles (Guiguer, 2000).

De uma forma geral, as águas subterrâneas são formadas por parte da água da precipitação atmosférica que se infiltra no solo. Neste solo podem-se distinguir duas zonas principais (Figura 1), de acordo com a proporção relativa do espaço poroso entre os grãos minerais ocupado pela água (Caicedo, 1993):

- **Zona Insaturada ou Zona de Aeração:** os poros contêm água e ar (ou vapor de água). Está limitada pela superfície do terreno e pela linha de saturação (nível da água);
- **Zona Saturada:** todos os espaços vazios encontram-se completamente ocupados pela água. Está limitada pela linha de saturação e por uma barreira impermeável.

Da água infiltrada na Zona Insaturada, parte pode ser absorvida pelas plantas, parte retorna a atmosfera por evapo-transpiração, e parte pode penetrar por gravidade e atingir a Zona Saturada, fornecendo a recarga para as águas subterrâneas. O intervalo de tempo envolvido na recarga pode ser de poucas horas, em regiões úmidas com solos arenosos e níveis freáticos próximos a superfície, ou até anos no caso de regiões desérticas e nível freático profundo.





Adaptado de Raymond (1992)

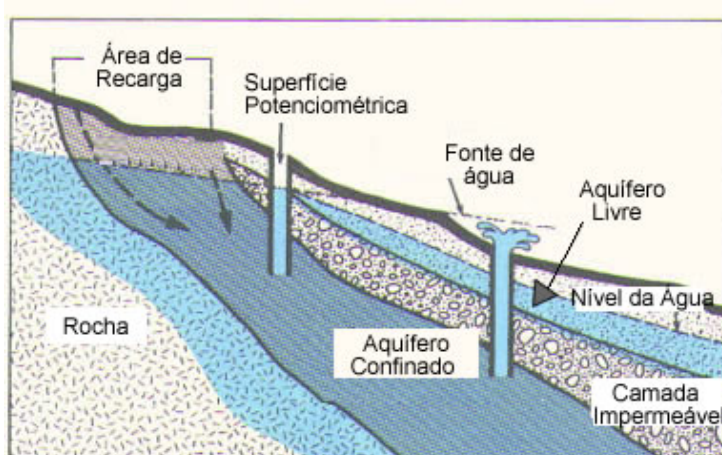
**Figura 1** - Representação esquemática da água abaixo da superfície do solo apresentando a Zona Saturada e Zona Insaturada.

Toda a água contida na zona saturada é denominada água subterrânea, e, dependendo da interação água-material geológico, o sistema pode ser classificado como um aquífero. Segundo Cleary (1989) um aquífero é uma formação geológica com suficiente permeabilidade e porosidade interconectada para armazenar e transmitir quantidades significativas de água. Existem essencialmente dois tipos de aquíferos (Figura 2):

- **Aquífero Livre** – Também denominados freático ou aquífero não-confinado. É uma formação geológica permeável e parcialmente saturada de água. É limitado apenas na base por uma camada impermeável, permitindo a superfície freática movimentar-se para cima e para baixo. O nível da água no aquífero está em contato direto com a pressão atmosférica;

- **Aquífero Confinado** - Formação geológica permeável e completamente saturada de água. É limitado no topo e na base por camadas relativamente impermeáveis. A pressão da água no aquífero é superior à pressão atmosférica. Caso uma das superfícies de confinamento do aquífero seja semi-

permeável, este é considerado como um **Aqüífero Semiconfinado**, permitindo fluxos de entrada ou saída de água por drenagem ascendente ou descendente.



Adaptado de Raymond (1992)

**Figura 2** - Representação esquemática de dois tipos de aquíferos: aquífero livre e aquífero confinado.

A composição química da água presente na zona saturada está intimamente relacionada à solubilidade e à mobilidade dos elementos e compostos do meio (Cleary, 1989). Segundo Custódio & Llamas (1983) as águas subterrâneas podem apresentar concentrações de sais superiores a das águas superficiais, devido às maiores superfícies de contato para dissolver materiais, reduzidas velocidades de circulação e maiores pressão e temperatura a que estão submetidas. O teor de substâncias dissolvidas nas águas subterrâneas pode aumentar a medida que prossegue o seu movimento (CETESB, 1998). O monitoramento das águas subterrâneas tem como objetivo básico a verificação da qualidade destas águas, em função das substâncias dissolvidas de origem natural ou antropica, e avaliar sua distribuição espacial e variação temporal (Foster & Gomes, 1989). Segundo Foster et. al. (1993) há uma maior preocupação em relação à contaminação, principalmente de aquíferos livre e aquíferos

semiconfinados. Nestes ambientes os riscos são maiores quando comparados aos aquíferos mais profundos e altamente confinados.

### **1.3 Biomonitoramento de Águas Subterrâneas**

O emprego do monitoramento tradicional para a avaliação de águas subterrâneas e de solos contaminados recuperados consiste na determinação de contaminantes principais, através de métodos analíticos químicos instrumentais. Estes métodos, entretanto, avaliam apenas a presença de uma gama de componentes pré-selecionados. De acordo com Gustavson et. al. (2000), estas análises além de não considerarem a resposta biológica, são de alto custo. Segundo estes autores, o biomonitoramento da água subterrânea pode prover uma medida integrativa da resposta biológica a todas as substâncias constituintes. Esta afirmação é compartilhada por Gälli et. al. (1994), que comentam que, como não é possível analisar todos os contaminantes presentes nas amostras, os ensaios de toxicidade podem ser utilizados para detectar os efeitos das presenças de compostos químicos não analisados rotineiramente.

Segundo Lukasvsky (1992) e Cheung et. al. (1993) as análises químicas do solubilizado de solos contaminados não são suficientes para gerar informações sobre o efeito do impacto ambiental causado pelos poluentes presentes no solo. Metais e outros compostos químicos inorgânicos podem ser adsorvidos em partículas ou compostos orgânicos e, desta forma, a concentração absoluta do elemento não irá refletir o grau de efeito deste sobre os organismos aquáticos. Além disso, as complexas composições destes solubilizados podem resultar em interações entre elementos ou compostos químicos que não podem ser previstos através de análises químicas. Desta maneira, segundo Lukasvsky

(1992), ensaios de toxicidade, preferencialmente com diferentes níveis tróficos, devem ser conduzidos para avaliar a toxicidade do solubilizado de solos para o sistema biológico. Baun et. al. (1999) comentam que o uso de baterias de ensaios de toxicidade com organismos representativos de diferentes níveis tróficos é freqüentemente recomendado como uma ferramenta para estimar a toxicidade de amostras complexas. Segundo os autores, esta estratégia aumenta a probabilidade de detecção de um efeito tóxico específico da amostra, além de aumentar a probabilidade de se obter uma resposta tóxica com organismos de diferentes sensibilidades. Entretanto, é importante considerar que existe a dificuldade em se compreender se as respostas dos ensaios de toxicidade realmente refletem a presença dos contaminantes químicos orgânicos ou simplesmente refletem a interação entre o organismo-teste e fatores como as condições de ensaio ou a matriz da amostra.

Estudos sobre o efeito de poluentes sobre a biota destes ambientes ou ecossistemas subterrâneos como um todo são praticamente inexistentes. Os poucos trabalhos existentes não apresentam consenso em suas conclusões. Mösslacher (2000) avaliando a sensibilidade comparada entre os organismos habitantes de águas subterrâneas e os organismos habitantes de sistemas de águas superficiais comenta que, além das evidentes diferenças morfológicas e fisiológicas entre os organismos, existem diferenças na sensibilidade dos mesmos aos poluentes, concluindo que os organismos de águas subterrâneas apresentam uma maior sensibilidade quando comparados aos organismos de águas superficiais. Mösslacher (2000) concluiu que a alta sensibilidade dos crustáceos de águas subterrâneas a substâncias químicas estressoras sugere que os critérios de qualidade de águas subterrâneas atuais, baseados nas concentrações

máximas permitidas para alguns elementos químicos são insuficientes para proteger estes ambientes, sugerindo que estudos ecotoxicológicos devam ser aplicados para este fim. Bosnak & Morgan (1981), no entanto, não conseguiram apresentar evidências de uma maior sensibilidade dos organismos de ambientes subterrâneos (isopodes) quando comparados aos equivalentes de ambientes superficiais.

Diferentes estudos têm sido realizados utilizando ensaios ecotoxicológicos no monitoramento e no estudo de águas subterrâneas. Twerdok et. al. (1997) realizaram estudo de nove meses, onde avaliaram amostras de águas subterrâneas através de ensaios biológicos e químicos. Os autores utilizaram ensaios de bioluminescência (Microtox), ensaios com o rotífero *Brachionus rubens*, a alga *Selenastrum capricornutum*, o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e o peixe *Pimephales promelas*, além de ensaios mutagênicos (Teste de Ames), teratogênico com sapo, além de análises químicas e físicas. Os autores salientam a importância de uma avaliação ambiental integrada. Segundo estes autores, na aplicação de ensaios de toxicidade com água subterrânea, o uso de algas e Microtox é recomendada, assim como mutagenicidade ou genotoxicidade. Ensaio realizado com *Daphnia* não evidenciaram toxicidade. Os autores enfatizam o fato de que a aplicação de uma bateria de ensaios para avaliação de água subterrânea contaminada não substitui o uso da análise de substâncias químicas específicas, mas sim oferece um suplemento que pode identificar e graduar a toxicidade de uma contaminação química complexa de uma forma mais direta do que as análises químicas isoladas. Segundo estes autores, a estratégia ótima de avaliação de águas subterrâneas deve ser um combinado de ensaios de toxicidade com caracterização química.

Apesar dos ensaios padronizados possíveis de serem utilizados não apresentarem representatividade ecológica no ambiente subterrâneo, é importante ressaltar que águas subterrâneas contaminadas podem alcançar corpos d'água superficiais, onde os ensaios de toxicidade são relevantes. Segundo Brunke & Gonser (1997), hidrologicamente estes ambientes são conectados, podendo a interface água superficial-subterrânea funcionar como fonte ou receptora de material, dependendo do volume e da direção do fluxo. Este fato foi observado por Bruner et. al (1998), que atribuíram a interação entre o aquífero contaminado e um arroio próximo como possível causa da alta toxicidade deste último para anfíbios.

Helma et. al. (1998) avaliaram quarenta e três amostras de água subterrânea de vinte e seis locais através de ensaios de genotoxicidade e ecotoxicidade, além de ensaios químicos e físicos, a fim de comparar componentes químicos responsáveis pela toxicidade e de verificar a possibilidade de substituir ensaios toxicológicos por alguns parâmetros químicos selecionados. Os autores concluíram não ser possível prever o efeito tóxico das amostras de água subterrânea a partir de medidas químicas e físicas isoladas e sugerem que a toxicidade biológica deva ser incluída na rotina de monitoramento, especialmente nas de águas que podem ser utilizadas para o consumo humano.

Baun et. al. (1999 e 2000) avaliaram águas subterrâneas contaminadas por aterros sanitários através de ensaios com a bactéria *Vibrio fischeri*, o microcrustáceo *D. magna*, a alga *S. capricornutum* e ensaio de genotoxicidade com a bactéria *Salmonella typhimurium*. Os resultados demonstraram que a toxicidade das amostras diminuía a medida que estas se distanciavam do aterro. Os autores verificaram que *V. fischeri* e *S. capricornutum* foram as espécies mais sensíveis e concluíram que estes ensaios são ferramentas bastante úteis para

caracterização de amostras de águas subterrâneas e para avaliação de risco destes locais, quando poluídos por misturas químicas complexas.

A eficiência da biorremediação de águas subterrâneas também tem sido avaliada utilizando ensaios de toxicidade. De acordo com Gersberg et. al. (1995), a biorremediação tem recebido atenção especial para a descontaminação de solos e águas subterrâneas. Os processos microbiológicos utilizados nesta técnica podem transformar contaminantes em metabólitos intermediários. O trabalho realizado por Gersberg et. al. (1995) teve como propósito usar os ensaios de toxicidade para avaliar a redução da toxicidade em águas subterrâneas durante a biorremediação *in situ* de um aquífero contaminado com gasolina. Para tal, foram realizados ensaios agudos com microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*. Sendo a gasolina uma complexa mistura de mais de 200 hidrocarbonetos, a identificação e avaliação da toxicidade de cada componente potencialmente tóxico formado como intermediário ou produto final do processo de biodegradação é cara e complexa. Neste sentido, o biomonitoramento pode ser usado como uma eficiente ferramenta para determinar a mudança na toxicidade total associada à biorremediação da mistura química complexa presente nestes locais. Após a remediação, o declínio de BTEX na água subterrânea foi de 81 a 99 %, sendo que a EC50 para *C. dubia* após a remediação passou de 3 a 10% para um valor superior à 20%. A diminuição da toxicidade foi parcialmente explicada pelo desaparecimento do benzeno, tolueno, etilbenzeno e o-,m-,p- xileno, mas outros fatores responsáveis pela toxicidade permaneceram. Assim, os ensaios de toxicidade foram capazes de detectar a diminuição da toxicidade, embora a avaliação de identificação da toxicidade (TIE) conduzidas neste trabalho tenham sido não conclusivas.

Middaugh et. al. (1991) também analisaram amostras de água subterrânea tratada e não tratada por biorremediação contendo altos níveis de pentaclorofenol e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. Esta análise foi realizada através de ensaios de toxicidade e análises químicas. Os autores observaram um decréscimo da concentração de substâncias químicas após o tratamento que foi acompanhado por um decréscimo na teratogenicidade e na toxicidade das amostras.

Gustavson et. al. (2000) avaliaram amostras de águas subterrâneas contaminadas por organoclorados, organofosforados e carbamatos, além de solventes e agentes dispersantes. Entre os objetivos deste trabalho, estavam verificar o potencial da utilização de ensaios de toxicidade, especialmente *in-vitro*, no monitoramento da toxicidade de águas subterrâneas, além de determinar a relação da resposta obtida através dos ensaios de toxicidade com a concentração do contaminante, através de sucessivos tratamentos no sistema de remediação, e de identificar os constituintes químicos responsáveis pela toxicidade para os ensaios *in-vitro*, através da utilização das técnicas descritas por USEPA para identificação e avaliação da toxicidade (TIE). Os autores concluíram que todos os ensaios utilizados (*C. dubia*, *P. promelas*, Partículas Submitocondriais e Microtox) foram capazes de detectar toxicidade na água subterrânea e de detectar a diminuição da contaminação após o tratamento utilizado. O ensaio com *C. dubia* foi o mais sensível dentre todos os ensaios avaliados e os demais apresentaram sensibilidade semelhante entre si. Os ensaios ecotoxicológicos com Microtox são muito utilizados em avaliações de amostras de águas subterrâneas por serem relativamente rápidos. Entretanto, a espécie *Vibrio fischeri*, utilizada para este ensaio, é típica de ambientes marinhos, sendo por este motivo criticado seu uso



em avaliações de amostras de ambientes continentais.

## 2 Objetivos

Esta Tese de Doutorado tem como principais objetivos:

- Verificar a aplicabilidade dos ensaios de toxicidade com organismos-teste padronizados na avaliação da qualidade de águas subterrâneas de ambientes potencialmente impactados;
- Identificar através de ensaios de toxicidade o efeito de águas subterrâneas potencialmente contaminadas sobre diferentes níveis tróficos de organismos-teste padronizados;
- Verificar a correlação dos resultados de toxicidade para diferentes níveis tróficos com a composição química das águas subterrâneas;

### **3 Material e Métodos**

O presente estudo foi desenvolvido em uma área industrial da Região Metropolitana de Porto Alegre, RS, Brasil. A área, ocupada por uma empresa do ramo petroquímico, pertencente ao município de Canoas e esta limitada ao Norte pelo Arroio Sapucaia, ao Oeste pela Rodovia BR 116, ao Sul pela Av. Antônio Frederico Ozanan, e ao Leste por áreas com ocupação predominante residencial.

A configuração geológica da área de estudo determina a existência de dois aquíferos: um aquífero livre, constituído pelo material de aterro que recobrem grande parte do terreno local e camadas sedimentares superficiais, e outro semiconfinado, representado por níveis arenosos descontínuos intercaladas no pacote predominantemente síltico-argiloso de sedimentos quaternários (FAURGS, 2002).

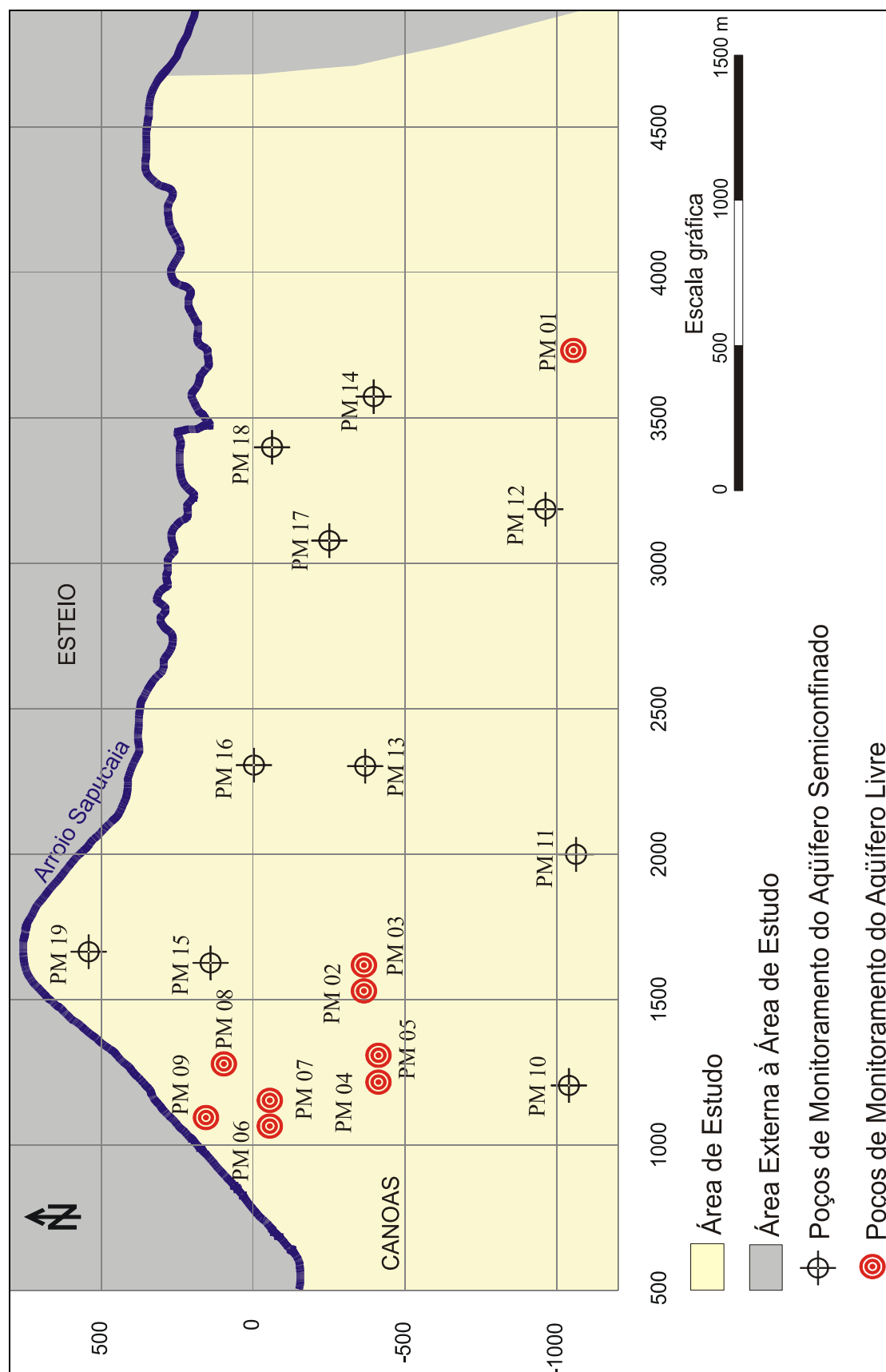
Um total de setenta e cinco amostras de água subterrânea foram coletadas em dezenove poços de monitoramento distribuídos na área de estudo.

Os poços de monitoramento denominados PM 01 a PM 09, caracterizados por poços com captação em profundidades que variam de 2,3 metros a 12 metros de profundidade e permitiram a avaliação da qualidade da água subterrânea do aquífero livre, fornecendo informações acerca do aquífero em escala local. Os poços de monitoramento PM 10 a PM 19, caracterizados por profundidades que variam de 12 metros a 20 metros, por outro lado, permitiram o estudo do aquífero semiconfinado, cujos caracteres químicos das águas resultam do conjunto de processos geoquímicos naturais e de contaminação operantes em

área mais ampla. Por se tratarem de sistemas aquíferos distintos e com conexão hidráulica limitada, os dados aqui apresentados foram tratados em separado.

Os poços de monitoramento PM 01 a PM 09 foram construídos em 1988, enquanto os poços denominados PM 10 a PM 19 foram construídos em 2001. Quando de sua construção, os poços de monitoramento PM 01 a PM 09 foram classificados como captadores de água do aquífero livre e do semiconfinado. Entretanto, em função da delgada camada confinante (aproximadamente 2 metros) apresentar-se de forma descontínua ao longo da área de estudo, e da baixa impermeabilidade apresentada pela mesma em função do percentual de areia presente ( $\pm 30\%$ ) (FAURGS, 2003), os poços de monitoramento PM 01 a PM 09 foram considerados preferencialmente como captadores de água do aquífero livre.

As amostras foram coletadas semestralmente, sendo que o aquífero livre foi amostrado de janeiro de 2001 a janeiro de 2003 e o aquífero semiconfinado de fevereiro de 2002 a janeiro de 2003. Para a definição da frequência amostral foram seguidas as especificações da Licença de Operação (LO) emitida pelo Órgão Ambiental Estadual (FEPAM) para a empresa instalada sobre a área de estudo e conforme sugerido pelo relatório realizado por FUNESP (1998).



**Figura 3** - Localização dos poços de monitoramento do aquífero livre e do aquífero semiconfinado da área de estudo.

Para a realização da amostragem foi utilizada a metodologia proposta no guia Coleta e Preservação de Amostras de Águas (CETESB, 1987).

O esgotamento dos poços de monitoramento foi realizado para a remoção da água estagnada no poço e no pré-filtro, de forma que esta seja substituída pela água da formação. Para a realização desta tarefa, no aquífero livre foi utilizada uma motobomba com vazão de 6.000 litros/hora, pelo período de tempo necessário para a remoção de três vezes o volume do poço ou até o esgotamento do mesmo. Para o aquífero semiconfinado foi utilizada bomba elétrica submersa de três polegadas, com vazão de 1.500 litros/hora, durante um período mínimo de 45 min, garantindo a extração de, no mínimo, seis vezes o volume do poço.

Amostras do aquífero livre foram coletadas 48 horas após o esgotamento dos poços e para o aquífero semiconfinado a espera foi de 24 horas. A diferença no tempo entre os dois ambientes deve-se aos respectivos períodos necessários para reposição das águas nos poços. As amostras foram obtidas com coletadores descartáveis de polietileno, do tipo *Bailer* (**Figura 4**), com volume útil de um litro.



**Figura 4** – Amostrador do tipo *Bailer* utilizado para a coleta de amostras de água subterrânea na área de estudo.

### 3.1 Análises Químicas

As amostras foram analisadas quanto aos valores de pH, condutividade, cloretos, hidrocarbonetos totais, fenóis, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos totais e metais (Cd, Pb, Cu, Cr, Mn, Zn, Hg e Ni). As análises de pH e condutividade foram realizadas em campo, no momento da coleta, por potenciometria direta. Os valores de cloretos foram obtidos pelo método Argentimétrico. Hidrocarbonetos totais e fenóis foram analisados por cromatografia gasosa seguindo a metodologia ISO 9377-2 e ISO 8165-2. Os resultados de nitrogênio amoniacal foram gerados por titulometria com destilação prévia e a análise de sólidos dissolvidos totais por gravimetria. As análises de metais foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica com Forno de Grafite (Cd, Pb, Cr e Ni), Ar-Acetileno (Cu, Mn e Zn) e Geração de Hidretos (Hg). Os parâmetros químicos analisados foram definidos em função da exigência da Licença de Operação (LO) emitida pelo Órgão Ambiental Estadual (FEPAM) para a empresa instalada sobre a área de estudo.

As análises de hidrocarbonetos e Fenóis foram realizadas pelo Laboratório INNOLAB do Brasil (Rio de Janeiro – RJ), e as análises de Cloretos, nitrogênio amoniacal, sólidos dissolvidos totais, e metais totais (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Mn, Zn e Hg) realizadas pelo Laboratório ALAC (Porto Alegre – RS).

### 3.2 Análises Ecotoxicológicas

Os ensaios de toxicidade com a alga *Selenastrum capricornutum* (também conhecida com *Pseudokirchneriella subcapitata* ou *Raphidocelis subcapitata*), com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e com o peixe *Pimephales promelas*, foram realizados baseados em na metodologia apresentada USEPA (1994). Em todos os ensaios as soluções-teste foram compostas de 100% de

amostras de águas subterrâneas, com exceção dos ensaios com *S. capricornutum*, onde a solução-teste foi composta de 97,7% de água subterrânea, acrescentada de 1,3% de solução nutritiva e 1,0% de suspensão algácea.

Para os ensaios de inibição do crescimento com a alga *S. capricornutum* as soluções-teste foram inoculadas com uma suspensão algácea capaz de conferir uma concentração de  $10^4$  cel.mL<sup>-1</sup> em um volume final de 100 mL por réplica. Foram utilizadas 4 réplicas para cada amostra, mantidas a  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  em uma intensidade luminosa de 3.500 lux por 96 horas em constante agitação. Após o período de exposição a densidade algácea foi medida através da leitura da absorbância no comprimento de onda de 684 nm (Rodrigues, 2002) e o resultado comparado ao grupo controle. Foi considerada tóxica a amostra cujo crescimento algal foi estatisticamente inferior ao crescimento observado no grupo controle.

Para os ensaios crônicos com *C. dubia* foram utilizados tubos de ensaios com volume útil de 15 mL, sendo utilizado para cada amostra 10 réplicas com uma fêmea cada. Os ensaios foram mantidos a  $25 \pm 2^\circ\text{C}$  com manutenção realizada a cada dois dias, renovando-se as soluções-teste e fornecendo-se o alimento, composto de *S. capricornutum* na concentração de  $1 \times 10^5$  células.mL<sup>-1</sup> e de ração de artemia fermentada na concentração de 12 a 14 mg.L<sup>-1</sup>. Ao final de sete dias o número de neonatos produzidos em cada amostra foram comparados ao total produzido pelo grupo controle. Foi considerada tóxica a amostra cuja sobrevivência e o número de neonatos produzidos foi estatisticamente inferior ao observado no grupo controle.

Para os ensaios de sobrevivência e crescimento corporal com *P. promelas* os organismos foram expostos às amostras pelo período de sete dias,



com renovação diária das soluções. Nauplios de artêmia foram disponibilizados duas vezes ao dia, em igual quantidade para cada amostra. Ao final dos sete dias o crescimento corporal (peso) e a sobrevivência dos organismos expostos a cada amostra foram comparadas ao grupo controle. Foi considerada tóxica a amostra cuja sobrevivência e o crescimento corporal dos organismos foi estatisticamente inferior ao observado no grupo controle.

Todos os ensaios de toxicidade foram realizados nas instalações do Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Ecologia da UFRGS.

### **3.3 Valores de Referência**

Os resultados dos parâmetros químicos avaliados foram comparados, quando possível, a diferentes concentrações tidas como valores de referência. Foram utilizados os valores da Portaria 1469/00 do Ministério da Saúde (Potabilidade) (Brasil, 2000), os valores de alerta (T) da Lista Holandesa (VROM, 1994), além da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (Brasil, 1986).

Entre as três possibilidades de valores apresentadas na Lista Holandesa (Valores de referência, Valores de alerta e Valores de intervenção) optou-se pelos valores de alerta por serem os valores médios entre os valores de referência (solos/água "naturais") e os valores de intervenção (limite para riscos para a saúde e ambiente), indicando uma possível alteração na qualidade natural das águas subterrâneas. Foram utilizados os dados da Lista Holandesa com teores de argila e matéria orgânica iguais a zero por serem desconhecidos estes percentuais no solo da área de estudo.

Conforme sugerido por USEPA (2002) as fontes de águas subterrâneas podem ser utilizadas como água de diluição de ensaios de toxicidade e para manutenção de cultivos dos organismos em laboratório. Esta

sugestão é baseada no potencial apresentado pelas águas subterrâneas para suportar a vida aquática. Desta forma, os valores de referência da classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA foram utilizados por ser esta a classe de mais alta qualidade destinada, entre outros objetivos, à proteção das comunidades aquáticas.

Os valores de referência da Portaria 1469/00 do Ministério da Saúde foram utilizados por considerar-se o potencial uso das águas subterrâneas como fonte de abastecimento público. Esta consideração justifica-se também pelo levantamento apresentado por FAURGS (2002) que relata um total de 569 poços tubulares distribuídos num raio de 2.000 m no entorno da área de estudo, os quais têm uso residencial dominante (81,5%) e, em menor escala, comercial (6,5%), industrial (2,6%) e público (0,9%).

Parâmetros analisados e não detectados em nenhuma amostra não foram representados graficamente.

### **3.4 Análise Estatística**

Após a execução dos ensaios de toxicidade, o caráter de tóxico ou não-tóxico foi conferido às amostras com auxílio do programa computacional “TOXSTAT 3.3 Computer Program” (Gulley *et al.*, 1991), determinando estatisticamente as amostras que apresentaram diferença estatisticamente significativa em relação aos grupos controle.

Visando determinar as diferenças químicas nas águas subterrâneas do aquífero livre e semiconfinado, os níveis de concentração dos parâmetros químicos analisados foram comparados através do teste não paramétrico Mann-Whitney, utilizando como medida de comparação não apenas a mediana (percentil 50), mas também os percentis 25 e 75%.

Na tentativa de obter-se dados que auxiliassem na interpretação dos resultados dos ensaios de toxicidade para os dois ambientes estudados, as concentrações verificadas para os parâmetros avaliados em cada amostra foram comparadas em relação a presença ou ausência de toxicidade para os três níveis tróficos, com auxílio do teste não paramétrico Mann-Whitney, utilizando como medida de comparação não apenas a mediana (percentil 50), mas também os percentis 25 e 75%.

O grau de relacionamento entre os níveis de concentração dos parâmetros químicos avaliados e os resultados dos ensaios de toxicidade foram medidos através do coeficiente de correlação de Spearman. Como medida da toxicidade foram utilizados, para os três níveis tróficos, as diferenças percentuais entre os grupos controles e os grupos expostos a cada uma das amostras avaliadas.

Todas as análises estatísticas envolvendo os parâmetros químicos avaliados foram não-paramétricas em função da grande variabilidade dentro de cada parâmetro, pelo pequeno número de repetições em cada ambiente e pela grande quantidade de valores não detectados encontrados nas análises químicas realizadas.

A estruturação do banco de dados e as análises estatísticas foram realizadas no software SPSS versão 11.0.

## 4 Resultados

### 4.1 Avaliação Química das Águas Subterrâneas da Área de Estudo

#### 4.1.1 Variabilidade dos Resultados Químicos

A grande frequência de resultados “Não Detectados” encontrados para cada um dos poços de monitoramento do aquífero livre (**Tabela 1**) e para os poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (**Tabela 2**) em conjunto com a variabilidade dos resultados obtidos em cada um dos poços destes ambientes dificultaram uma interpretação da área de estudo de forma individual para cada poço de monitoramento, além de limitarem as possibilidades na análise estatística aplicada. Desta forma, os resultados aqui apresentados serão, inicialmente, baseados na avaliação dos dois ambientes estudados, aquífero livre e aquífero semiconfinado, considerando os poços de monitoramento como unidades amostrais dos respectivos ambientes.

A grande variabilidade nos dados da maioria dos parâmetros ao longo do período de amostragem é apresentada na **Tabela 3** e na **Tabela 4** para o aquífero livre e aquífero semiconfinado, respectivamente. Apenas parâmetros como pH e condutividade elétrica apresentaram coeficientes de variação (CV) baixos ao longo do período de amostragem para um mesmo poço de monitoramento.

O coeficiente de variação do pH para o aquífero livre variou de 2,2% (PM 09) a 11,7% (PM 01). Para o aquífero semiconfinado a variação observada foi de 1,0% (PM10) a 21,1% (PM12).

A condutividade elétrica do aquífero livre apresentou uma variação relativamente baixa ao longo do período de amostragem, com oito dos nove poços apresentando coeficientes de variação inferiores a 20%. O coeficiente de variação mínimo foi 2,1% (PM 01) e o máximo 108,9% (PM 05). Para o aquífero semiconfinado a variação da condutividade entre as campanhas amostrais foi maior, com apenas três poços de monitoramento com variação inferior a 20%. Os coeficientes de variação mínimo e máximo para a condutividade dos poços do aquífero semiconfinado foram 1,6% (PM 10) e 113,4% (PM 18), respectivamente.

**Tabela 1** – Resultados dos parâmetros químicos analisados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (PM 01 a PM 09) da área de estudo ao longo das cinco campanhas amostrais.

		Nitrog. Amoniacal mg. L <sup>-1</sup>	Cloretos mg. L <sup>-1</sup>	Conduktiv. <sup>1</sup> μS.cm <sup>-1</sup>	Fenóis μg. L <sup>-1</sup>	Hidrocarb. mg. L <sup>-1</sup>	pH	Sólidos Dissolvidos mg. L <sup>-1</sup>	Cd mg. L <sup>-1</sup>	Cr mg. L <sup>-1</sup>	Cu mg. L <sup>-1</sup>	Hg mg. L <sup>-1</sup>	Mn mg. L <sup>-1</sup>	Ni mg. L <sup>-1</sup>	Pb mg. L <sup>-1</sup>	Zn mg. L <sup>-1</sup>
PM 01	jan/01	2,6	8,6	35	ND	7,1	5,7	151	ND	ND	ND	ND	0,194	ND	ND	ND
PM 02	jan/01	0,86	5,6	727	ND	6,6	6,8	503	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,009	ND
PM 03	jan/01	0,86	10	554	ND	5,2	6,8	369	ND	ND	ND	ND	0,947	ND	ND	ND
PM 04	jan/01	0,86	12	100	ND	5,7	5,9	217	ND	ND	ND	ND	0,082	ND	0,010	ND
PM 05	jan/01	2,6	109	3530	ND	0,4	8,6	2260	ND	ND	ND	ND	0,083	ND	0,065	0,024
PM 06	jan/01	0,86	7,6	407	ND	1,9	7,1	313	ND	ND	ND	ND	0,156	ND	ND	ND
PM 07	jan/01	3,4	15	492	ND	1,5	6,3	328	ND	ND	ND	ND	0,302	ND	ND	ND
PM 08	jan/01	1,7	8,6	717	ND	1,3	6,7	544	ND	ND	ND	ND	0,501	ND	ND	ND
PM 09	jan/01	1,7	14	439	ND	1,2	6,3	536	ND	ND	ND	ND	0,739	ND	ND	ND
PM 01	ago/01	1,7	2,0	34,3	2,3	ND	4,2	22	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM 02	ago/01	1,7	ND	606	0,14	ND	6,8	364	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM 03	ago/01	1,0	2,8	549	0,3	0,3	7,1	313	ND	ND	ND	ND	0,920	ND	ND	ND
PM 04	ago/01	1,0	4,6	99,3	0,38	ND	6,2	57	ND	ND	ND	ND	0,080	ND	ND	ND
PM 05	ago/01	1,4	42	192	4,8	ND	8,2	1110	ND	ND	ND	ND	0,070	ND	ND	ND
PM 06	ago/01	1,9	4,2	429	0,51	101,7	6,0	204	ND	ND	ND	ND	2,25	ND	ND	ND
PM 07	ago/01	6,1	2,2	374	ND	158,5	6,0	197	ND	ND	ND	ND	0,360	ND	ND	ND
PM 08	ago/01	2,5	ND	603	0,17	26,9	6,9	313	ND	ND	ND	ND	0,620	ND	ND	ND
PM 09	ago/01	2,2	4,8	341	0,12	112,3	6,1	322	ND	ND	ND	ND	0,600	ND	ND	ND
PM 01	jan/02	1,4	1,9	34	ND	ND	4,7	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM 02	jan/02	3,9	ND	648	ND	ND	7,1	481	ND	ND	ND	ND	0,080	ND	ND	ND
PM 03	jan/02	3,6	3,2	544	ND	ND	6,9	432	ND	ND	ND	ND	0,890	ND	ND	ND
PM 04	jan/02	3,9	4,7	94	ND	ND	5,8	73	ND	ND	ND	ND	0,130	ND	ND	ND
PM 05	jan/02	4,5	94	21	ND	ND	7,8	1140	ND	ND	ND	ND	0,080	ND	ND	0,090
PM 06	jan/02	9,2	ND	398	17,8	ND	6,0	322	ND	ND	ND	ND	0,370	ND	ND	ND
PM 07	jan/02	5,3	201	365	ND	ND	6,1	306	ND	ND	ND	ND	0,280	ND	ND	ND
PM 08	jan/02	5,8	ND	646	ND	ND	7,2	508	ND	ND	ND	ND	0,680	ND	ND	ND
PM 09	jan/02	5,6	5,5	341	ND	ND	6,3	279	ND	ND	ND	ND	0,660	ND	ND	*
PM 01	ago/02	ND	2,0	34	ND	ND	5,3	30	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,027
PM 02	ago/02	ND	ND	458	ND	ND	6,8	200	0,004	ND	ND	ND	0,367	0,044	ND	0,131
PM 03	ago/02	ND	ND	399	ND	ND	6,7	180	ND	ND	ND	ND	0,114	ND	ND	0,070
PM 04	ago/02	ND	4,0	98	ND	ND	6,2	50	0,006	ND	ND	ND	0,070	0,183	ND	0,021
PM 05	ago/02	ND	38	1370	ND	ND	8,0	560	0,005	ND	ND	ND	0,210	0,069	ND	0,080
PM 06	ago/02	ND	ND	325	ND	ND	7,4	20	0,004	ND	ND	ND	0,260	ND	ND	ND
PM 07	ago/02	ND	8,0	358	ND	ND	6,2	130	0,003	ND	ND	ND	0,324	0,177	ND	0,364
PM 08	ago/02	ND	2,0	518	ND	ND	7,0	120	0,004	ND	ND	ND	0,364	ND	ND	0,046
PM 09	ago/02	ND	7,0	344	ND	ND	6,5	70	0,004	ND	ND	ND	0,737	ND	ND	ND
PM 01	jan/03	ND	2,0	33	ND	ND	5,3	170	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PM 02	jan/03	ND	ND	689	ND	ND	7,2	160	ND	ND	ND	ND	0,070	ND	ND	ND
PM 03	jan/03	ND	22	533	ND	ND	7,3	210	ND	ND	ND	ND	0,960	ND	ND	ND
PM 04	jan/03	ND	38	105	ND	ND	5,9	80	ND	ND	ND	ND	0,140	ND	ND	ND
PM 05	jan/03	ND	2,0	1316	ND	ND	8,1	420	ND	ND	ND	ND	0,080	ND	ND	ND
PM 06	jan/03	ND	6,0	512	ND	ND	7,1	90	ND	ND	ND	ND	0,240	ND	ND	ND
PM 07	jan/03	ND	3,0	365	ND	ND	6,9	210	ND	ND	ND	ND	0,280	ND	ND	ND
PM 08	jan/03	ND	7,0	583	ND	ND	7,1	170	ND	ND	ND	ND	0,460	ND	ND	ND
PM 09	jan/03	ND	ND	355	ND	ND	6,3	240	ND	ND	ND	ND	0,620	ND	ND	ND
<b>Limite de Detec.</b>		0,1	1,0	-	0,05	0,001	-	0,5	0,001	0,001	0,01	0,001	0,01	0,02	0,001	0,01

ND – Resultado não detectado

\* - Resultado não analisado

**Tabela 2** – Resultados dos parâmetros químicos analisados nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (PM 10 a PM 19) da área de estudo ao longo das três campanhas amostrais.

		Nitrog. Amoniacal mg. L <sup>-1</sup>	Cloreto mg. L <sup>-1</sup>	Conduktiv. <sup>1</sup> μS.cm <sup>-1</sup>	Fenóis μg. L <sup>-1</sup>	Hidrocarb. mg. L <sup>-1</sup>	pH	Sólidos Dissolvidos mg. L <sup>-1</sup>	Cd mg. L <sup>-1</sup>	Cr mg. L <sup>-1</sup>	Cu mg. L <sup>-1</sup>	Hg mg. L <sup>-1</sup>	Mn mg. L <sup>-1</sup>	Ni mg. L <sup>-1</sup>	Pb mg. L <sup>-1</sup>	Zn mg. L <sup>-1</sup>
PM 10	fev/02	ND	1,4	63	ND	ND	6,0	51	ND	ND	ND	ND	0,130	ND	ND	0,105
PM 11	fev/02	0,80	5,1	65	ND	ND	6,7	54	ND	ND	ND	ND	0,290	ND	ND	0,117
PM 12	fev/02	0,80	3,4	92	ND	ND	8,2	290	ND	ND	ND	ND	0,950	ND	0,042	0,097
PM 13	fev/02	0,60	20	241	4	ND	5,7	66	ND	ND	ND	ND	0,510	ND	0,027	0,108
PM 14	fev/02	ND	3,4	191	ND	ND	7,2	126	ND	0,015	ND	ND	0,630	ND	0,014	0,088
PM 15	fev/02	ND	4,4	303	ND	0,003	7,7	354	ND	0,021	ND	ND	0,170	ND	0,054	0,086
PM 16	fev/02	ND	4,2	147	ND	ND	6,9	211	ND	ND	ND	ND	0,800	ND	ND	0,070
PM 17	fev/02	ND	5,1	422	ND	ND	6,9	102	ND	0,012	ND	ND	1,10	ND	0,030	0,070
PM 18	fev/02	0,80	6,1	387	ND	ND	9,1	256	ND	ND	ND	ND	0,270	ND	0,012	0,072
PM 19	fev/02	ND	7,1	*	ND	0,006	7,9	326	ND	ND	ND	ND	0,650	ND	ND	0,084
PM 10	ago/02	ND	4,0	64	ND	ND	6,1	450	0,003	ND	ND	ND	0,280	ND	ND	0,056
PM 11	ago/02	ND	2,0	32	ND	ND	5,4	40	ND	ND	ND	ND	0,545	ND	ND	0,040
PM 12	ago/02	ND	3,0	197	ND	ND	6,5	70	ND	ND	ND	ND	1,13	ND	ND	0,038
PM 13	ago/02	ND	17	212	ND	ND	5,8	90	0,004	ND	ND	ND	1,11	ND	ND	0,034
PM 14	ago/02	ND	3,0	92	ND	ND	6,5	200	0,005	ND	ND	ND	0,116	ND	ND	0,085
PM 15	ago/02	ND	3,0	420	ND	ND	7,1	20	0,003	ND	ND	ND	0,117	0,074	ND	0,080
PM 16	ago/02	ND	3,0	278	ND	ND	7,4	150	0,003	ND	ND	ND	0,575	ND	ND	0,024
PM 17	ago/02	ND	2,0	88	ND	ND	6,4	400	ND	ND	ND	ND	0,487	ND	ND	ND
PM 18	ago/02	ND	5,0	74	ND	ND	6,2	390	ND	ND	ND	ND	0,240	0,029	ND	0,074
PM 19	ago/02	ND	7,0	390	ND	ND	7,2	110	ND	ND	ND	ND	0,320	0,059	ND	0,021
PM 10	jan/03	ND	ND	62	ND	ND	6,0	370	ND	ND	ND	ND	0,024	ND	ND	ND
PM 11	jan/03	ND	8,9	37	ND	ND	6,0	90	ND	ND	0,017	ND	0,401	ND	ND	0,023
PM 12	jan/03	ND	ND	106	ND	ND	5,4	120	ND	ND	ND	ND	0,764	ND	ND	ND
PM 13	jan/03	ND	ND	161	ND	ND	6,9	180	ND	ND	0,02	ND	0,480	ND	ND	0,025
PM 14	jan/03	ND	ND	199	ND	ND	6,9	220	ND	ND	ND	ND	0,543	ND	ND	ND
PM 15	jan/03	0,20	ND	95	ND	ND	6,5	190	ND	ND	ND	ND	0,216	ND	ND	ND
PM 16	jan/03	ND	ND	428	ND	ND	7,5	60	ND	ND	ND	ND	0,415	ND	ND	ND
PM 17	jan/03	0,21	ND	92	ND	ND	6,5	170	ND	ND	ND	ND	0,246	ND	ND	ND
PM 18	jan/03	0,19	ND	42,6	ND	ND	8,8	210	ND	ND	ND	ND	0,055	ND	ND	ND
PM 19	jan/03	ND	5,0	423	ND	ND	9,0	140	ND	ND	ND	ND	0,719	ND	ND	ND
<b>Limite de Detec.</b>		0,1	1,0	-	0,05	0,001	-	0,5	0,001	0,001	0,01	0,001	0,01	0,02	0,001	0,01

ND – Resultado não detectado

\* - Resultado não analisado

**Tabela 3** – Coeficientes de Variação (CV) dos parâmetros químicos detectados nas análises realizadas nos nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo ao longo das cinco campanhas amostrais. Valores expressos em %.

Poços	Nitrog. Amoniacal	Cloretos	Condutiv.	Fenóis	Hidrocarb.	pH	Sólidos Dissolvidos	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
PM 01	87,6	90,0	2,1	212,0	223,5	11,7	91,0	*	*	*	197,5	*	*	104,7
PM 02	115,5	149,9	16,6	107,1	223,5	2,8	46,1	130,4	*	*	142,7	90,5	171,2	186,6
PM 03	123,7	113,4	12,7	153,7	209,2	3,5	35,2	*	*	*	47,7	*	*	161,5
PM 04	128,3	115,4	4,0	165,4	223,5	3,1	72,4	153,7	*	*	32,0	173,5	176,2	87,3
PM 05	104,7	76,9	108,9	217,9	222,2	3,6	66,0	143,7	*	*	56,5	121,0	215,3	101,1
PM 06	156,7	85,4	16,2	214,8	218,5	9,9	70,5	130,4	*	*	136,6	*	*	*
PM 07	92,5	189,3	14,5	*	221,0	5,6	34,9	111,8	*	*	10,9	172,1	*	209,0
PM 08	112,7	102,7	12,1	120,1	211,0	2,8	58,0	130,4	*	*	24,1	*	*	138,9
PM 09	66,8	76,0	11,6	96,6	220,7	2,2	58,0	130,4	*	*	9,6	*	*	*
CV Medio	109,8	111,0	22,1	160,9	219,2	5,0	59,1	133,0	*	*	73,1	139,3	187,6	141,3
CV Min	66,8	76,0	2,1	96,6	209,2	2,2	34,9	111,8	*	*	9,6	90,5	171,2	87,3
CV Max	156,7	189,3	108,9	217,9	223,5	11,7	91,0	153,7	*	*	197,5	173,5	215,3	209,0

\* - Parâmetro não detectado (ND) em nenhuma amostra do referido Poço de Monitoramento

**Tabela 4** – Coeficientes de Variação (CV) dos parâmetros químicos detectados nas análises realizadas nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo ao longo das três campanhas amostrais. Valores expressos em %.

Poços	Nitrog. Amoniacal	Cloretos	Condutiv.	Fenóis	Hidrocarb.	pH	Sólidos Dissolvidos	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
PM 10	*	92,4	1,6	*	*	1,0	72,7	108,3	*	*	88,9	*	*	90,4
PM 11	102,3	64,8	39,8	*	*	10,8	42,1	*	*	77,0	31,0	*	*	83,5
PM 12	102,3	68,3	43,3	*	*	21,1	72,1	*	*	*	19,3	*	167,2	99,9
PM 13	86,6	84,0	19,8	170,0	*	10,9	53,7	121,2	*	86,6	50,8	*	163,9	81,8
PM 14	*	68,3	37,1	*	*	5,1	27,2	129,9	157,0	*	64,0	*	155,9	79,3
PM 15	17,3	75,0	60,4	*	108,3	8,5	88,8	108,3	161,4	*	29,5	117,9	168,5	79,2
PM 16	*	73,5	49,5	*	*	4,4	54,1	108,3	*	*	32,4	*	*	101,3
PM 17	20,4	92,6	95,5	*	*	4,0	69,7	*	153,2	*	72,1	*	164,8	140,7
PM 18	95,9	76,7	113,4	*	*	19,9	32,8	*	*	*	61,8	67,2	153,2	78,0
PM 19	*	18,6	5,7	*	136,1	11,3	60,9	*	*	*	37,9	107,4	*	113,9
CV Medio	70,8	71,4	46,6	170,0	122,2	9,7	57,4	115,2	157,2	81,8	48,8	97,5	162,2	94,8
CV Min	17,3	18,6	1,6	170,0	108,3	1,0	27,2	108,3	153,2	77,0	19,3	67,2	153,2	78,0
CV Max	102,3	92,6	113,4	170,0	136,1	21,1	88,8	129,9	161,4	86,6	88,9	117,9	168,5	140,7

\* - Parâmetro não detectado (ND) em nenhuma amostra do referido Poço de Monitoramento

#### 4.1.2 Caracterização Química da Água Subterrânea da Área de Estudo

Uma visão mais clara da variabilidade dos dados obtidos pode ser verificada nas representações gráficas dos resultados das análises químicas realizadas nos poços de monitoramento do aquífero livre e semiconfinado da área de estudo ao longo do período de avaliação (**Figura 5** a **Figura 18**). A cada gráfico são apresentados, quando disponível, os valores de referência brasileiros e estrangeiros utilizados para água subterrânea: Portaria 1469/00 do Ministério da

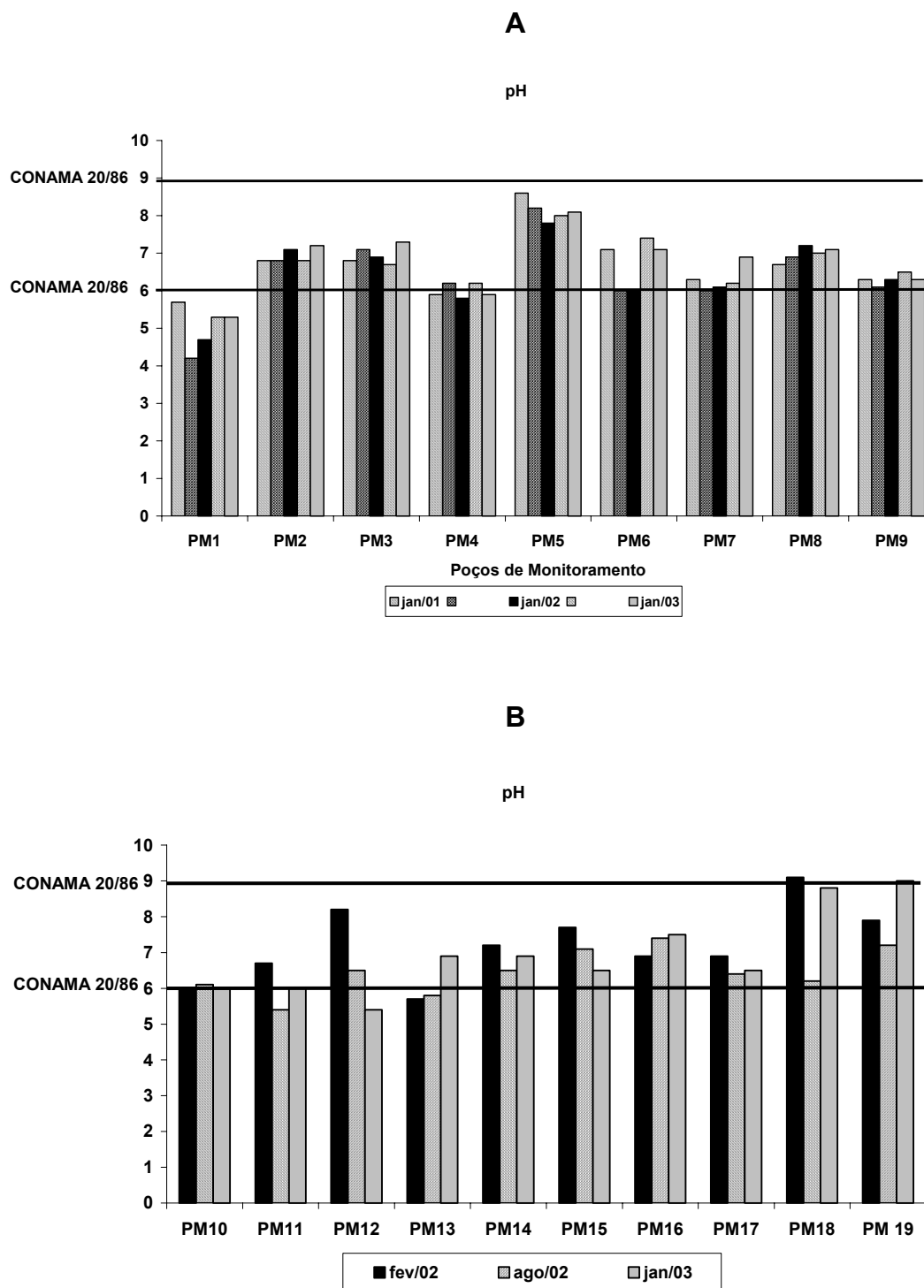


Saúde (Potabilidade) (Brasil, 2000) e Lista Holandesa (VROM, 1994), além da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (Brasil, 1986). Os parâmetros analisados e não apresentados graficamente referem-se aos resultados não detectados pelos respectivos métodos analíticos em nenhuma das amostras avaliadas.

A visualização dos gráficos das **Figura 5** a **Figura 18** permitem verificar também, para alguns parâmetros, diferenças nos dois aquíferos avaliados na área de estudo, não somente na amplitude de seus valores, quanto também em relação aos valores de referência apresentados.

#### 4.1.2.1 pH

Como pode ser verificado na **Figura 5**, tanto as amostras do aquífero livre (A) quanto as amostras do aquífero semiconfinado (B) apresentam poucos valores de pH fora dos limites definidos na Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (pH 6 a pH 9). Apenas o PM 01 do aquífero livre apresenta uma clara tendência a valores mais baixos de pH (média = 5,0). Os demais poços de monitoramento do aquífero livre apresentam pouca variação entre os valores de pH, com médias superiores ou iguais ao limite inferior da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (pH 6,0). Para o aquífero semiconfinado todos os poços de monitoramento apresentaram valores médios de pH acima do limite inferior da Resolução 20/86 do CONAMA. Os poços de monitoramento PM 18 e PM 19 apresentaram, respectivamente, uma única amostra com valores superiores ao limite superior da Resolução 20/86 do CONAMA.



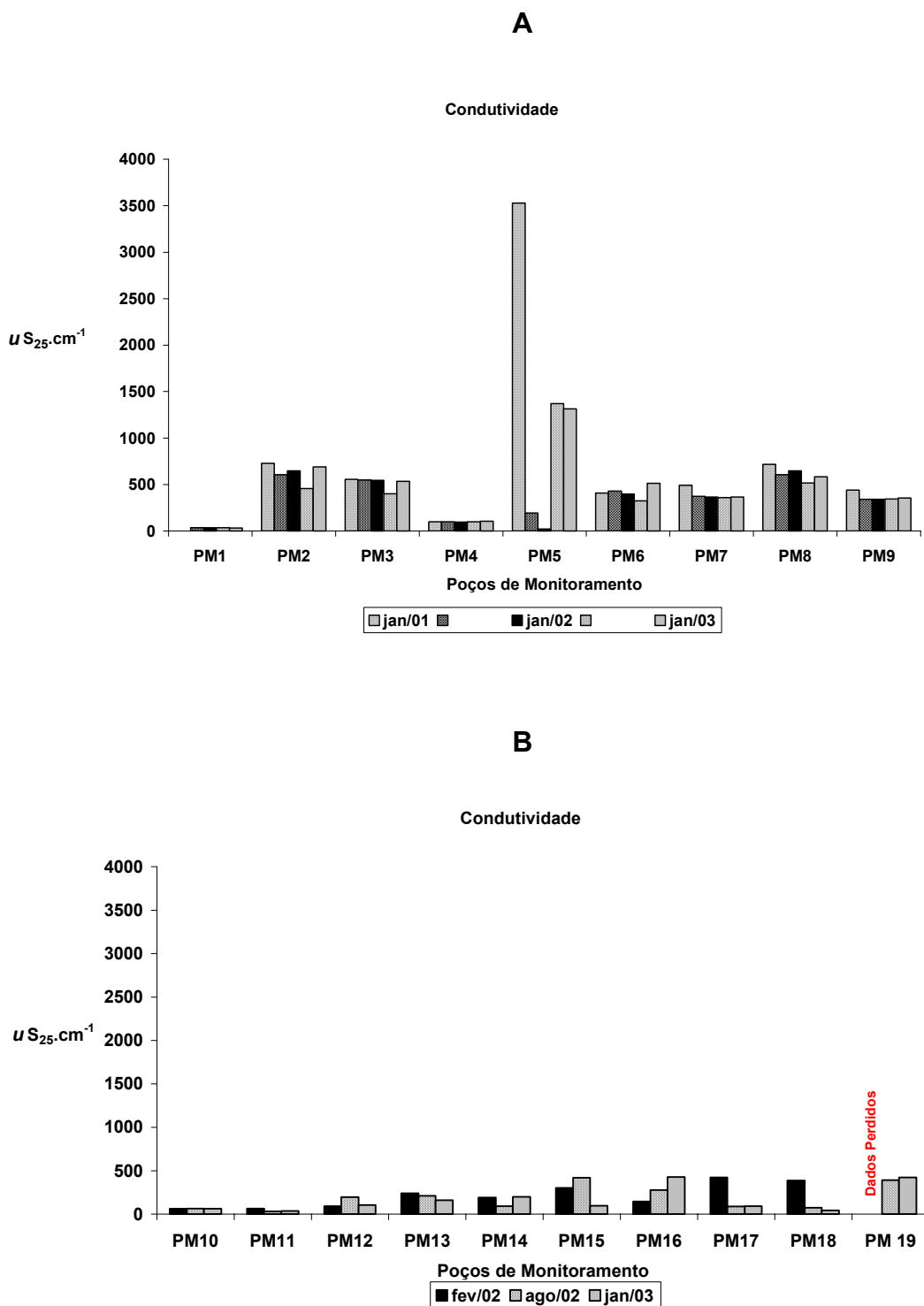
**Figura 5** - Representação gráfica dos resultados de pH observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

#### 4.1.2.2 Condutividade elétrica

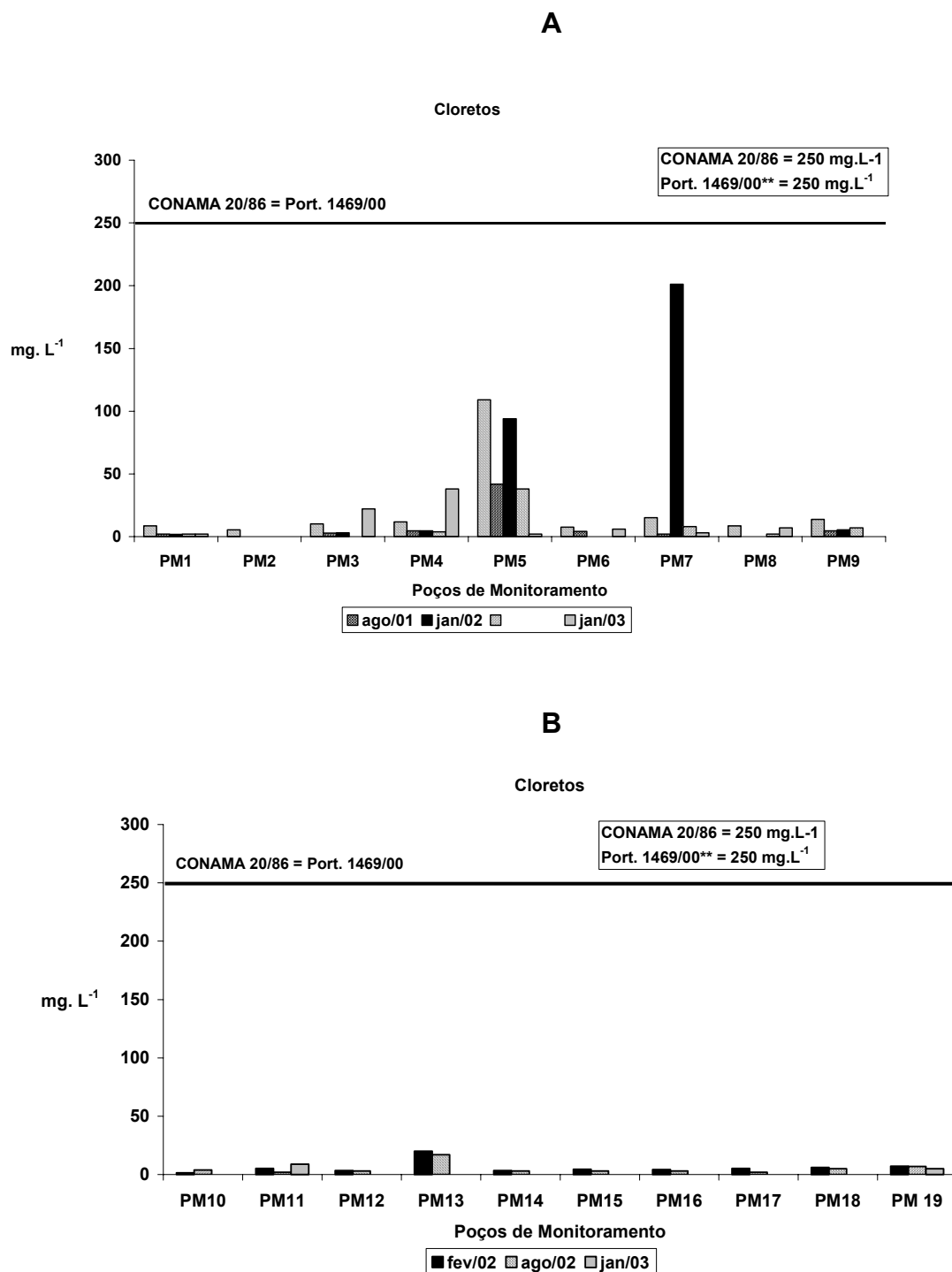
Os valores de referência consultados neste trabalho não apresentam limites para a condutividade elétrica. Entretanto, a visualização dos gráficos da **Figura 6** demonstram claramente a diferença entre os dois ambientes no que se refere a este parâmetro. Para o aquífero livre são observados valores de condutividade superiores a  $400 \mu\text{S}_{25}.\text{cm}^{-1}$  em 50% das amostras. Para o aquífero semiconfinado este percentual reduz para 14%. Deve ser destacada aqui a forte tendência do PM 05 do aquífero livre em apresentar valores elevados de condutividade, e a proximidade deste poço de monitoramento com uma Estação de Tratamento de Efluentes existente na área de estudo.

#### 4.1.2.3 Cloretos

Os dados de cloretos observados para os dois ambientes estudados (**Figura 7**) apresentam-se dentro dos valores de referência citados: Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $250 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e para o padrão de aceitação da água para consumo humano da Portaria 1469/00 ( $250 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Entretanto, observa-se a tendência a valores mais elevados no PM 05 do aquífero livre, e uma ocorrência episódica no PM 07 do mesmo aquífero.



**Figura 6** - Representação gráfica dos resultados de Condutividade observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003.



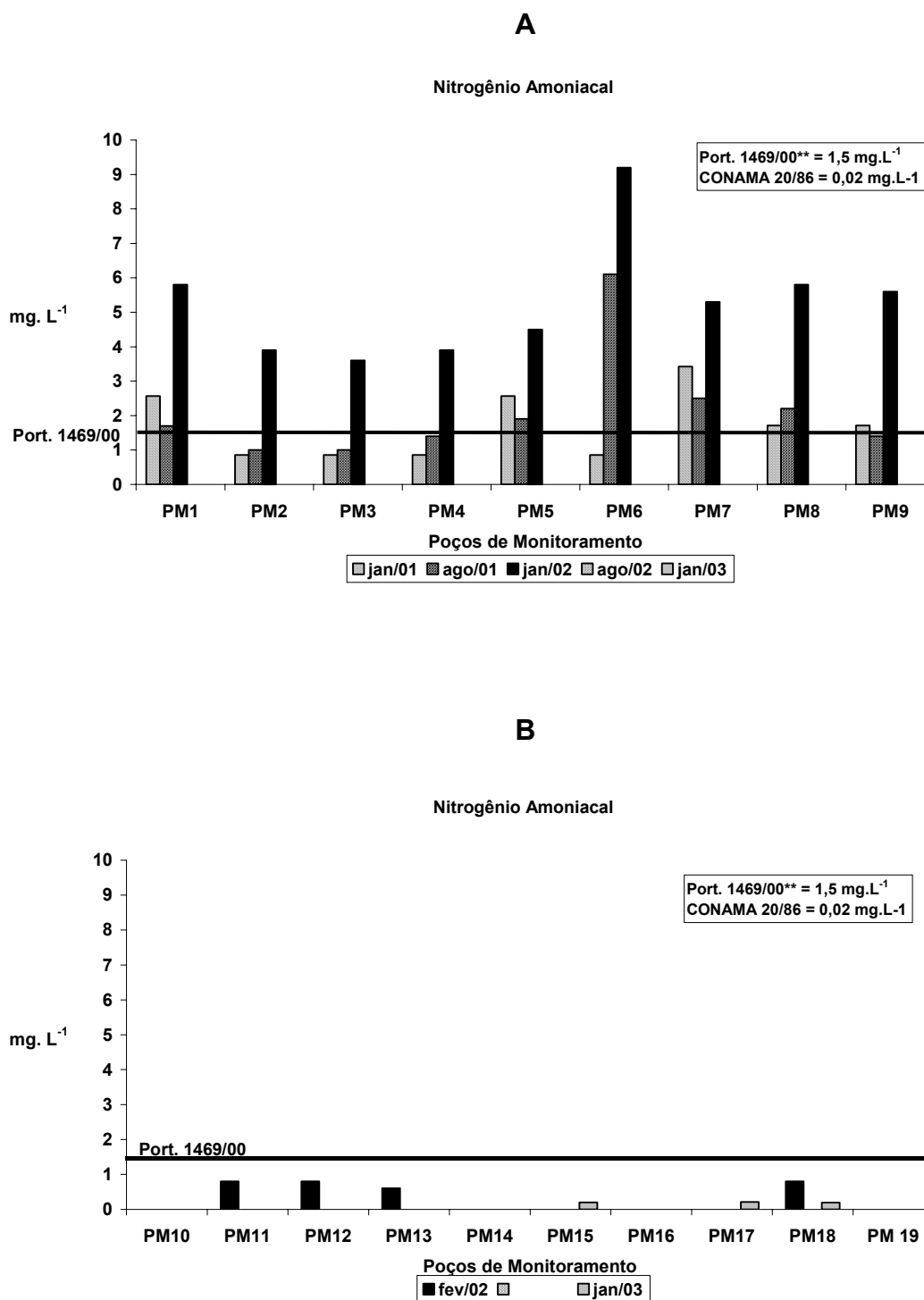
**Figura 7** - Representação gráfica dos resultados de Cloretos observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. (Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).

#### 4.1.2.4 Nitrogênio Amoniacal

Os valores de Nitrogênio Amoniacal encontrados nos poços de monitoramento do aquífero livre (**Figura 8**) demonstram a clara tendência deste ambiente em apresentar valores mais elevados para este parâmetro, quando comparado ao aquífero semiconfinado. Apesar do nitrogênio amoniacal não ter sido detectado nas duas últimas campanhas amostrais, quando detectado, o parâmetro apresentou-se acima do valor de referência da Portaria 1469/00 ( $1,5\text{mg.L}^{-1}$ ) em 67% dos casos. Para o aquífero semiconfinado indícios de nitrogênio amoniacal foram detectados em alguns poços de monitoramento, sempre abaixo do valor de referência da Portaria 1469/00. Cabe ressaltar aqui que tanto o valor de referência definido pela Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,02\text{ mg.L}^{-1}$ ) como a Portaria 1469/00 referem-se a concentração de amônia não ionizável ( $\text{NH}_3$ ), e não amônia total, reportada neste trabalho.

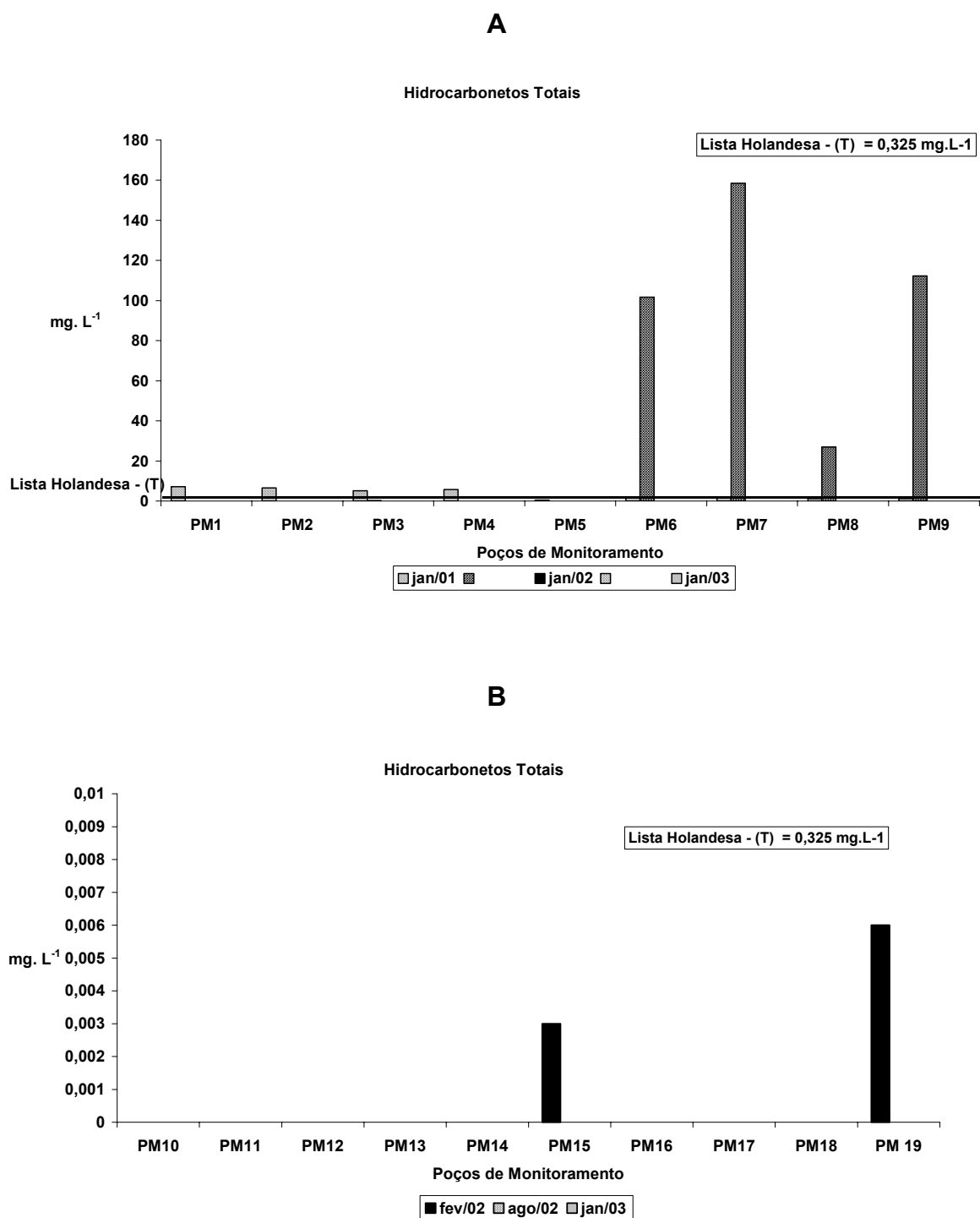
#### 4.1.2.5 Hidrocarbonetos Totais

Os poços de monitoramento do aquífero livre apresentaram alguns episódios isolados de contaminação por Hidrocarbonetos Totais (**Figura 9**). Valores elevados e muito superiores ao valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,325\text{mg.L}^{-1}$ ) foram observados nas duas primeiras campanhas amostrais, alertando para uma possibilidade de contaminação da área de estudo prévia ao início do período de coleta. Valores de hidrocarbonetos acima do limite de detecção do método foram encontrados para o aquífero semiconfinado apenas em duas amostras, sempre abaixo do valor de alerta da Lista Holandesa.



**Figura 8** - Representação gráfica dos resultados de nitrogênio amoniacal observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).



**Figura 9** - Representação gráfica dos resultados de Hidrocarbonetos Totais observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).

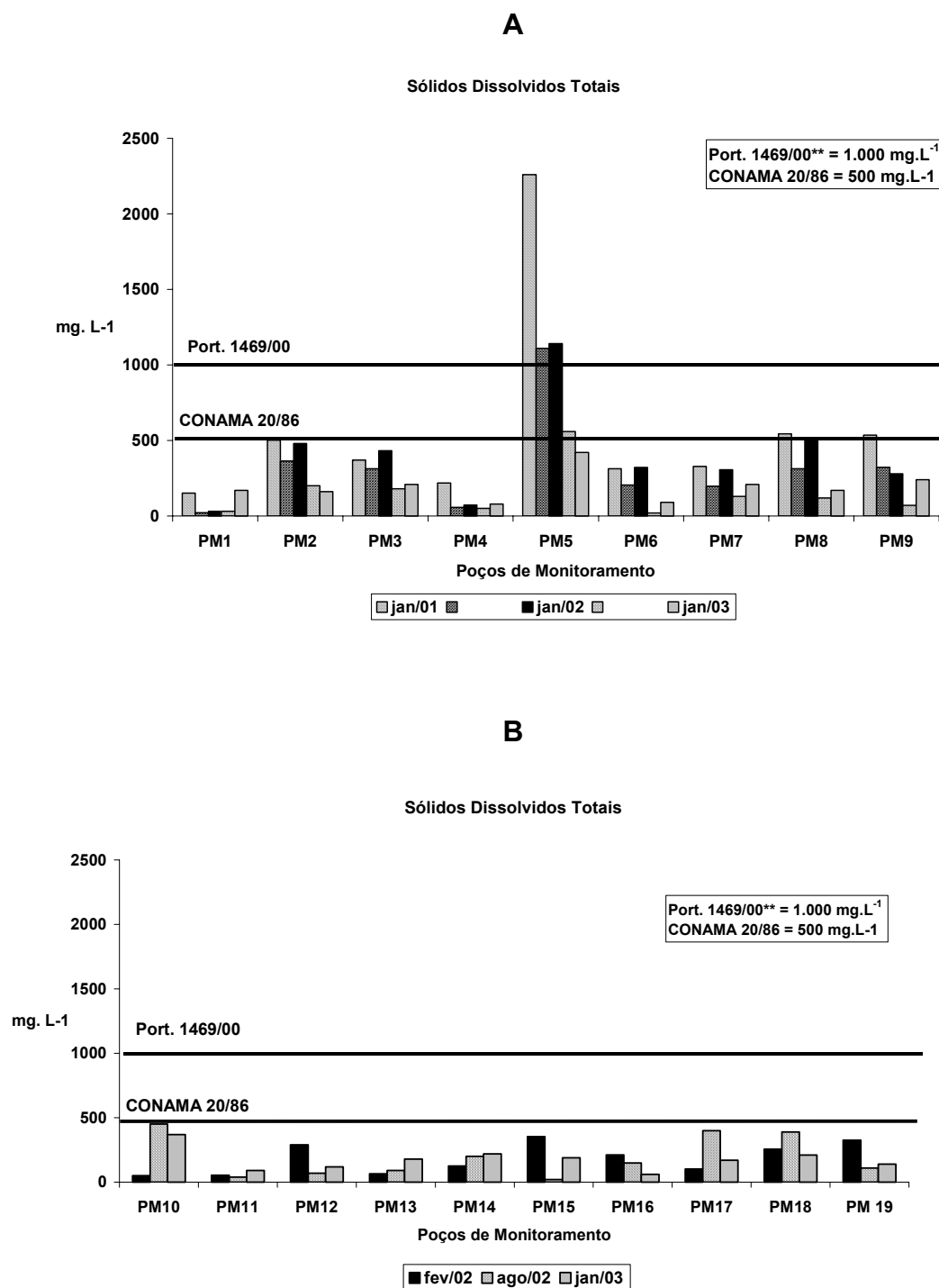


#### 4.1.2.6 Sólidos Dissolvidos Totais

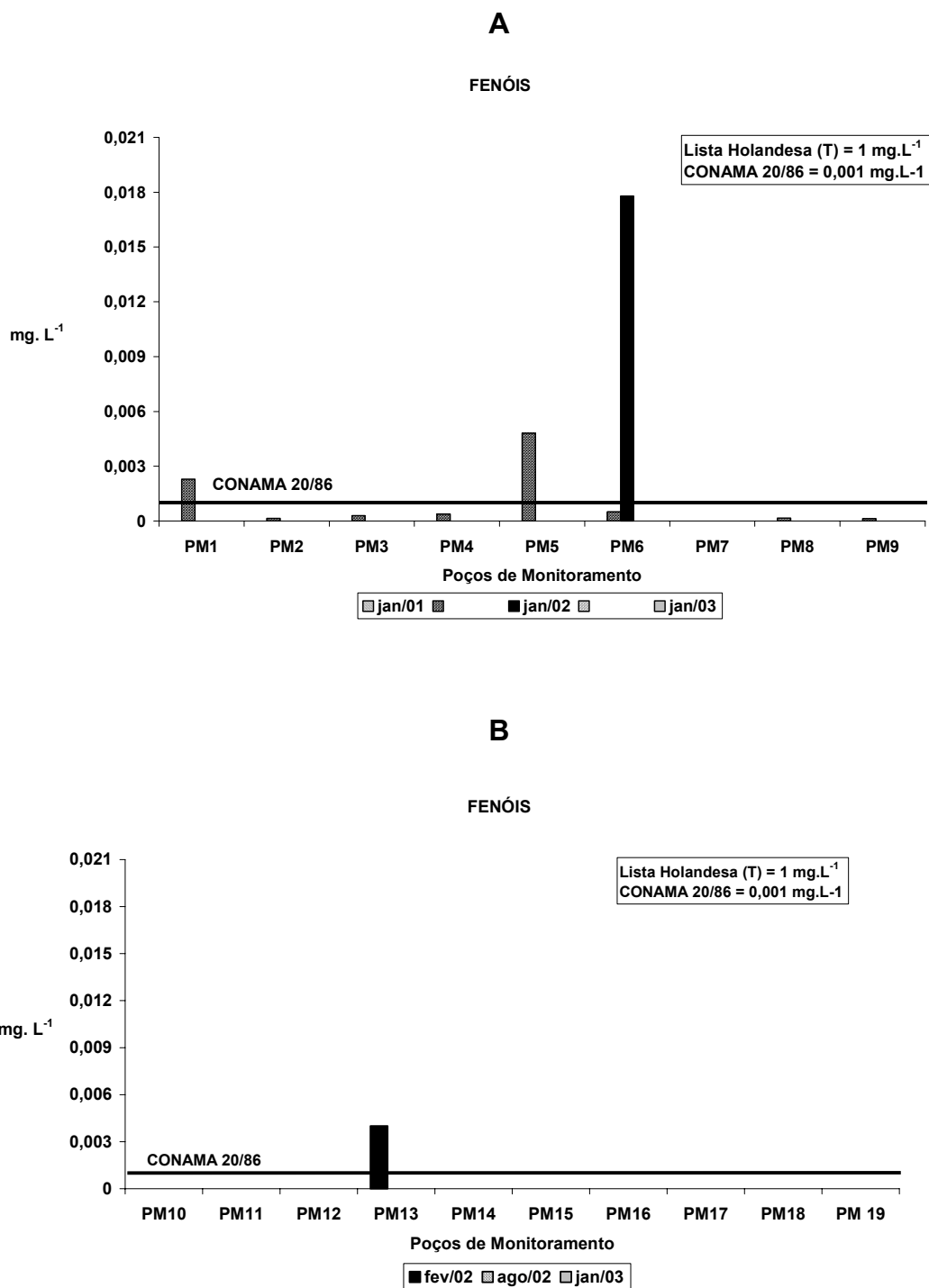
De uma forma geral, tanto o aquífero livre como o aquífero semiconfinado apresentam valores de Sólidos Dissolvidos Totais (**Figura 10**) abaixo dos limites da Portaria 1469/00 (1000 mg.L<sup>-1</sup>) e da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (500 mg.L<sup>-1</sup>), a exceção do PM 05 do aquífero livre que apresenta uma tendência a valores de sólidos dissolvidos totais superiores aos valores de referência. Assim, valores entre 20 mg.L<sup>-1</sup> e 2260 mg.L<sup>-1</sup> foram encontrados para o aquífero livre (PM 01 e PM 05, respectivamente). Para o aquífero semiconfinado os valores encontrados ficaram entre 20 mg.L<sup>-1</sup> e 450 mg.L<sup>-1</sup> (PM 15 e PM 10, respectivamente).

#### 4.1.2.7 Fenóis

Os teores de fenóis (**Figura 11**) foram observados acima do limite de detecção em 20% das amostras do aquífero livre (nove amostras), três destas amostras apresentaram-se significativamente superiores ao valor de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA (0,001 mg.L<sup>-1</sup>). O aquífero semiconfinado apresentou apenas uma amostra com valor de fenóis detectável, e superior ao valor de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA. Tanto para o aquífero livre quanto para o aquífero semiconfinado os valores obtidos para fenóis encontravam-se abaixo do valor de alerta da Lista Holandesa (1 mg.L<sup>-1</sup>). Entretanto, o fato deste parâmetro ter sido detectado em apenas duas campanhas amostrais para o aquífero livre e uma campanha amostral para o aquífero semiconfinado, além da inexistência destes compostos de forma natural em águas, sugere a idéia de contaminação da área de estudo.



**Figura 10** - Representação gráfica dos resultados de Sólidos Dissolvidos Totais observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências. (Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).



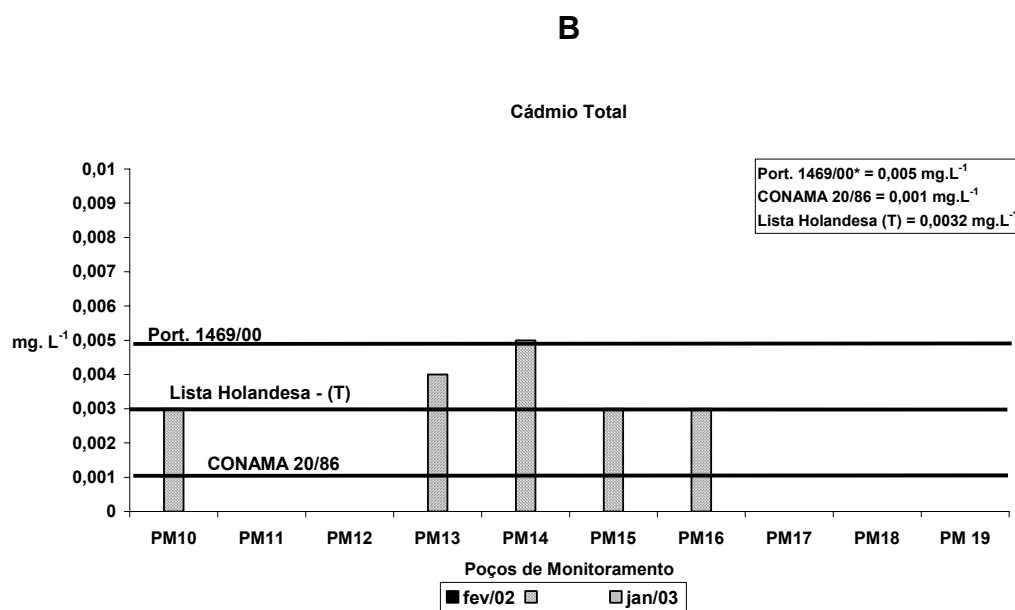
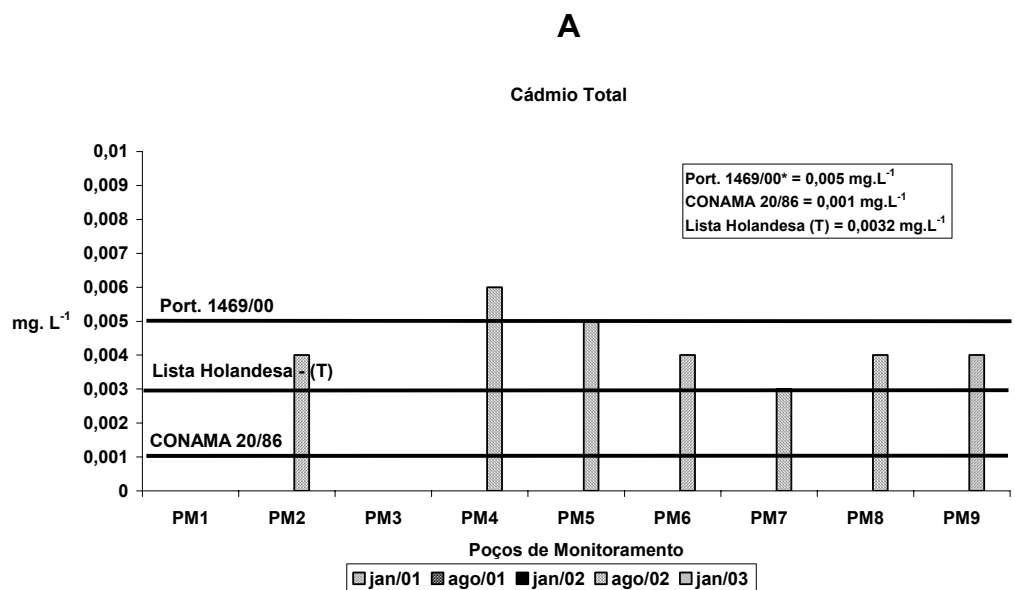
**Figura 11** - Representação gráfica dos resultados de Fenóis observados nos nove poços de monitoramento do aqüífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aqüífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

#### 4.1.2.8 Cádmio total

O conteúdo de cádmio total nas amostras de água subterrânea foi maior que o limite de detecção do método analítico ( $0,001 \text{ mg/L}^{-1}$ ) em apenas 16% das amostras do aquífero livre e em 17% das amostras do aquífero semi-confinado, demonstrando que as ocorrências deste metal em ambos os ambientes foram muito semelhantes (**Figura 12**). Para ambos os ambientes o metal foi detectado em uma única campanha amostral (ago/02), sempre acima do valor de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e do valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

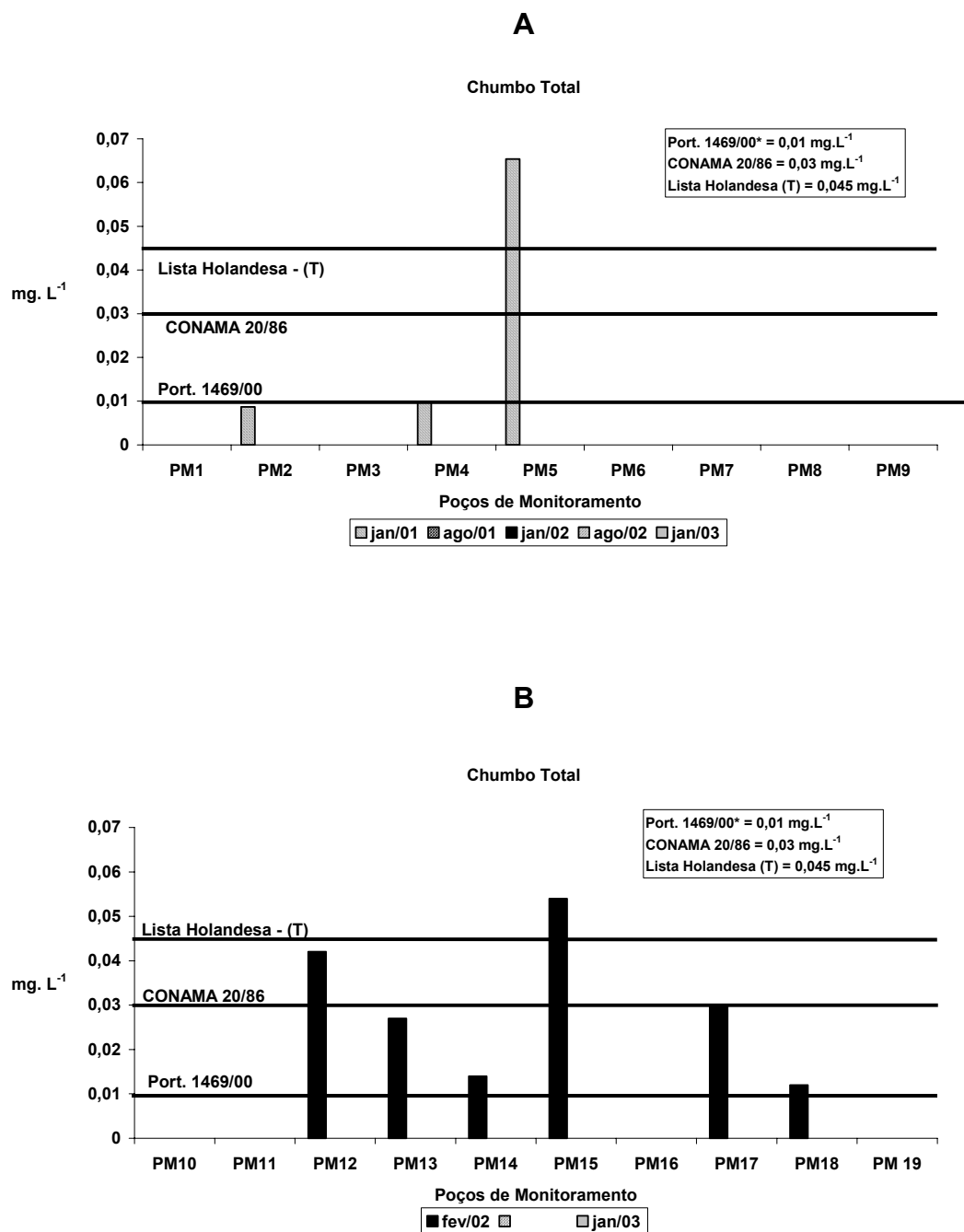
#### 4.1.2.9 Chumbo total

A observação do **chumbo total** para os dois ambientes foi semelhante (**Figura 13**). O metal foi detectado em uma única campanha amostral para cada ambiente, três amostras para o aquífero livre em janeiro/01 e seis amostras em fevereiro/02 para o aquífero semiconfinado. Apenas o PM 05 do aquífero livre ( $0,065 \text{ mg.L}^{-1}$ ) apresentou contaminação superior aos valores de referência: valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$ ), Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ ), e Portaria 1469/00 ( $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Para o aquífero semiconfinado todas as amostras onde o metal foi detectado superaram pelo menos um dos valores de referência.



**Figura 12** - Representação gráfica dos resultados de Cádmio Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\* = Padrão de potabilidade para substâncias que representam risco à saúde).



**Figura 13** - Representação gráfica dos resultados de Chumbo Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

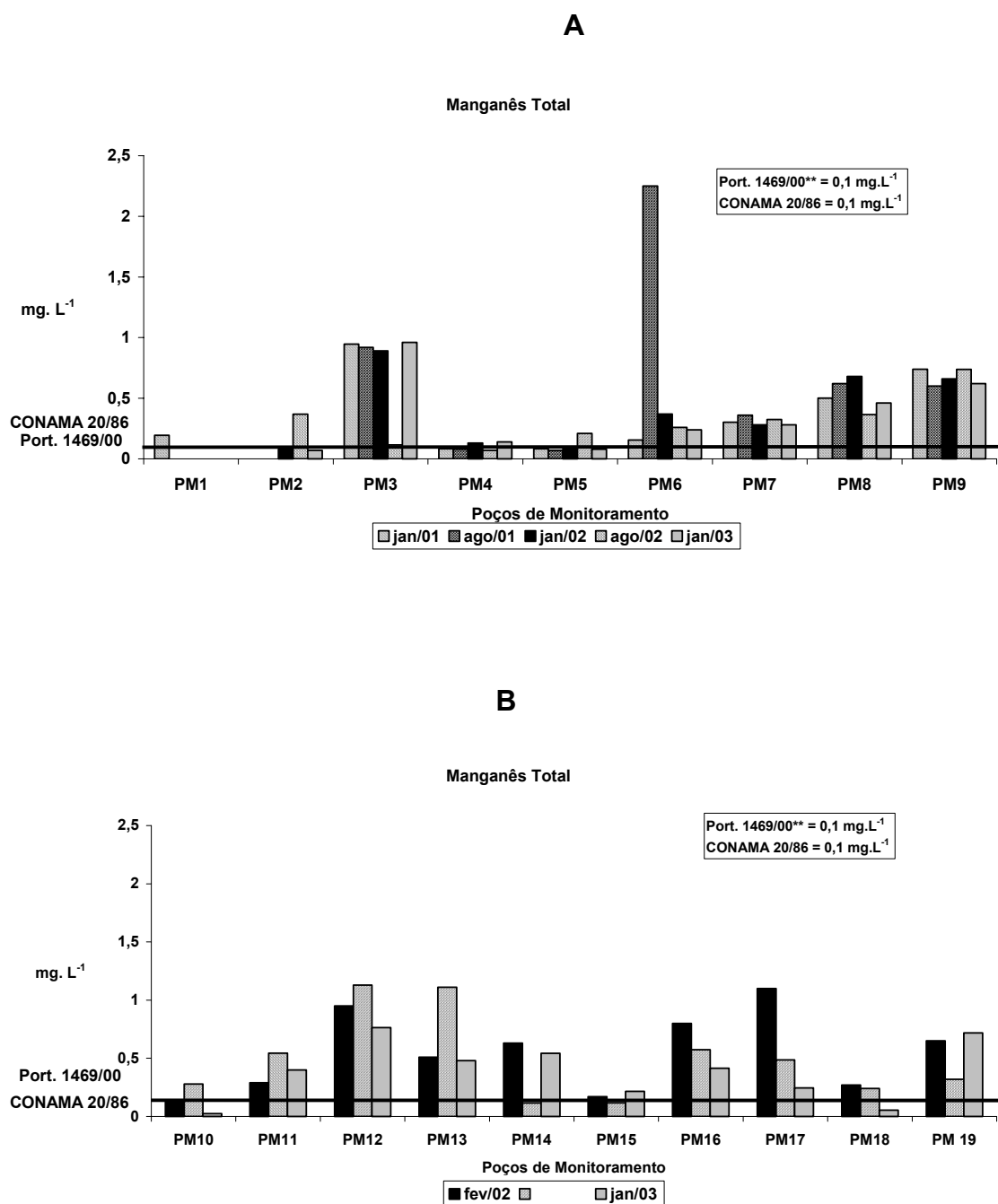
(Port. 1469/00\* = Padrão de potabilidade para substâncias que representam risco à saúde).

#### 4.1.2.10 Manganês total

O manganês total (**Figura 14**) foi o único metal detectado na maioria dos poços de monitoramento em todas as campanhas amostrais. Ocorrendo em 87% das amostras do aquífero livre e em 100% das amostras do aquífero semiconfinado, o metal apresentou-se acima dos valores de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e Portaria 1469/00 ( $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em 67% das amostras do aquífero livre e em 93% das amostras do aquífero semiconfinado.

#### 4.1.2.11 Níquel total

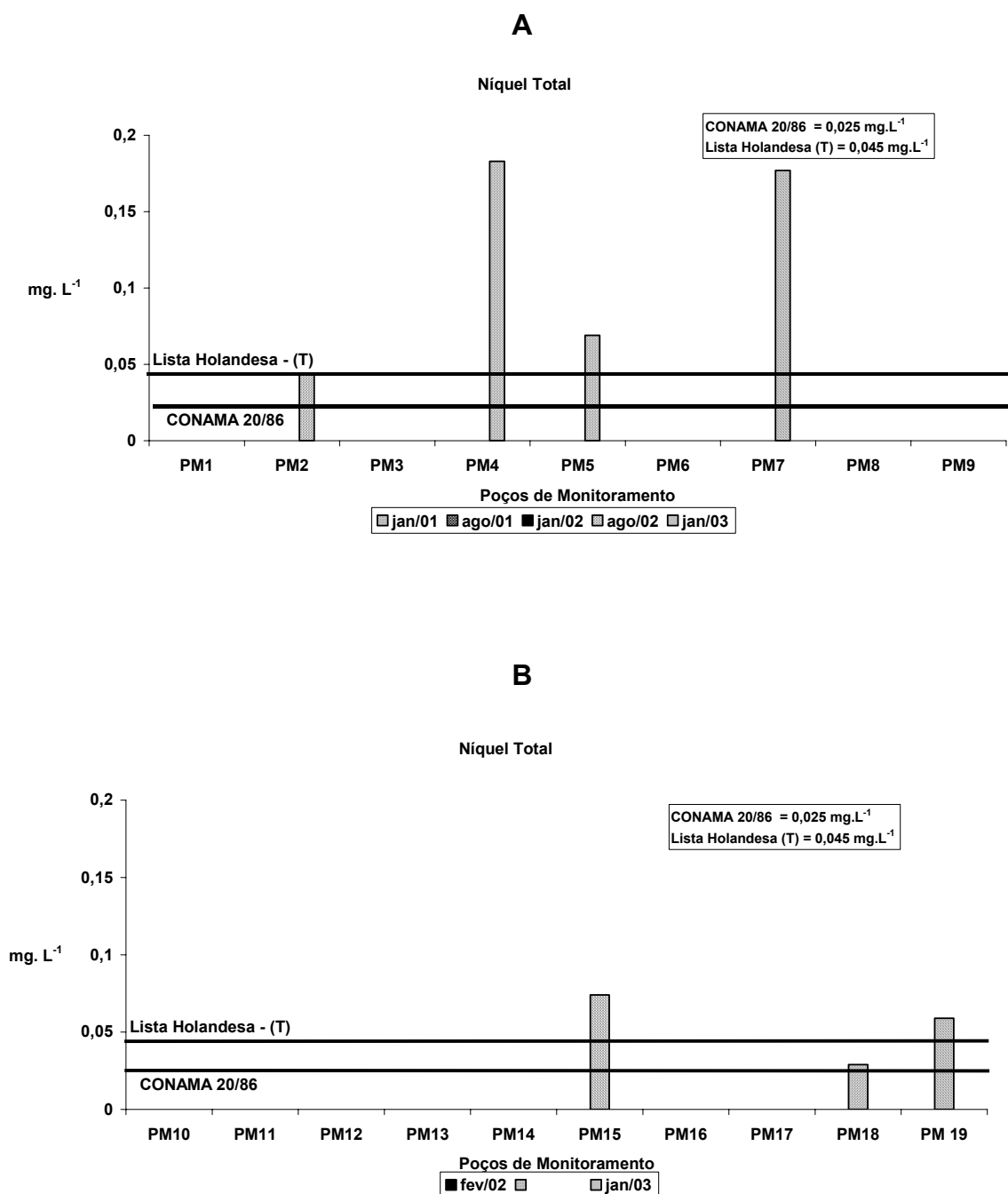
A ocorrência do níquel total (**Figura 15**) foi semelhante para os dois ambientes estudados. Observaram-se valores acima do limite de detecção do método ( $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em apenas 9,1% das amostras do aquífero livre e em 10% das amostras do aquífero semiconfinado. Todas as ocorrências foram detectadas em uma única campanha amostral (ago/02), sempre acima do valor de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e, de uma forma geral, acima do valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$ ).



**Figura 14** - Representação gráfica dos resultados de Manganês observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semi-confinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).





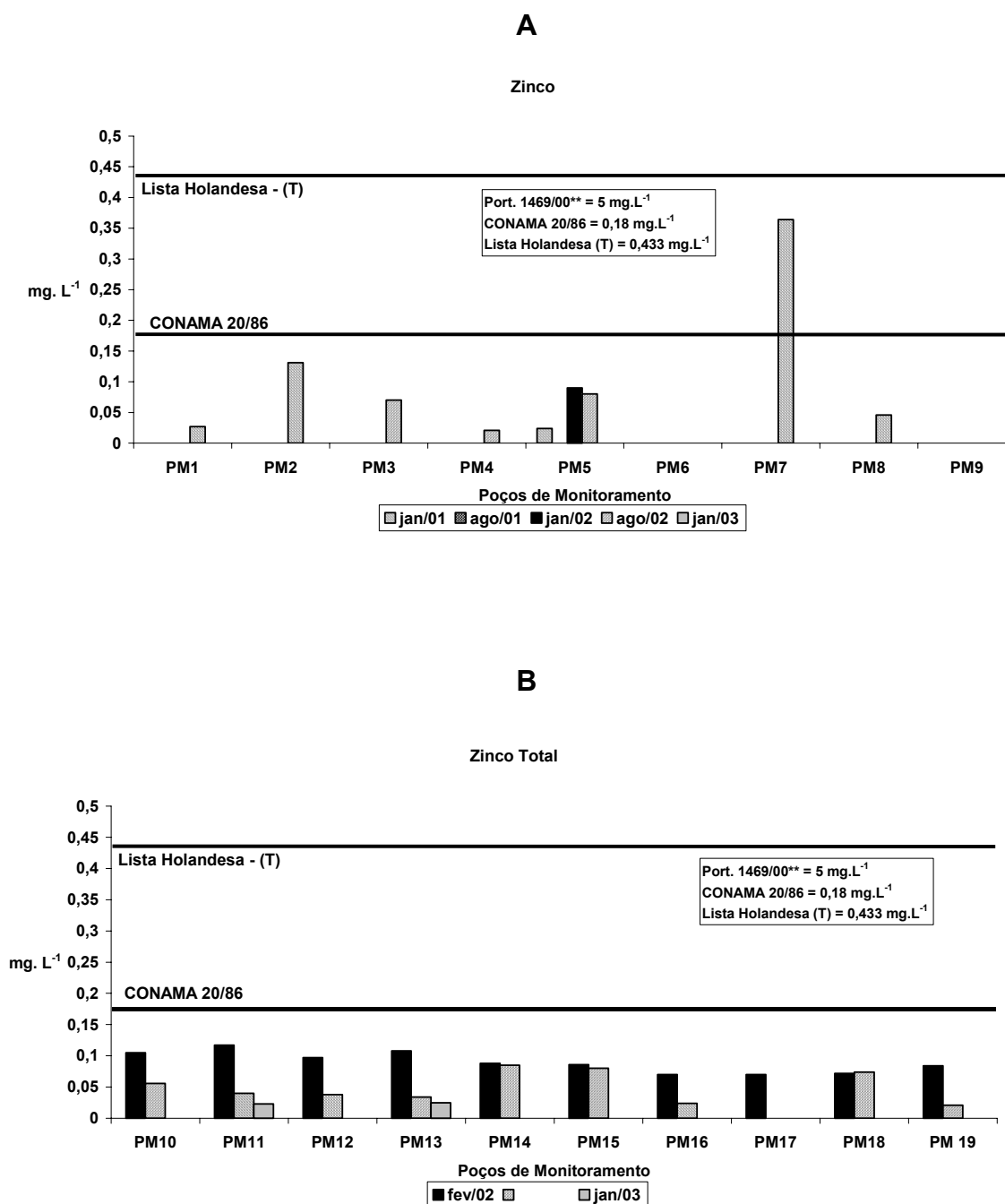
**Figura 15** - Representação gráfica dos resultados de Níquel Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

#### 4.1.2.12 Zinco total

A ocorrência do zinco total acima do limite de detecção do método analítico ocorreu de forma mais constante nas amostras do aquífero semiconfinado (70% das amostras), quando comparado ao aquífero livre (20% das amostras) (**Figura 16**). O metal foi detectado sempre abaixo dos valores de referência da Portaria 1469/00 ( $5 \text{ mg.L}^{-1}$ ), da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ ), e valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,433 \text{ mg.L}^{-1}$ ), a exceção do PM 07 do aquífero livre com uma ocorrência (ago/02) acima do valor de referência da Resolução 20/86 do CONAMA.

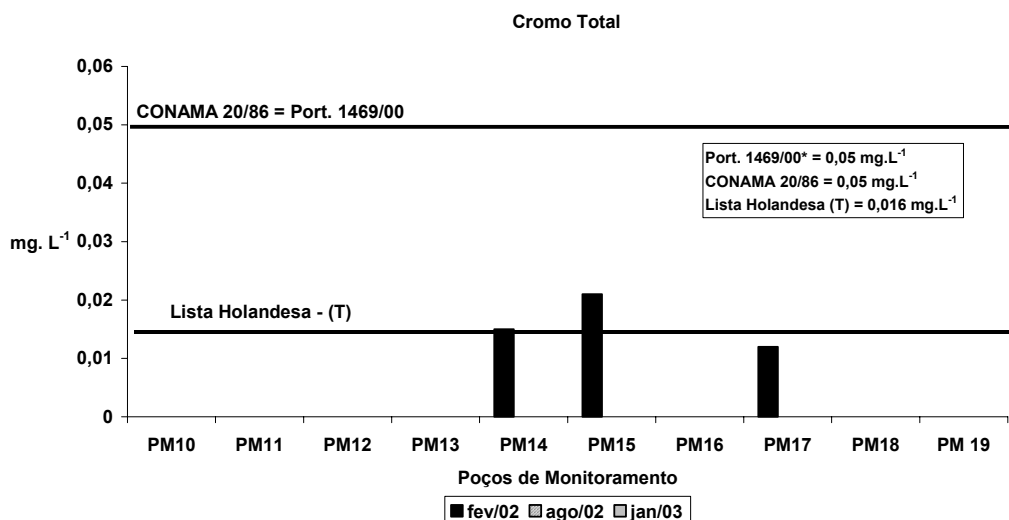
#### 4.1.2.13 Cromo total e Cobre total

O Cromo total (**Figura 17**) e o cobre total (**Figura 18**) foram metais não detectados nas amostras do aquífero livre e com ocorrências esporádicas no aquífero semiconfinado. Ocorrendo em 10% das amostras, o cromo apresentou-se acima do valor de alerta da Lista Holandesa ( $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ ) em apenas uma amostra do aquífero semiconfinado. O cobre ocorreu em 6,7% das amostras, permanecendo abaixo do valor de referência da Classe 2 da Resolução 20/86 do CONAMA ( $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ ).



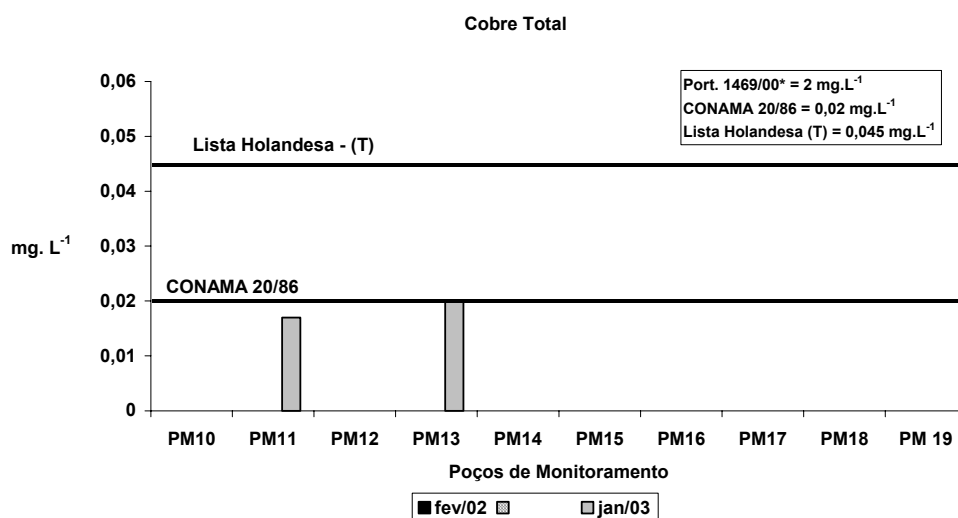
**Figura 16** - Representação gráfica dos resultados de Zinco Total observados nos nove poços de monitoramento do aquífero livre (A) e nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado (B) da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\*\* = Padrão de aceitação da água para consumo humano).



**Figura 17** - Representação gráfica dos resultados de Cromo Total nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\* = Padrão de potabilidade para substâncias que representam risco à saúde).



**Figura 18** - Representação gráfica dos resultados de Cobre Total nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo no período de janeiro de 2001 a janeiro de 2003. As linhas horizontais representam os limites baseado nas respectivas referências.

(Port. 1469/00\* = Padrão de potabilidade para substâncias que representam risco à saúde).

### 4.1.3 Comparações Químicas Entre os Aquíferos

As diferenças químicas entre os dois ambientes foram verificadas através da comparação estatística dos resultados químicos obtidos para as amostras dos poços de monitoramento do aquífero livre e do aquífero semiconfinado realizada através do teste não paramétrico Mann-Whitney, ao nível de significância de 5% (**Tabela 5**).

A análise demonstrou que os níveis de concentração de **nitrogênio amoniacal**, **condutividade elétrica**, **fenóis** e **hidrocarbonetos totais** foram significativamente maiores no aquífero livre quando comparado ao aquífero semiconfinado, enquanto os metais **manganês** e **zinco** apresentaram maiores concentrações no aquífero semiconfinado.

**Tabela 5** - Análise estatística (teste não paramétrico Mann-Whitney) comparando os resultados nas análises químicas realizadas com as amostras dos nove poços de monitoramento do aquífero livre e dos dez poços do aquífero semiconfinado da área de estudo.

	Grupo								p
	Livre				SemiConfinado				
	n	Percentil			n	Percentil			
		25	50	75		25	50	75	
<b>Nitrogênio Amoniacal</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>45</b>	<b>0,15</b>	<b>1,0</b>	<b>3,0</b>	<b>30</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,16</b>	<b>&lt;0,001</b>
Cloreto (mg. L <sup>-1</sup> )	45	2,0	4,6	9,4	30	0,87	3,2	5,1	0,199
<b>Condutividade</b> (µS.cm <sup>-1</sup> )	<b>45</b>	<b>148</b>	<b>399</b>	<b>568</b>	<b>29</b>	<b>69</b>	<b>147</b>	<b>290</b>	<b>&lt;0,001</b>
<b>Fenóis</b> (µg. L <sup>-1</sup> )	<b>45</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>30</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,044</b>
<b>Hidrocarbonetos</b> (µg. L <sup>-1</sup> )	<b>45</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>1250</b>	<b>30</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,5</b>	<b>0,007</b>
pH	45	6,1	6,7	7,1	30	6,1	6,8	7,4	0,372
Sólidos Dissolvidos Totais (mg. L <sup>-1</sup> )	45	125	217	394	30	85	160	264	0,059
Cd(µg. L <sup>-1</sup> )	45	0,5	0,5	0,5	30	0,5	0,5	0,5	1,000
Cu (µg. L <sup>-1</sup> )	45	5,0	5,0	5,0	30	5,0	5,0	5,0	0,081
Hg (µg. L <sup>-1</sup> )	45	0,5	0,5	0,5	30	0,5	0,5	0,5	1,000
<b>Mn</b> (mg. L <sup>-1</sup> )	<b>45</b>	<b>0,08</b>	<b>0,26</b>	<b>0,61</b>	<b>30</b>	<b>0,23</b>	<b>0,45</b>	<b>0,67</b>	<b>0,040</b>
Ni (mg. L <sup>-1</sup> )	45	0,01	0,01	0,01	30	0,01	0,01	0,01	0,923
Pb (mg. L <sup>-1</sup> )	45	0,5	0,5	0,5	30	0,5	0,5	0,5	0,075
<b>Zn</b> (µg. L <sup>-1</sup> )	<b>44</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>30</b>	<b>5,0</b>	<b>39</b>	<b>84</b>	<b>&lt;0,001</b>

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

## 4.2 Avaliação Ecotoxicológica da Área de Estudo

Os resultados das análises ecotoxicológicas dos poços de monitoramento do aquífero livre e semiconfinado acompanharam as diferenças químicas encontradas para os dois aquíferos. A **Figura 19** apresenta a representação gráfica dos resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *S. capricornutum*, *C. dubia* e *P. promelas* expostos às amostras dos dezenove poços de monitoramento da área de estudo. Pode-se observar claramente uma maior incidência de valores negativos (inibição de crescimento ou reprodução), para os três níveis tróficos, para as amostras do aquífero livre, quando em comparação as amostras do aquífero semiconfinado.

Uma análise mais detalhada da **Figura 19** permite verificar também que, para a quase totalidade dos poços de monitoramento de ambos os aquíferos há uma variação temporal na intensidade do efeito causado sobre os organismos-teste, principalmente para *P. promelas* e *C. dubia*. Esta variação temporal nas unidades amostrais indica uma possível variação do(s) composto(s) causador(es) de toxicidade ou de suas interações, conforme já observado na caracterização química dos ambientes. Em função da variação observada, intervalos menores entre as coletas poderiam ser considerados em análises futuras destes ambientes.

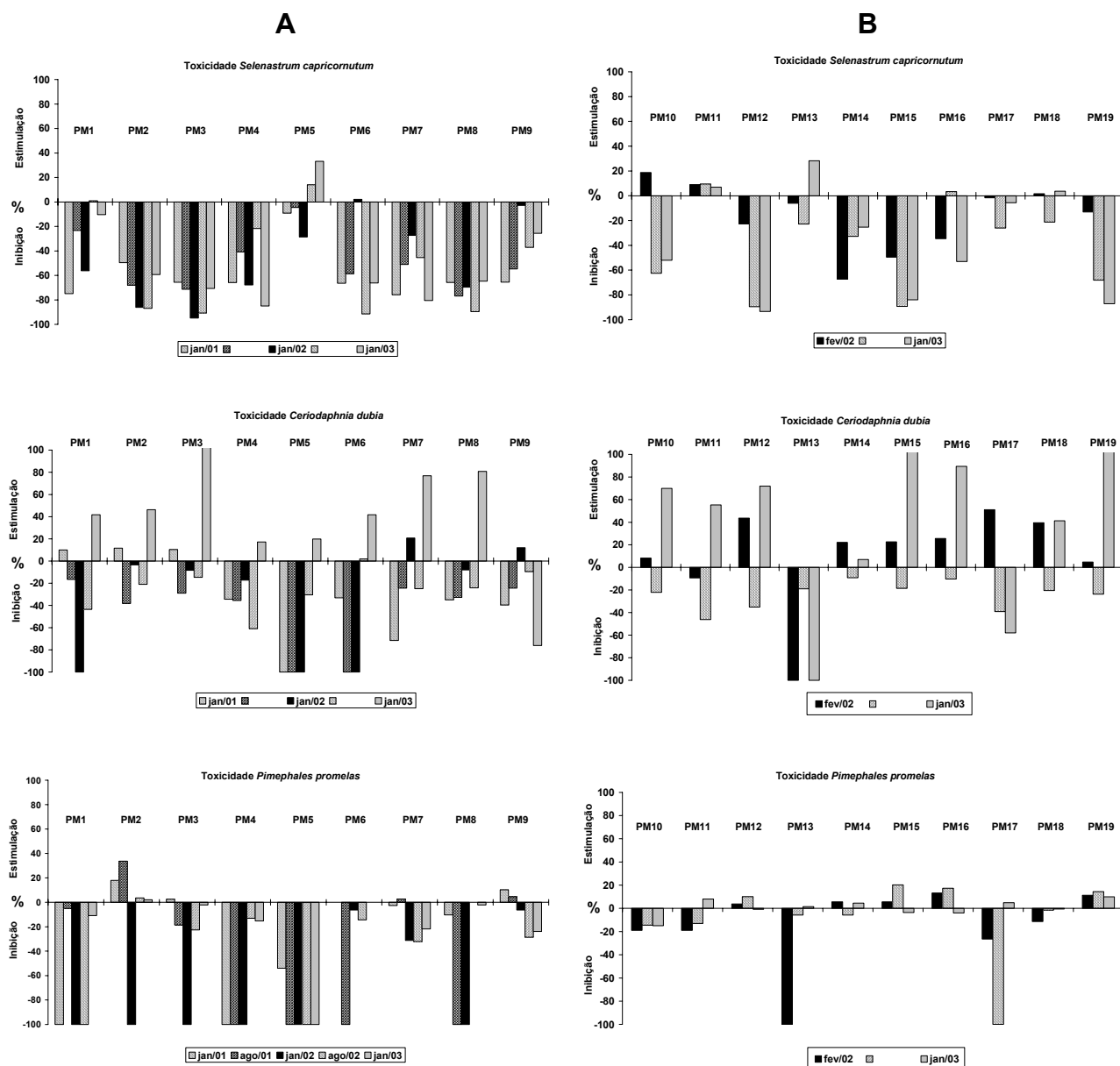
Os três organismos-teste utilizados neste trabalho, *S. capricornutum*, *C. dubia* e *P. promelas*, responderam de formas diferentes às amostras ensaiadas. Para o total de amostras ensaiadas do aquífero livre, durante o período de estudo, foram observados efeitos de toxicidade estatisticamente significativos em 84%, 33% e 42% das amostras, para *S. capricornutum*, *C. dubia* e *P. promelas*,

respectivamente (**Tabela 6**). Já para o aquífero semiconfinado foram observados efeitos de toxicidade estatisticamente significativos em 60%, 20% e 7% das amostras, para os mesmos organismos, respectivamente (**Tabela 7**).

Pode-se observar que, das quarenta e cinco amostras analisadas do aquífero livre, apenas seis apresentam respostas tóxicas simultaneamente para os organismos dos três níveis tróficos utilizados (PM 01 Jan/02, PM 04 Ago/01, PM 05 Jan/01, PM 05 Jan/02, PM 06 Ago/02 e PM 08 Ago/02). Para as amostras do aquífero semiconfinado, onde a frequência de amostras com toxicidade foi menor, apenas uma das trinta amostras ensaiadas apresentou toxicidade simultânea para os organismos dos três níveis tróficos (PM 17 Ago/02).

Considerando a toxicidade observada para cada um dos níveis tróficos avaliados em cada campanha amostral, observa-se claramente, tanto para o aquífero livre (**Tabela 6**) como para o aquífero semiconfinado (**Tabela 7**) um maior percentual de amostras que conferem toxicidade a *S. capricornutum*. Desta forma, pode-se considerar este organismo como sendo o mais sensível às amostras avaliadas. Entretanto, deve ser observado o fato de amostras do PM 05 do aquífero livre conferirem mortalidade aos exemplares de *C. dubia* e *P. promelas*, enquanto apresentavam estímulo ou pouca inibição ao crescimento algáceo, demonstrando que diferentes sensibilidades e diferentes compostos atuavam sobre o desenvolvimento dos organismos.

Os dados brutos referentes aos ensaios de toxicidade realizados com as amostras do aquífero livre e do aquífero semiconfinado são apresentados nos Apêndices A e B, respectivamente.



**Figura 19** - Representação gráfica dos resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *Selenastrum capricornutum*, *Ceriodaphnia dubia* e *Pimephales promelas* expostos as amostras dos poços de monitoramento (PM) do aquífero livre (A) e aquífero semiconfinado (B) da área de estudo. Dados referentes à diferença percentual (%) em relação aos grupos controles de cada ensaio.



**Tabela 6** – Percentual de amostras que apresentaram toxicidade nos nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo para os três níveis tróficos avaliados em cada uma das campanhas amostrais.

<b>Campanha Amostral</b>	<b>Toxicidade para <i>S. capricornutum</i></b>	<b>Toxicidade para <i>C. dubia</i></b>	<b>Toxicidade para <i>P. promelas</i></b>
Jan-2001	100%	33%	33%
Ago-2001	89%	56%	56%
Jan-2002	78%	33%	78%
Ago-2002	78%	33%	44%
Jan-2003	78%	11%	11%
<b>TOTAL</b>	<b>84%</b>	<b>33%</b>	<b>42%</b>

**Tabela 7** – Percentual de amostras que apresentaram toxicidade nos dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo para os três níveis tróficos avaliados em cada uma das campanhas amostrais.

<b>Campanha amostral</b>	<b>Toxicidade para <i>S. capricornutum</i></b>	<b>Toxicidade para <i>C. dubia</i></b>	<b>Toxicidade para <i>P. promelas</i></b>
Fev-2002	40%	10%	10%
Ago-2002	80%	30%	10%
Jan-2003	60%	20%	0%
<b>TOTAL</b>	<b>60%</b>	<b>20%</b>	<b>7%</b>

#### **4.3 Comparação das Análises Químicas e Ecotoxicológicas da Área de Estudo**

As amostras de cada um dos aquíferos avaliados foram agrupadas em função da presença e ausência de toxicidade para cada um dos três níveis tróficos utilizados. Os grupos formados foram comparados entre si baseados nos resultados das análises químicas de cada amostra. A partir desta análise obtiveram-se indicativos dos parâmetros com influência na toxicidade observada. Foi verificado para o aquífero livre (**Tabela 8**) valores significativamente maiores de **nitrogênio amoniacal** nas amostras com presença de toxicidade para *P. promelas* e *C. dubia*. Para *C. dubia* ainda foram verificados valores significativamente maiores para **fenóis** nas amostras com presença de

toxicidade. Para os demais parâmetros não foram verificadas diferenças nas concentrações encontradas para as amostras tóxicas e não tóxicas.

Para o aquífero semiconfinado não foi possível definir estatisticamente quais parâmetros poderiam estar influenciado na toxicidade obtida (**Tabela 9**).

Considerando-se o percentual de toxicidade apresentado por cada amostra (diferença do percentual de efeito causado por cada amostra em relação ao percentual observado no respectivo grupo controle), e sua correlação com os resultados das análises químicas realizadas nos dois ambientes avaliados, foi possível verificar alguns valores estatisticamente significativos que permitiram identificar novos parâmetros que poderiam estar influenciando na toxicidade observada, além de confirmar os parâmetros anteriormente diagnosticados.

Desta forma foi observado para *C. dubia*, nas amostras do aquífero livre (**Tabela 10**), uma correlação positiva com os parâmetros **nitrogênio amoniacal** ( $r= 0,39$ ) e **fenóis** ( $r= 0,394$ ), além de uma correlação positiva entre a toxicidade obtida para *S. capricornutum* e **manganês** ( $r= 0,298$ ).

Para as amostras do aquífero semiconfinado (**Tabela 11**) foram verificados valores de correlação negativa estatisticamente significativos entre **pH** ( $r= -0,484$ ) e a toxicidade para *P. promelas*, além de uma correlação positiva entre a **condutividade elétrica** ( $r= 0,393$ ) e a toxicidade para *S. capricornutum*, bem como uma correlação negativa com o **cobre** ( $r= -0,388$ ) para este mesmo organismo. Foram consideradas correlações estatisticamente significativas aquelas com  $p \leq 0,05$ .

**Tabela 8** – Comparação estatística (Teste Não Paramétrico Mann-Whitney) entre as amostras com presença ou ausência de toxicidade para os três níveis tróficos avaliados com relação aos resultados nas análises químicas realizadas. Análise realizada para os nove poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo.

	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75		25	50	75		
Nitrogênio Amoniacal (mg. L <sup>-1</sup> )	7	0,15	0,16	5,6	38	0,15	1,0	2,8	0,939
Cloreto (mg. L <sup>-1</sup> )	7	2,0	2,0	38	38	1,5	4,6	9,0	0,890
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	7	34	341	1316	37	333	429	568	0,509
Fenóis (µg. L <sup>-1</sup> )	7	0,025	0,025	4,80	38	0,025	0,025	0,025	0,529
Fósforo (mg. L <sup>-1</sup> )	3	0,18	0,30	0,30	24	0,005	0,09	0,27	0,139
Hidrocarbonetos Totais (µg. L <sup>-1</sup> )	7	0,5	0,5	0,5	38	0,5	0,5	1600	0,131
pH	7	5,3	6,3	8,1	38	6,1	6,7	7,1	0,915
Sólidos Dissolvidos Totais (mg. L <sup>-1</sup> )	7	170	322	560	38	112	210	365	0,301
Cd (µg. L <sup>-1</sup> )	7	0,5	0,5	0,5	38	0,5	0,5	0,5	1,000
Cr (mg. L <sup>-1</sup> )	7	0,01	0,01	0,01	38	0,01	0,01	0,01	1,000
Cu (µg. L <sup>-1</sup> )	7	5,0	5,0	5,0	38	5,0	5,0	5,0	1,000
Hg (µg. L <sup>-1</sup> )	7	0,5	0,5	0,5	38	0,5	0,5	0,5	1,000
Mn (mg. L <sup>-1</sup> )	7	0,005	0,08	0,37	38	0,08	0,28	0,62	0,157
Ni (mg. L <sup>-1</sup> )	7	0,01	0,01	0,01	38	0,01	0,01	0,01	0,818
Pb (µg. L <sup>-1</sup> )	7	0,5	0,5	0,5	38	0,5	0,5	0,5	0,748
Zn (µg. L <sup>-1</sup> )	6	5,0	5,0	40,0	38	5,0	5,0	5,0	0,605

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75		25	50	75		
Nitrogênio Amoniacal (mg. L <sup>-1</sup> )	29	<b>0,15</b>	<b>0,85</b>	<b>2,1</b>	16	<b>0,38</b>	<b>2,1</b>	<b>5,3</b>	<b>0,036</b>
Cloreto (mg. L <sup>-1</sup> )	29	2,0	4,7	8,3	16	0,8	4,4	32	0,712
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	28	342	432	576	16	98	376	575	0,311
Fenóis (µg. L <sup>-1</sup> )	29	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	16	<b>0,025</b>	<b>0,025</b>	<b>0,328</b>	<b>0,025</b>
Fósforo (mg. L <sup>-1</sup> )	15	0,005	0,07	0,30	12	0,08	0,16	0,30	0,209
Hidrocarbonetos Totais (µg. L <sup>-1</sup> )	29	0,5	0,5	1600	16	0,5	0,5	1000	0,908
pH	29	6,0	6,8	7,1	16	6,0	6,3	7,6	0,776
Sólidos Dissolvidos Totais (mg. L <sup>-1</sup> )	29	125	200	345	16	94	317	554	0,180
Cd (µg. L <sup>-1</sup> )	29	0,5	0,5	0,5	16	0,5	0,5	0,5	0,821
Cr (mg. L <sup>-1</sup> )	29	0,01	0,01	0,01	16	0,01	0,01	0,01	1,000
Cu (µg. L <sup>-1</sup> )	29	5,0	5,0	5,0	16	5,0	5,0	5,0	1,000
Hg (µg. L <sup>-1</sup> )	29	0,5	0,5	0,5	16	0,5	0,5	0,5	1,000
Mn (mg. L <sup>-1</sup> )	29	0,098	0,28	0,55	16	0,07	0,15	0,62	0,440
Ni (mg. L <sup>-1</sup> )	29	0,01	0,01	0,01	16	0,01	0,01	0,01	0,501
Pb (µg. L <sup>-1</sup> )	29	0,5	0,5	0,5	16	0,5	0,5	0,5	0,978
Zn (µg. L <sup>-1</sup> )	29	5,0	5,0	5,0	15	5,0	5,0	24,0	0,516

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75		25	50	75		
Nitrogênio Amoniacal (mg. L <sup>-1</sup> )	25	<b>0,14</b>	<b>0,19</b>	<b>1,7</b>	20	<b>0,34</b>	<b>2,4</b>	<b>4,3</b>	<b>0,014</b>
Cloreto (mg. L <sup>-1</sup> )	25	0,50	4,0	8,1	20	2,0	4,6	31	0,270
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	25	341	407	543	19	99	365	646	0,831
Fenóis (µg. L <sup>-1</sup> )	25	0,025	0,025	0,025	20	0,025	0,025	0,134	0,442
Fósforo (mg. L <sup>-1</sup> )	12	0,005	0,041	0,30	15	0,07	0,14	0,30	0,324
Hidrocarbonetos Totais (µg. L <sup>-1</sup> )	25	0,5	0,5	1400	20	0,5	0,5	37000	0,867
pH	25	6,1	6,7	7,0	20	5,9	6,7	7,6	0,714
Sólidos Dissolvidos Totais (mg. L <sup>-1</sup> )	25	140	210	325	20	87	309	501	0,373
Cd (µg. L <sup>-1</sup> )	25	0,5	0,5	0,5	20	0,5	0,5	0,5	0,885
Cr (mg. L <sup>-1</sup> )	25	0,01	0,01	0,01	20	0,01	0,01	0,01	1,000
Cu (µg. L <sup>-1</sup> )	25	5,0	5,0	5,0	20	5,0	5,0	5,0	1,000
Hg (µg. L <sup>-1</sup> )	25	0,5	0,5	0,5	20	0,5	0,5	0,5	1,000
Mn (mg. L <sup>-1</sup> )	25	0,092	0,30	0,55	20	0,08	0,16	0,66	0,647
Ni (mg. L <sup>-1</sup> )	25	0,01	0,01	0,01	20	0,01	0,01	0,01	0,817
Pb (µg. L <sup>-1</sup> )	25	0,5	0,5	0,5	20	0,5	0,5	0,5	0,398
Zn (µg. L <sup>-1</sup> )	24	5,0	5,0	5,0	20	5,0	5,0	19,0	0,462

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

**Tabela 9** – Comparação estatística (Teste Não Paramétrico Mann-Whitney) entre as amostras com presença ou ausência de toxicidade para os três níveis tróficos avaliados com relação aos resultados nas análises químicas realizadas. Análise realizada para os dez poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo.

	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75	25	50	75			
pH	12	6,0	6,8	7,8	18	6,2	6,7	7,3	1,000
Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	11	43	92	278	18	91	169	325	0,256
Cloretos ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	1,10	4,05	6,85	18	0,50	3,20	4,55	0,415
Fenóis ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,025	0,025	0,025	18	0,025	0,025	0,025	0,723
Hidrocarbonetos Totais ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,5	0,5	0,5	18	0,5	0,5	0,5	0,884
Nitrogênio Amoniacal ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,15	0,15	0,50	18	0,15	0,15	0,15	0,172
Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	57	126	202	18	105	195	358	0,124
Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,5	0,5	0,5	18	0,5	0,5	1,1	0,518
Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,5	0,5	9,1	18	0,5	0,5	0,5	0,787
Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	5,0	5,0	5,0	18	5,0	5,0	5,0	0,465
Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,5	0,5	0,5	18	0,5	0,5	0,5	0,884
Mn ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,252	0,440	0,567	18	0,204	0,451	0,773	0,755
Ni ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,01	0,01	0,01	18	0,01	0,01	0,01	0,465
Hg ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	0,5	0,5	0,5	18	0,5	0,5	0,5	1,000
Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	12	23,0	55,0	10,0	18	5,0	36,0	81,0	0,305

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75	25	50	75			
pH	24	6,1	6,9	7,6	6	5,6	6,4	6,6	0,065
Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	23	65	147	387	6	74	126	208	0,477
Cloretos ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	1,10	3,70	5,10	6	0,50	2,0	7,25	0,296
Fenóis ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,025	0,025	0,025	6	0,025	0,025	1,019	0,561
Hidrocarbonetos Totais ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,5	0,5	0,5	6	0,5	0,5	0,5	0,781
Nitrogênio Amoniacal ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,15	0,15	0,15	6	0,15	0,15	0,30	0,705
Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	93	170	281	6	59	120	235	0,432
Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,5	0,5	0,5	6	0,5	0,5	0,5	0,462
Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,5	0,5	0,5	6	0,5	0,5	7,1	0,860
Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	5,0	5,0	5,0	6	5,0	5,0	8,8	0,631
Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,5	0,5	0,5	6	0,5	0,5	0,5	0,667
Mn ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,181	0,360	0,702	6	0,421	0,498	0,691	0,402
Ni ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,01	0,01	0,01	6	0,01	0,01	0,01	0,667
Hg ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	0,5	0,5	0,5	6	0,5	0,5	0,5	1,000
Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	24	5,0	63,0	85,0	6	5,0	31,0	57,0	0,631

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>								p
	Ausência				Presença				
	n	Percentil			n	Percentil			
	25	50	75	25	50	75			
pH	28	6,1	6,9	7,5	2	5,7	6,0	-	0,166
Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	27	65	147	303	2	88	164	-	1,000
Cloretos ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,62	3,2	5,1	2	2,0	11	-	0,460
Fenóis ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,025	0,025	0,025	2	0,025	2,013	-	0,294
Hidrocarbonetos Totais ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,5	0,5	0,5	2	0,5	0,5	0,5	0,901
Nitrogênio Amoniacal ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,15	0,15	0,15	2	0,15	0,37	-	0,556
Sólidos Dissolvidos Totais ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	90	160	247	2	66	233	-	0,777
Cd ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,5	0,5	0,5	2	0,5	0,5	0,5	0,717
Pb ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,5	0,5	0,5	2	0,5	13,8	-	0,506
Cu ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	5,0	5,0	5,0	2	5,0	5,0	5,0	0,901
Cr ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	5,0	5,0	5,0	2	5,0	5,0	5,0	0,837
Mn ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,222	0,408	0,702	2	0,487	0,498	-	0,777
Ni ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,01	0,01	0,01	2	0,01	0,01	0,01	0,837
Hg ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	0,5	0,5	0,5	2	0,5	0,5	0,5	1,000
Zn ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	28	5,0	39,0	83,0	2	5,0	56,0	-	0,837

p= nível mínimo de significância do teste Mann-Whitney

**Tabela 10** - Coeficiente de correlação de Spearman entre os parâmetros químicos analisados e o grau de toxicidade definido pelas diferenças percentuais obtidas entre os grupos controles e os grupos expostos a cada uma das amostras avaliadas nos poços de monitoramento do aquífero livre da área de estudo.

	Toxicidade <i>S. capricornutum</i>	Toxicidade <i>C. dubia</i>	Toxicidade <i>P. promelas</i>
Nitrogênio Amoniacal	-0,076	<b>0,390*</b>	0,282
Cloretos	-0,211	0,038	0,051
Condutividade	0,219	-0,211	-0,203
Fenóis	-0,172	<b>0,394*</b>	0,044
Fósforo	-0,268	0,027	0,230
Hidrocarbonetos Totais	0,119	0,219	-0,188
pH	0,127	-0,143	-0,010
Sólidos Dissolvidos Totais	-0,093	0,213	0,012
Cd	0,012	0,048	-0,049
Mn	<b>0,298*</b>	-0,091	-0,136
Ni	-0,155	0,132	0,005
Pb	-0,130	0,113	0,016
Zn	0,005	0,188	0,107

\* Correlação significativa a 5%

**Tabela 11** - Coeficiente de correlação de Spearman entre os parâmetros químicos analisados e as diferenças percentuais obtidas entre os grupos controles e os grupos expostos a cada uma das amostras avaliadas nos poços de monitoramento do aquífero semiconfinado da área de estudo.

	Toxicidade <i>S. capricornutum</i>	Toxicidade <i>C. dubia</i>	Toxicidade <i>P. promelas</i>
pH	0,068	-0,309	<b>-0,484*</b>
Condutividade	<b>0,393*</b>	-0,109	-0,338
Cloretos	-0,134	0,112	-0,059
fenóis	-0,107	0,300	0,301
Hidrocarbonetos Totais	0,011	-0,044	-0,257
Nitrogênio Amoniacal	-0,283	-0,041	0,264
Sólidos Dissolvidos Totais	0,107	-0,087	0,011
Cd	0,129	0,232	-0,074
Pb	-0,057	-0,138	0,155
Cu	<b>-0,388*</b>	0,082	-0,136
Cr	0,093	-0,182	-0,009
Mn	0,110	0,020	-0,186
Ni	0,263	0,255	-0,353
Zn	-0,265	0,235	0,116

\* Correlação significativa a 5%

## **5 Discussão**

Este capítulo pretende discutir e interpretar os resultados apresentados nesta Tese tendo como foco principal a pertinência da utilização de ensaios de toxicidade no monitoramento da qualidade de águas subterrâneas.

### **5.1 Parâmetros Químicos Analisados**

#### **5.1.1 pH**

Os valores de pH encontrados para as amostras do aquífero livre e do aquífero semiconfinado estão na faixa considerada normal para águas subterrâneas (5,0 a 9,0) segundo Brownlow (1979). Entretanto, Cheung et. al. (1993) reportam que o pH afeta indiretamente a toxicidade das amostras, podendo controlar a forma com que muitas substâncias se apresentam, como a amônia e metais. Plette et. al. (1999) avaliando a biodisponibilidade de metais pesados em ambientes terrestres e aquáticos, afirmam que a influência do pH sobre a toxicidade dos metais é muito dependente das características do sistema onde a amostra está inserida e dos organismos a elas expostos, podendo inverter-se de um sistema para outro. Desta forma, o pH não somente pode ter afetado diretamente os organismos-teste utilizados, como também pode ter alterado de diferentes formas a disponibilidade de outros elementos e conseqüentemente seus efeitos sobre os organismos, principalmente nas amostras do aquífero semiconfinado, que apresentaram uma maior variabilidade nos valores de pH, como demonstrado na análise estatística realizada.

### 5.1.2 Metais

Alguns metais como o chumbo, cobre e o cromo foram detectados de forma episódica nas águas subterrâneas da área de estudo, tendo sua ocorrência observada em no máximo uma campanha amostral. O chumbo apresenta baixa mobilidade geoquímica e sua concentração média nas águas subterrâneas é de aproximadamente  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  (Matthess & Harvey, 1982). O cobre possui baixa solubilidade, sendo retido nos solos através dos mecanismos de adsorção, sendo encontrado nas águas subterrâneas com teores inferiores a  $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$  (Hem, 1985). FAURGS (2003) avaliando a contaminação por metais no solo e águas subterrâneas da área de estudo destaca que os valores encontrados para estes metais são compatíveis com uma ocorrência natural, de acordo com o *background* do solo local ( $6,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ,  $7,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  e  $12,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ , para chumbo, cobre, cromo, respectivamente).

O zinco, detectado com maior frequência nas amostras dos dois ambientes estudados, também pode ter seus teores considerados como compatíveis com o *background* do solo da área de estudo ( $50,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), segundo FAURGS (2003). Nanni (2003) realizando trabalho na mesma área de estudo comenta que uma heterogeneidade geológica observada no terreno do local de estudo pode ser responsável pela variação nas concentrações de zinco observadas por este autor. Este fato poderia explicar a ampla variação nos valores de zinco nas amostras de água subterrânea avaliadas.

O manganês, de acordo com FAURGS (2003), é um constituinte comum de solos, rochas e sedimentos. Segundo Roisenberg (2001), na maioria das águas subterrâneas o manganês aparece em concentrações inferiores a  $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ , podendo raramente chegar a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  ou ainda a concentrações mais

elevadas. Avaliando 90 poços de águas subterrâneas no município de Porto Alegre o autor encontrou concentrações de manganês que variaram de desde abaixo do limite de detecção até  $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$ . A probabilidade de encontrar-se manganês dissolvido nas águas subterrâneas é baixa, uma vez que este metal além de muito insolúvel, possui forte tendência à precipitação sob a forma de óxidos (Foster & Gomes, 1989). Estes autores comentam que o manganês é freqüentemente oxidado na zona saturada dos aquíferos livres, apresentando-se efetivamente de forma insolúvel, tornando-se, conseqüentemente, indisponível para os organismos.

Tanto a alta freqüência de detecção deste metal nas amostras dos dois aquíferos, como as concentrações observadas para o metal podem ser decorrentes da metodologia de análises. FAURGS (2003) comenta que com a acidificação das amostras para preservação e análise do manganês total presente na amostra, não somente o manganês dissolvido na água subterrânea, mas também a porção adsorvida aos sólidos presentes nas amostras são quantificados.

Alguns estudos relacionados aos efeitos dos elementos traço sobre o fitoplâncton têm apresentado que a toxicidade dos metais é dependente da sua concentração dissolvida ao invés da concentração total (Sunda et. al., 1976; Morel et. al., 1991).

Segundo FAURGS (2002), os materiais que constituem o aterro que recobre a área de estudo são responsáveis pela baixa permeabilidade do sistema, e conseqüentemente do fluxo lento das águas subterrâneas. De acordo com estes autores, as análises laboratoriais apontam baixos teores de matéria orgânica e alta capacidade de troca catiônica nos materiais do aterro. Em conseqüência, os



aterros que capeiam a área de estudo apresentam boa capacidade de adsorção de metais, o que resulta na imobilização de grande parte destes elementos em decorrência de eventual contaminação. Mattiazzo & Gloria (1995) observaram que os efeitos prejudiciais da presença de metais provenientes da destinação inadequada de resíduos sólidos, manifestaram-se em solos com baixa capacidade de troca catiônica e baixos conteúdos de argila, particularmente quanto o pH do solo, determinado em água, estava ao redor de 4,0.

A capacidade de retenção de metais do solo da área de estudo fica evidente ao analisarmos os resultados de Nanni (2003) que, avaliando o solo na mesma área de estudo deste trabalho, observou contaminação do solo com cromo, mercúrio, cádmio, cobre e chumbo. Apesar desta contaminação, observamos que, quando detectados, as concentrações para estes metais nas águas subterrâneas foram compatíveis com o *background* do solo local apresentados por FAURGS (2003), indicando que o transporte destes elementos pelas águas subterrâneas é pouco expressivo.

### **5.1.3 Hidrocarbonetos Totais**

Nanni (2003), ressalta que os dados analíticos de hidrocarbonetos totais representam os teores do solo no momento da coleta da amostra, já que estes podem sofrer variações significativas com o tempo, devido à atenuação natural do contaminante. De acordo com Corseuil (1998), esta degradação natural dos hidrocarbonetos no solo pode ocorrer no período de aproximadamente um ano. A não detecção de hidrocarbonetos nas amostras dos dois aquíferos estudados após as coletas do primeiro semestre de 2002 poderia estar relacionada a este fato, além da interrupção da fonte de contaminação.

Esta atenuação natural corresponde a um conjunto de processos químicos, físicos e biológicos que levam à redução de concentrações, toxicidade ou mobilidade de contaminantes em solos ou águas subterrâneas (USEPA, 1999a). Tais processos agem *in-situ* e incluem mecanismos de biodegradação, dispersão, diluição, volatilização e transformação ou destruição química e/ou biológica de contaminantes.

Considerando a alta toxicidade dos hidrocarbonetos para os organismos aquáticos (Ireland et. al., 1996), a degradação natural destes compostos poderia estar relacionada também como uma das fontes da variabilidade temporal observada nos ensaios ecotoxicológicos das amostras analisadas durante este trabalho.

#### **5.1.4 Fenóis**

Segundo o relatório Ambient Working Water Quality Guidelines for Phenols preparado pelo Water, Air and Climate Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection do Canadá (2002), o termo fenol é utilizado também para designar o conjunto de compostos fenólicos derivados de hidrocarbonetos aromáticos. Segundo este relatório existem grandes variações na toxicidade causada pelos diferentes compostos fenólicos, variando desde 0,09 mg.L<sup>-1</sup> a 85 mg.L<sup>-1</sup> para o microcrustáceo *Daphnia magna* e entre 1,17 mg.L<sup>-1</sup> e 110 mg.L<sup>-1</sup> para *P. promelas*. Tendo em vista que os teores de fenóis nas amostras do aquífero livre e do aquífero semiconfinado foram reportados como fenóis totais, não é possível afirmar a influência destes compostos na toxicidade observada para *C. dubia*, apesar da correlação estatística encontrada.

Apesar desta limitação, a ocorrência destes compostos nos aquíferos estudados alerta para a ocorrência de contaminação destes ambientes. Segundo

CETESB (2003), os fenóis e seus derivados estão ausentes nas águas naturais, sendo sua ocorrência devida a contaminação através das descargas de efluentes industriais.

### **5.1.5 Concentração Iônica**

Uma medida precisa da concentração iônica de uma solução requer uma análise química completa. Por outro lado, parâmetros integrativos como condutividade, salinidade ou sólidos dissolvidos totais (TDS) podem ser usados para estimar a concentração iônica desta solução, na ausência de análises químicas mais completas (Mount et. al. 1997). Amostras com valores elevados de condutividade ou sólidos dissolvidos totais indicam altos valores de íons presentes na solução.

Já é bem conhecido que a concentração iônica de uma solução aquosa pode ter efeitos significativos sobre os organismos presentes nesta solução. Segundo Burnham & Peterka (1975), o efeito tóxico observado em algumas amostras não é dependente somente da concentração de íons, mas do tipo de íons presentes na solução. Alguns trabalhos têm demonstrado que soluções com excesso de íons tipicamente inócuos podem criar situações de toxicidade para organismos aquáticos.

Dickerson et. al. (1996) avaliando a causa da toxicidade de diferentes lagos impactados para *C. dubia* e *P. promelas* concluíram que a toxicidade observada não foi causada por um elemento tóxico em particular, mas pela elevada concentração de íons comuns, como o sódio. Desta forma, a maior incidência de toxicidade sobre as amostras do aquífero livre pode, portanto, estar relacionada a elementos não analisados, refletidos na alta condutividade observada neste ambiente.

### 5.1.6 Nitrogênio Amoniacal

Segundo Baumgartem (1996) e USEPA (1999b) o nitrogênio amoniacal está presente no meio líquido sob duas formas dissolvidas: a amônia ( $\text{NH}_3$ ) e o íon amônio ( $\text{NH}_4$ ), cujas proporções relativas dependem do pH, da temperatura e da concentração dos íons presentes na amostra. A relação entre estas duas formas de especiação química é importante para a avaliação da toxicidade, tendo em vista que a amônia não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ) é 100 vezes mais tóxica que o íon amônio. USEPA (1999) salienta no entanto, que os efeitos do pH e da temperatura sobre a toxicidade do nitrogênio amoniacal ainda são pouco conhecidos.

Fairchild et. al (2000) observaram toxicidade aguda do nitrogênio amoniacal para *P. promelas* em  $21 \text{ mg.L}^{-1}$ . Para a amônia não-ionizada esta toxicidade foi observada em  $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$ . USEPA (1986) reporta que a amônia não-ionizada causa toxicidade aguda para organismos aquáticos em concentrações entre  $0,53$  a  $22,8 \text{ mg.L}^{-1}$  para 19 espécies de invertebrados e entre  $0,083$  a  $4,6 \text{ mg.L}^{-1}$  para 29 espécies de peixes. Efeitos crônicos são reportados em concentrações entre  $0,304$  a  $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$  para espécies de Daphnídeos e entre  $0,0017$  a  $0,612 \text{ mg.L}^{-1}$  para peixes.

A alta toxicidade da amônia observada para os organismos aquáticos e os altos valores obtidos para este parâmetro nas amostras do aquífero livre justificariam as correlações obtidas entre o nitrogênio amoniacal e a presença de toxicidade para *P. promelas* e *C. dubia*.

## **5.2 Ensaio Ecotoxicológicos**

### **5.2.1 Variabilidade dos Resultados**

Os resultados obtidos durante o período de avaliação dos poços de monitoramento do aquífero livre e do aquífero semiconfinado da área de estudo demonstraram, para ambos os ambientes, tanto uma alta variabilidade na toxicidade observada para as três espécies de organismos-teste ensaiadas, como também entre as campanhas amostrais para os mesmos poços de monitoramento.

As diferenças entre os organismos-teste utilizados estão relacionadas às variações nas sensibilidades das espécies aos diversos compostos presentes nas amostras. Segundo Keddy et. al. (1995) e van Gestel et. al. (2001) estas diferenças reforçam a necessidade de incluir-se espécies de distintos níveis tróficos nas baterias de monitoramento, obtendo-se assim uma maior probabilidade de detecção de efeitos nos resultados gerados.

Helma et. al. (1998), ao avaliarem os efeitos genotóxicos e ecotóxicos de uma série de amostras de águas subterrâneas na Áustria ao longo de dois anos de monitoramento, também verificaram uma alta variação nos resultados obtidos para os mesmos pontos de coleta ao longo do tempo nas diferentes campanhas amostrais. A mesma situação foi observada por Boyd et. al. (1997) que relaciona a variabilidade dos efeitos observados à complexidade dos compostos presentes nas amostras, ressaltando que os efeitos sinérgicos, aditivos ou antagônicos devam ser considerados para a interpretação dos resultados.

Um exemplo da complexidade a qual estão sujeitos os organismos-teste em ensaios de toxicidade refere-se ao variável efeito tóxico do cobre sobre as algas. De acordo com Wang et. al. (1997), o cobre é considerado fitotóxico em

concentrações relativamente baixas e apresenta um efeito sinérgico ampliado quando em combinação com o zinco. Entretanto, ambos os metais são considerados como micronutrientes para as algas em concentrações traço, sendo utilizados como constituintes da solução nutritiva para o cultivo em massa destes organismos (USEPA, 1994).

A complexidade das substâncias presentes nas amostras apresentam relação com sua biodisponibilidade, fato que também pode auxiliar na compreensão da variabilidade dos resultados ecotoxicológicos observados nas amostras dos aquíferos avaliados. Segundo Freeze & Cherry (1979) alguns compostos, principalmente metais, apresentam sua solubilidade influenciada por interações com outros constituintes da matriz do solo, adsorção em minerais de argila, em hidróxidos de ferro e manganês e na matéria orgânica. De acordo com Stauber & Florence (1985), o manganês, assim como o ferro, são eficientes captadores de metais em ambientes aquáticos através da adsorção, troca iônica e coprecipitação.

Dados disponibilizados em FAURGS (2003) referem-se as concentrações de manganês na área de estudo como decorrentes da composição natural do solo local. Desta forma, os metais contidos na solução teste dos ensaios de toxicidade poderiam ter suas disponibilidades afetadas por um constituinte natural da área de estudo, influenciando nos resultados obtidos.

Alguns fatores podem ser considerados como responsáveis pela variabilidade dos efeitos tóxicos observados nas amostras da área de estudo. Devem ser consideradas as diferenças nas sensibilidades dos organismos, a complexidade dos compostos presentes nas amostras e a biodisponibilidade das substâncias presentes. A presença de outras substâncias químicas mas não

analisadas nas amostras coletadas também deve ser considerada. Greene et. al. (1988) avaliando a toxicidade de diferentes concentrações de metais presentes em amostras de águas superficiais e subterrâneas para a alga *S. capricornutum* concluíram que a presença de substâncias químicas no ambiente verificadas através da análise química isolada não é precisa para indicar o potencial efeito tóxico da mesma.

Gersberg et. al., (1995) utilizando ensaios de toxicidade para avaliar a eficiência dos trabalhos de remediação em águas subterrâneas verificou que ao final do trabalho houve redução na concentração de alguns compostos químicos avaliados. Apesar desta redução, outros elementos remanescentes, analisados ou não, foram considerados responsáveis pela permanência da toxicidade.

Baun et. al. (2000) ao utilizarem ensaios de toxicidade para avaliarem a toxicidade de amostras de águas subterrâneas ressaltam a dificuldade de se avaliar a concentração de todas as substâncias presentes na amostra, complementando que observaram resultados tóxicos mesmo para as amostras com pouca concentração de compostos tóxicos.

Segundo Greene et al. (1988), esta seria a vantagem dos ensaios de toxicidade sobre as análises químicas no monitoramento ambiental, já que o biomonitoramento provê uma resposta biológica verdadeira e é essencial para a determinação dos efeitos tóxicos. A opinião é também compartilhada por Campbell (1995) e Plette et. al. (1999) que afirmam que em ambientes naturais o efeito causado pela exposição à metais depende não somente do teor total do metal no ambiente, mas também as condições ambientais (pH, concentração de íons competidores, e concentração de ligações complexas na solução).

Também não deve ser descartada como possível fonte de variação na toxicidade observada, a grande variabilidade nos resultados dos parâmetros químicos analisados nas amostras dos dois aquíferos.

### **5.2.2 Influências Sobre a Toxicidade**

A maior incidência de resultados tóxicos para ambos os aquíferos estudados neste trabalho foi obtida com os ensaios com a alga *S. Capricornutum*. Segundo Geis et. al., (2000) as algas apresentam-se como mais sensíveis que invertebrados e peixes em 50% dos casos, e menos sensíveis em 30%. Vários autores comentam uma maior sensibilidade nos ensaios com algas para a avaliação de amostras de águas subterrâneas (Thomas et. al., 1986; Lukasvsky, 1992; Helma, et. al., 1998; Baun et. al. 2000). Entretanto, para os dados apresentados neste trabalho, a maior sensibilidade atribuída às algas pode ser questionada. Amostras cujas análises químicas comprovaram ser impactadas, como as amostras do PM 05 do aquífero livre, que, segundo FUNESP (1998), apresenta uma possível contaminação por parte da Bacia de Aeração presente da área de estudo, apresentaram pouca ou nenhuma toxicidade para *S. capricornutum*.

Conforme Lukasvsky (1992) ensaios de toxicidade com algas são uma importante ferramenta para o monitoramento da qualidade da água superficial e subterrânea. Estes ensaios permitem uma avaliação simples e sensível da qualidade da água do ponto de vista biológico.

Baun, et. al. (1999) e Gustavson et. al. (2000) ressaltam que a toxicidade é uma resposta de todos os compostos presentes na amostra, lembrando que compostos naturais (não introduzidos) presentes nas águas subterrâneas possam estar exercendo influência nesta toxicidade. Além disso,



Mösslacher (2000) comenta que as espécies animais e vegetais podem ser afetadas diretamente (efeito tóxico) e/ou indiretamente por poluentes que induzam mudanças ambientais, como alteração nos nutrientes disponíveis ou nas condições de oxigênio.

Os resultados apresentados neste trabalho trazem referência a correlação observada entre a toxicidade para *S. capricornutum* e o manganês, que conforme discutido anteriormente, apresenta-se na área de estudo em concentrações compatíveis com uma ocorrência natural.

São encontrados na literatura dados referentes a toxicidade do manganês para algas. Concentrações de manganês entre 3 e 50 mg.L<sup>-1</sup> são causadoras de inibição da divisão celular, da fotossíntese e da captura de carbono em *Chlorella*, conforme reportado por Christensen & Scherfig (1979). Estes mesmos autores reportam ainda que a concentração de 3,1 mg.L<sup>-1</sup> de manganês é suficiente para causar uma redução de 50% no crescimento celular de *S. capricornutum*. Hue et. al. (1998) apresentam concentrações entre 0,1 a 0,5 mg.L<sup>-1</sup> de manganês como sendo o limite para a observação de efeitos danosos deste elemento sobre plantas cultivadas. Entretanto, conforme já discutido, segundo Foster & Gomes (1989), e FAURGS (2003) a tendência à precipitação sob a forma de óxidos do manganês em águas subterrâneas reduz consideravelmente sua disponibilidade aos organismos aquáticos e conseqüentemente sua probabilidade de causar efeitos tóxicos diretos.

Segundo Franklin et. al. (2002) interações competitivas entre nutrientes e metais inibidores têm sido identificadas para algumas espécies de microalgas. De acordo com estes autores o manganês pode indisponibilizar metais como o cádmio, zinco e cobre. Stuetz et. al. (1996) concluíram que íons de cobre, zinco,

cobalto e níquel podem ser indisponibilizados através da formação de co-precipitados estáveis de óxidos de manganês, através da oxidação deste metal por algas e bactérias. De acordo com Stauber & Florence (1985) em ensaios de toxicidade com cobre e manganês utilizando algas como organismo-teste, uma concentração de  $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$  de manganês foi suficiente para reduzir a toxicidade do cobre. O manganês adere-se a membrana celular das algas e adsorve metais como o cobre, impedindo sua absorção pela célula.

Tanto o manganês, quanto os metais possíveis de serem indisponibilizados funcionam, em concentrações traço como nutrientes para as algas. Segundo Frankin et. al. (2002), alterações nas concentrações traço destes elementos podem inibir o crescimento algáceo. Os autores discutem que concentrações traço de elementos como o cobre e o zinco desempenham um papel fundamental em muitos sistemas enzimáticos de algas e plantas superiores. Segundo Cheung et. al. (1993) o manganês em concentrações traço é um componente essencial para o sistema fotossintético de transporte de elétrons e o zinco é fundamental para a fixação do carbono pela fotossíntese.

Considerando a capacidade do manganês de tornar indisponíveis outros metais presentes no meio em função de sua oxidação e conseqüente precipitação (Stauber & Florence, 1985), e o constante aporte de oxigênio nas amostras durante a execução dos ensaios com algas devido a contínua agitação orbital dos frascos, não deve ser descartada a possibilidade de interferência deste metal, naturalmente presente nas amostras dos dois aquíferos, sobre a biodisponibilidade dos micronutrientes acrescentados às amostras para a realização do ensaio de toxicidade com algas. Segundo Saterbak et. al. (1999), fatores como a disponibilidade de nutrientes causam considerável impacto sobre o

crescimento vegetal. Este efeito indireto do manganês sobre os ensaios com *S. capricornutum* poderia justificar a correlação positiva obtida estatisticamente entre este metal e a toxicidade observada para a referida alga nas amostras do aquífero livre.

Rodrigues et. al (2000) reportam que uma concentração de cobre de até  $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$  atua como nutriente para o desenvolvimento de *S. capricornutum*, estimulando seu crescimento populacional. Valores próximos a esta concentração foram encontradas em amostras do aquífero semiconfinado, Assim, esta informação poderia justificar a correlação negativa encontrada entre a toxicidade de *S. capricornutum* e o cobre nas amostras deste aquífero.

### **5.2.3 Ensaio de Toxicidade em Águas Subterrâneas**

Apesar dos ensaios de toxicidade terem demonstrado capacidade para avaliação da contaminação das águas subterrâneas da área de estudo, não pode ser descartada, entretanto, uma possível interferência do manganês, presente naturalmente nas amostras, sobre a disponibilidade dos micronutrientes utilizados nos ensaios com a alga *S. capricornutum*.

A alternativa para manter-se os ensaios de toxicidade com algas na bateria de organismos-teste utilizados, seria a adoção de metodologias que minimizassem o efeito do manganês sobre a precipitação dos nutrientes presentes na solução-teste e conseqüentemente sua bioindisponibilidade.

De acordo Baun et. al. (1999) a adição de quelantes como o EDTA (Ácido Etilenodiaminatetraacético) na amostra antes do ensaio de toxicidade poderiam auxiliar nesta função. Os autores, entretanto, enfatizam a necessidade de controle na concentração de EDTA a ser utilizada, pois o excesso deste pode inibir o crescimento algal. Segundo Geis et. al. (2000) e Eklund et. al. (2002) o

EDTA é um importante constituinte do meio nutritivo de algas, forma forte complexos com metais divalentes e trivalentes, aumentando a biodisponibilidade dos elementos-traço do meio. De acordo com Eklund et. al. (2002), o EDTA funciona como um reservatório de elementos-traço no meio de cultivo. A medida que os nutrientes na forma livre são assimilados pelas algas, ocorre uma mudança no equilíbrio da solução. Nesta nova situação novos íons metálicos são liberados pelo EDTA para restabelecer o equilíbrio.

A metodologia proposta em USEPA (2002) para o ensaio de toxicidade com *S. capricornutum* requer a adição de EDTA à solução nutriente. Segundo a metodologia proposta, o EDTA aumenta a performance do ensaio reduzindo as chances de detecção de falso positivo e aumentando a precisão do ensaio. Apesar deste aumento na performance, o USEPA adverte que a adição do EDTA pode causar uma redução na sensibilidade do ensaio quando há suspeitas da presença de metais nas amostras. Geis et. al. (2000), discutindo a utilização do EDTA em ensaios de toxicidade com algas recomenda a utilização do EDTA. Os autores ressaltam que o papel de quelante do EDTA pode torna-se de baixa importância quando utilizando uma bateria de organismos no monitoramento.

Embora não sejam utilizados organismos-teste representativos de ambientes subterrâneos, ensaios ecotoxicológicos são considerados por alguns autores como eficientes ferramentas para avaliar o resultado de programas de remediação de solos e águas subterrâneas contaminadas (Middaugh et. al., 1991; Gersberg et al., 1995, Gustavson et. al., 2000).

Comparativamente, no que se refere ao uso de padrões de referência como indicativo da qualidade das águas, Loehr & Webster (1997) discutem que uma das limitações em usar critérios de caracterização de impactos baseados em

concentrações está na escolha dos valores padrões a serem seguidos. Athey et. al. (1989) reportam que as análises químicas utilizadas de forma isolada têm sido insuficiente para avaliar os impactos de alguns ambientes. Além disso, Smith et. al. (2003) lembram que as substâncias analisadas podem estar com suas concentrações abaixo dos limites permitidos e ainda causarem toxicidade, tanto em função de sua especiação quando do sinergismo com outras substâncias. Desta forma, há a necessidade de avaliações ambientais integradas, principalmente para o monitoramento de misturas complexas.

Vários autores concordam que os resultados obtidos por ensaios de toxicidade indicam o seu potencial para uso em combinação com técnicas analíticas convencionais para o monitoramento de águas subterrâneas (Twerdok, et. al. 1997, Helma et. al. 1998, Gustavson et. al. 2000, Baun et. al. 2000). Os ensaios de toxicidade realizados com as amostras de água subterrânea para os dois aquíferos monitorados da área de estudo demonstraram a diferença existente na qualidade da água subterrânea avaliada. Além disso, em conjunto com o monitoramento químico, os resultados ecotoxicológicos puderam auxiliar na identificação de alguns poluentes com influência sobre a toxicidade das amostras.

Segundo Twerdok et. al. (1997) é difícil de extrapolar dados de toxicidade obtidos em ensaios de laboratório para prever o impacto de substâncias tóxicas ao ambiente. Embora uma previsão perfeita não seja possível, uma bateria de ensaios bem selecionada, integrada com outras avaliações de impacto podem ser utilizadas para um monitoramento mais eficaz dos ambientes. Baun et. al. (1999) relatam que a razão para o uso de uma bateria de ensaios de toxicidade com três níveis tróficos esta na tentativa de aumentar a probabilidade de detectar

algum efeito tóxico específico, além de aumentar a sensibilidade no biomonitoramento.

## 6 Conclusões

- Considerando que águas subterrâneas representam uma mistura complexa de substâncias e que não existem protocolos padronizados ou metodologias de consenso para investigar os efeitos desta misturas complexas de substâncias químicas, o monitoramento ideal a ser realizado irá depender do objetivo proposto. Avaliações de águas subterrâneas para a identificação de seu potencial tóxico para o meio ambiente devem levar em consideração as interações ocorrentes entre seus componentes e podem ser realizadas com auxílio dos ensaios de toxicidade em diferentes níveis tróficos. Por outro lado, avaliações que apresentam como objetivo a identificação de possíveis contaminações do ambiente subterrâneo considerando seu uso potencial no abastecimento público, podem ser realizadas através de uma série de análises químicas isoladas tendo em vista que possíveis efeitos antagônicos entre elementos químicos podem mascarar os efeitos tóxicos a serem observados. Entretanto, neste caso, o total de parâmetros a serem avaliados, assim como os limites de detecção dos métodos analíticos adotados devem ser considerados para garantir uma boa interpretação dos resultados.
- As poucas e baixas correlações encontradas entre os parâmetros químicos e os resultados ecotoxicológicos das águas subterrâneas dos dois aquíferos avaliados reforçam a dificuldade em definir-se parâmetros

individuais responsáveis pela toxicidade para ambientes cujas interações entre as substâncias ocorrem de forma tão complexa.

- Os resultados químicos de metais demonstram a virtual ausência de mercúrio, cobre e cromo nas águas subterrâneas do aquífero livre e ausência de mercúrio nas águas subterrâneas do aquífero semiconfinado. Os metais detectados no aquífero livre (cádmio, manganês, níquel, chumbo e zinco) e os detectados no aquífero semiconfinado (cádmio, cromo, cobre, manganês, níquel, chumbo e zinco) encontram-se em baixas concentrações e são provavelmente de origem natural. Ainda assim não é possível descartar a influência destes elementos nos efeitos tóxicos observados para os dois ambientes estudados.
- A alta toxicidade das águas subterrâneas para *S. capricornutum* observadas neste estudo deve ser avaliada com muito critério. Novas metodologias de ensaios devem ser testadas para tentar diminuir interferências sobre o desenvolvimento das algas durante o ensaio.
- Ensaio de toxicidade com organismos aquáticos podem ser utilizados para o monitoramento de águas subterrâneas. Entretanto, a interpretação dos resultados e as decisões a serem tomadas devem ser mais criteriosas, considerando-se um possível efeito da matriz original do solo sobre os organismos-teste utilizados.



## **7 Sugestões e recomendações para melhoria do monitoramento de águas subterrâneas.**

- A variabilidade dos resultados químicos e ecotoxicológicos observada durante o estudo pode indicar a necessidade de intervalos menores entre as campanhas amostrais. Desta forma, sugere-se a adoção amostragens em intervalos trimestrais para o monitoramento de águas subterrâneas.
- O parâmetro manganês (Mn), ocorre no solo sempre associado ao Ferro (Fe), sendo possível que o efeito observado nos ensaios com a alga *S. capricornutum* tenha influência das concentrações deste último elemento. Desta forma a análise dos valores de ferro nas águas subterrâneas da área de estudo poderiam auxiliar na interpretação de dados futuros.
- Para futuros trabalhos recomenda-se a utilização do processo de filtração das amostras, removendo-se o material particulado e possibilitando a análise dos metais na sua forma dissolvida, a qual apresenta maior influência sobre os organismos expostos.

## 8 Referências Bibliográficas

- Ambient Working Water Quality Guidelines for Phenols: **Technical Report**. 2002. Prepared by the Water, Air and Climate Branch, Ministry of Water, Land and Air Protection, British Columbia, Canada). 16p.
- ARPEL. 1998. Revision de los métodos de limpieza de aguas freáticas contaminadas por productos de petróleo. Asociación Regional de Empresas de Petróleo y Gas Natural em Latinoamérica y Caribe. ARPELCIDA 07EGGUI2098.
- ASTM. 1995. **Standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release sites**. ASTM E1739-95.
- Athey, L. A.; Thomas, J. M.; Miller, W. E.; Word, J. Q. 1989. Evaluation of bioassays for designing sediment cleanup strategies at a wood treatment site. **Environ Toxicol. Chem**, 8: 223–230.
- Baumgarten, M. G. Z.; Rocha, J. M. B.; Niencheski, L. F. H. 1996. **Manual de análises em oceanografia química**. Rio Grande, Ed. FURG, 132p.
- Baun, A.; Kloeft, L., Bjerg, P. L., Nyholm, N. 1999. Toxicity testing of organic chemicals in groundwater polluted with landfill leachate. **Environ. Toxicol. Chem.**, 18 (9): 2046 – 2053.
- Baun, A.; Jensen, S. D.; Bjerg, P. L.; Christensen, T. H.; Nyholm, N. 2000. Toxicity of organic chemical pollution in groundwater downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). **Environ. Toxicol. Chem.**, 34 (9): 1647-1652.
- Bosnak, A. D.; Morgan, E. L. 1981. Acute toxicity of cadmium, zind, and total residual chlorine to epigeane and hypogean isopods (Asellidae). **NSS Buletin**, 43 (1): 12-18.
- Boyd, E; Meharg, A. A.; Killham, K.; Wright, J.; Rumford, S.; Hertheridge, M.; Cumming, R.; Meharg, A. A. 1997. Toxicity assessment of xenobiotic contaminated groundwater using lux modified, *Pseudomonas fluorescens*. **Chemosphere**, 35 (9): 1967 – 1985.
- Brasil. Resolução CONAMA n. 20. Secretaria Especial do Meio Ambiente. Brasília, Diário Oficial da União, 30 de junho de 1986.
- Brasil. Lei Federal 9.433/97. Política Nacional e Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, Diário Oficial da União, 08 de janeiro de 1997.

- Brasil. Portaria Federal 1469. Ministério da Saúde. Brasília, Diário Oficial da União, 29 de dezembro de 2000.
- Brasília. Lei 55/90. Utilização das águas subterrâneas situadas no Distrito Federal. Brasília, 24 de novembro de 1989.
- Brownlow, A.H. 1979. **Geochemistry**. USA, Prentice-Hall, 489p.
- Bruner, M.; Rao, M.; Hull, M. A.; Dumont, J. N.; Jones, T.; Bantle, J. A. 1998. Ground and surface water developmental toxicity at a municipal landfill: Description and weather-related variation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 39: 215-226.
- Brunke, M.; Gonser, T. 1997. The ecological significance of exchange processes between river and groundwater. **Freshwater Biology**, 37: 1-33.
- Burnham, B. L.; Peterka, J. J. 1975. Effects of saline water from North Dakota lakes on survival of fathead minnow (*Pimephales promelas*) embryos and sac fry. **J. Fish. Res. Board Can**, 32: 809-812.
- Caicedo, N.L. 1993. Águas Subterrânea. In: **Hidrologia: ciência e aplicação**. Tucci, C.E.M. (ed.), ABRH, EDUSP, 943p.
- Campbell, P.G.C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: **Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems**. Tessier, A.; Turner, D. R. (eds.). Chichester, UK, John Wiley & Sons, 45-102p.
- CETESB. 1987. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. Coord. Edmundo Garcia Agudo. São Paulo, 150p
- CETESB. 1998. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo: 1997**. São Paulo, 106 p.
- CETESB. 2001a. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Estabelecimento de padrões de referência de qualidade e valores de intervenção para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo: relatório final**. São Paulo, 248p.
- CETESB. 2001b. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo, CETESB, 73 p.
- CETESB. 2003. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo: 2002**. São Paulo, 273 p.
- Cheung, K. C.; Chu, L. M.; Wong, M. H. 1993. Toxic effect of landfill leachate on microalgae. **Water, Air, & Soil Pollution**, 69 (3-4): 337-349.

- Christensen, E. R.; Scherfig, J. 1979. Effects of manganese, copper and lead on *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella atigmatophora*. **Water Res.**, 13 (1): 79 –92.
- Cleary, R. 1989. Hidrologia de águas subterrâneas. In: **Engenharia Hidrológica**. Ramos (ed.). Rio de Janeiro, ABRH, UFRJ, 404p.
- Corseuil, H. X., Hunt, C. S.; Santos, R. C. F.; Alvares, P. J. J. 1998. The influence of the gasoline Oxigenate Ethanol on Aerobic and Anaerobic BTX Biodegradation. **Water Res.**, 32 (7): 2065 – 2072.
- Custódio, E.; Llamas, M.R. 1983. **Hidrologia subterrânea**. Barcelona, Omega S.A., 2v, 2359p.
- Dickerson, K. K.; Hubert, W. A; Bergman, H. L. 1996. Toxicity assessment of water from lakes and wetlands receiving irrigation drain water. **Environ. Toxicol. Chem.**, 15 (7): 1097- 1101.
- Eklund, B.; Bruno, E.; Lithner, G.; Borg, H. 2002. Use of Ethilenediaminetetraacetic Acid in pulp mills and effects on metal mobility and primary production. **Environ. Toxicol. Chem.**, 21 (5): 1040–1051.
- Fairchild, J. F.; Allert, A. L.; Mizzi, J.; Reisenburg, R.; Waddell, B. 2000. **Determination of a safe level of ammonia that is protective of juvenile Colorado Pikeminnow in the upper Colorado River: Report, 1998**. Quick Response Program (91076).
- FAURGS. 2002. Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Avaliação da contaminação por hidrocarbonetos e metais pesados das águas subterrâneas e instalações de poços de monitoramento na Refinaria Alberto Pasqualini/REFAP S.A., Canoas, RS**. Relatório Técnico, Etapa I, 106p.
- FAURGS. 2003. Fundação de Apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Avaliação da contaminação por hidrocarbonetos e metais pesados no solo e água subterrânea e instalações de poços de monitoramento na Refinaria Alberto Pasqualini/REFAP S.A., Canoas, RS**. Relatório Técnico, Etapa II, 172.
- Fetter, C.W. 1994. **Aplied Hydrogeology**. 3<sup>a</sup> ed. New Jersey, Prentice Hall, 691p.
- Finotti, A. R.; Caicedo, N. O. L.; Raya Rodriguez, M. T. 2001. Contaminações subterrâneas com combustíveis derivados de petróleo: Toxicidade e a legislação brasileira. **Rev. Bras. de Recursos Hídricos**, 6 (2): 29 – 46.
- Foster, S.; Gomes, D.C. 1989. **Monitoreo de la calidad de las aguas subterrâneas: una eveluación de métodos e costos**. Lima, Centro Panamericano de Ingeniaria Sanitaria y Ciencias del Meio Ambiente – CEPIS. Disponível em: <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind46/monito/monito.html>

- Foster, S.; Ventura, M.; Hirata, R. 1993. **Poluição de águas subterrâneas**. Série Manuais, Instituto Geológico, Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, 53 p.
- Franklin, N. M.; Stauber, J. L.; Lim, R. P.; Petocz, P. 2002. Toxicity of metal mixtures to a tropical freshwater alga (*Chlorella sp.*): the effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake. **Environ. Toxicol. Chem.**, 21 (11): 2412–2422.
- Freeze, R. A.; Cherry, J. A. 1979. **Groundwater**. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall, 604 p.
- FUNESP. 1998. Fundação da Universidade Estadual Paulista. **Diagnóstico do Lençol Freático da Refinaria Alberto Pasqualini – REFAP**. 90p.
- Galli, R.; Munz, C. D.; Scholtz, R. 1994. Evaluation and application of aquatic toxicity tests: use of the Microtox test for the prediction of toxicity based upon concentrations of contaminants in soil. **Hydrobiologia**, 273: 179-189.
- Geis, S. W.; Fleming, K.; Korthals, E.; Searle, G.; Reynolds, L.; Karner, D. 2000. Modifications to the algal growth inhibition test for use as a regulatory assay. **Environ. Toxicol. Chem.**, 19 (1): 36-41.
- Gersberg, R. M.; Carroquino, M. J.; Fischer, D. E.; Dawsey, J. 1995. Biomonitoring of toxicity reduction during in-situ, bioremediation of monoaromatic compounds in groundwater. **Water Res.**, 29 (2): 545-550.
- Greene, J. C.; Miller, W. E.; Debacon, M.; Long, M. A.; Bartels, C. 1988. Use of *Selenastrum caricornutum* to assess the toxicity potential of surface and ground water contamination caused by chromium waste. **Environ. Toxicol. Chem.**, 7: 35-39.
- Guiguer, N. 2000. **Poluição das águas subterrâneas e do solo causada por vazamentos em postos de abastecimento**. Santo André, SP. São Paulo, Waterloo Hydrogeologic, 356p.
- Gulley, D. D.; Boelter, A. M.; Bergman, H. L. 1988. **Toxstat Version 2.1. Fish Physiology and Toxicology Laboratory**. Laramie, WY, Department of Zoology and Physiology, University of Wyoming,.
- Gustavson, K. E.; Sonsthagen, S. A.; Crunkilton, R. A.; Harkin, J. M. 2000. Groundwater toxicity assessment using bioassay, chemical, and toxicity identification evaluation analyses. **Environ. Toxicol.**, 15 (5): 421-430.
- Helma, C.; Eckl, P.; Gottmann, E.; Kassie, F.; Rodinger, W.; Steinkellner, H.; Windpassinger, C.; Schulte-Hermann, R.; Knasmuller, S. 1998. Genotoxic and ecotoxic effects of groundwaters and their relation to routinely measured chemical parameters. **Environmental Science & Technology**, 32 (12):1799-1805.
- Hem, J.D. 1985. **Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water**. Washington, D.C., USGS Water-Supply Paper 2254.

- Hue, N. J.; Silva, J. A.; Arifin, R. 1988. Sewage sludge-soil interactions as measured by plant and soil chemical composition. **J. Environ. Qual.**, 17: 384-390.
- Ireland, D. S.; Burton, G. A. Jr.; Hess, G.G. 1996. In: Situ toxicity evaluations of turbidity and photoinduction of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Environ. Toxicol. Chem.**, 15: 574-581.
- Keddy, C. J.; Greene, J. C.; Bonnell, M. A. 1995. Review of wholeorganism bioassays: Soil, freshwater sediment and freshwater assessment in Canada. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, 30: 221–251.
- Loehr, R. C.; Webster, M. T. 1997. Effect of treatment on contaminant availability, mobility, and toxicity. In: Linz, D. G.; Nakles, D.V. (eds). **Environmentally Acceptable Endpoints in Soil: Risk-Based Approach to Contaminated Site Management Based on Availability of Chemicals in Soil**. Annapolis, MD, American Academy of Environmental Engineers, 137–386p.
- Lukavsky, J.S. 1992. The evaluation of algal growth-potential (AGP) and toxicity of water by miniaturized growth bioassay. **Water Res.**, 26 (10) 1409-1413.
- Marquezan, R.G. 2000. **Avaliação do potencial de vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na área do sistema de dutos REFAP-COPESUL, Triunfo, RS**. Dissertação de Mestrado em Geociências. Porto Alegre: UFRGS, 167p.
- Matthess, G. ; Harvey, C. 1982. **The Properties of Groundwater**. New York, John Wiley & Sons, 406p.
- Mattiazzo, M.E.; Glória, N.A. 1995. Parâmetros para adição a solos de resíduos contendo metais. I: Estudos com soluções. **Congresso Brasileiro de Ciências do Solo**. Viçosa. MG, **Resumos expandidos**, 2315-2317p.
- Middaugh, D.P.; Mueller, J.G.; Thomas, R.L.; Lantz, S.E.; Hermmer, M.H. Brooks, G.T., Chapman, P.J. 1991. Detoxification of Pentachlorophenol and Creosote Contaminated Groundwater by Physical Extraction: Chemical and Biological Assessment. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, 21: 233 –244.
- Minas Gerais. Lei Estadual 13.771/00. Belo Horizonte, 11 de dezembro de 2000.
- Morel, F. M. M.; Hudson, R. J. M.; Price, N. M. 1991. **Limitation of productivity by trace metals in the sea: Limnol Oceanogr.** 36:1742–1755.
- Mösslacher, F. 2000. Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implication for pollution management. **Archiv Fur Hydrobiologie**, 149 (1): 51-66.
- Mount, D. R.; Gulley, D. D.; Hockett, J. R.; Garrison, T. D.; Evans, J. M. 1997. Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna*, and *Pimephales promelas* (fathead minnows). **Environ. Toxicol. Chem.**, 16 (10): 2009-2019.

- Nanni, A.S. 2003. **Contaminação do meio físico por hidrocarbonetos e metais na área da refinaria Alberto Pasqualini, Canoas, RS.** Dissertação de Mestrado em Geociências. Porto Alegre: UFRGS, 110p.
- Pará. Lei Estadual 6.105/98. Belém, 14 de janeiro de 1998.
- Pernambuco. Lei Estadual 11.427/67. Conservação e a proteção das águas subterrâneas no Estado de Pernambuco. Recife, 17 de janeiro de 1967.
- Pernambuco. Decreto Estadual 20.423/98. Diário Oficial. Recife, 26 de março de 1998.
- Piauí. Lei Estadual 5.165/00. Política estadual de recursos hídricos no Estado do Piauí. Teresina, 17 de agosto de 2000.
- Plette, A. C. C. 1999. Bioavailability of heavy metals in terrestrial and aquatic systems: a quantitative approach. **Environ. Toxicol. Chem.**, 18 (9): 1882-1890.
- Raymond, L. S. 1992. **What is Groundwater. Groundwater Basics.** Bulletin of New York State Water Resources Institute, Cornell University, 10p.
- Rio Grande do Sul. Decreto Estadual 42.047/02. Porto Alegre, Diário Oficial, 27 de dezembro de 2002.
- Rodrigues, L. H. 2002. **Avaliação da sensibilidade de *Raphidocelis subcapitata* (Chlorococcales, Chlorophyta) ao sulfato de cobre e sulfato de zinco através de testes de toxicidade crônica e determinação da densidade algal por espectrofotometria.** Dissertação de Mestrado em Ecologia. Porto Alegre: UFRGS, 84p.
- Rodrigues, L. H.; Arenzon, A.; Rodriguez, M.T.R. 2000. Sensibilidade de *Selenastrum capricornutum* ao sulfato de cobre (Chlorellaceae, Chlorophyta). **VI Encontro de Ecotoxicologia.** São Carlos, São Paulo, Universidade Federal de São Paulo, **Resumos**, 141p.
- Roisenberg, C. 2001. **Hidrogeoquímica do sistema aquífero fraturado Pré-Cambriano e qualidade das águas subterrâneas do Município de Porto Alegre, RS.** Dissertação de Mestrado em Geociências. Porto Alegre: UFRGS, 120p.
- São Paulo. Lei Estadual 6.134/88. Preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2 de junho de 1988.
- São Paulo. Decreto Estadual 32.955/91. São Paulo, Diário Oficial, 08 de fevereiro de 1991, 101 (26).
- Saterbak, A. 1999. Ecotoxicological and analytical assessment of hydrocarbon-contaminated soils and application to ecological risk assessment. **Environ. Toxicol. Chem.**, 18:1591–1607.

- Smith, E. P.; Robinson, T.; Field, L. J.; Norton, S. B. 2003. Predicting sediment toxicity using logistic regression: a concentration – addition approach. **Environ. Toxicol. Chem.**, 22 (3): 565–575.
- Stauber, J. L.; Florence, T. M. 1985. Interactions of copper and manganese: a mechanism by which manganese alleviates copper toxicity to the marine diatom, *Nitzschia closterium* (Ehrenberg). **Aquatic Toxicol.**, 7: 241-254.
- Stuetz, R. M.; Greene, A. C.; Madgwick, J. C. 1996. The Potential Use of Manganese Oxidation in Treating Metal Effluents. **Minerals Engineering**, 9 (12): 1253-1261.
- Sunda, W. G.; Guillard, R. R. L. 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. **J. Mar. Res.**, 34: 511–529.
- Thomas, J. M.; Skalski, J. R.; Cline, J. F.; McShane, M. C.; Simpson, J. C. 1986. Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays. **Environ. Toxicol. Chem.**, 5: 487-501.
- Twerdok, L. E.; Burton, D. T.; Gardner, H. S.; Shedd, T. R.; Wolfe, M. J. 1997. The use of nontraditional assays in an integrated environmental assessment of contaminated ground water. **Environ. Toxicol. Chem.**, 16 (9): 1816-1820.
- USEPA. 1986. **Quality Criteria for Water 1986**. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, DC, 477p.
- USEPA. 1994. **Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms**. 3ed., C.I. Weber (ed.), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. EPA/600/4-91/002
- USEPA. 1999a. **Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites**. Disponível em: <http://www.epa.gov/swerust1/directiv/d9200417.htm>.
- USEPA. 1999b. **Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia**. PB85- 227114, Washington, DC.
- USEPA. 2002. **Short-term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms** . 4ed., U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-821-R-02-013
- van Gestel, C. A. M. 2001. The use of acute and chronic bioassays to determine the ecological risk and bioremediation efficiency of oil-polluted soils. **Environ. Toxicol. Chem.**, 20 (7): 1438–1449.
- VROM. 1994. **Intervention values and target values: Soil quality standards**. Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Department of Soil Protection: The Hague, Netherlands, 19p.
- Wang, W.; Gorusch, J. W.; Hughes, J. S. 1997. **Plants for Environmental Studies**. New York, USA, Lewis Publishers, ISBN I-56670-028-0



## **APÊNDICE A**

**DADOS BRUTOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE REALIZADOS COM AS  
AMOSTRAS DO AQUÍFERO LIVRE DA ÁREA DE ESTUDO.**

## FEVEREIRO/2001

Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>5.410.000</b>	<b>3,5%</b>	Controle	1	<b>5.570.000</b>	<b>3,3%</b>
	2	<b>5.290.000</b>			2	<b>5.230.000</b>	
	3	<b>5.030.000</b>			3	<b>5.190.000</b>	
	4	<b>5.070.000</b>			4	<b>5.230.000</b>	
PM 01	1	<b>1.370.000</b>	<b>4,8%</b>	PM 05	1	<b>4.750.000</b>	<b>2,2%</b>
	2	<b>1.280.000</b>			2	<b>4.930.000</b>	
	3	<b>1.340.000</b>			3	<b>4.720.000</b>	
	4	<b>1.230.000</b>			4	<b>4.890.000</b>	
PM 02	1	<b>2.540.000</b>	<b>4,2%</b>	PM 06	1	<b>1.780.000</b>	<b>3,8%</b>
	2	<b>2.780.000</b>			2	<b>1.880.000</b>	
	3	<b>2.560.000</b>			3	<b>1.720.000</b>	
	4	<b>2.600.000</b>			4	<b>1.760.000</b>	
PM 03	1	<b>1.690.000</b>	<b>4,4%</b>	PM 07	1	<b>1.200.000</b>	<b>5,6%</b>
	2	<b>1.870.000</b>			2	<b>1.240.000</b>	
	3	<b>1.760.000</b>			3	<b>1.340.000</b>	
	4	<b>1.830.000</b>			4	<b>1.350.000</b>	
PM 04	1	<b>1.710.000</b>	<b>4,7%</b>	PM 08	1	<b>1.930.000</b>	<b>5,8%</b>
	2	<b>1.900.000</b>			2	<b>1.720.000</b>	
	3	<b>1.740.000</b>			3	<b>1.740.000</b>	
	4	<b>1.760.000</b>			4	<b>1.890.000</b>	
				PM 09	1	<b>1.810.000</b>	<b>4,2%</b>
					2	<b>1.730.000</b>	
					3	<b>1.860.000</b>	
					4	<b>1.910.000</b>	

## AGOSTO/2001

Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>5.790.000</b>	<b>0,8%</b>	Controle	1	<b>5.860.000</b>	<b>2,5%</b>
	2	<b>5.730.000</b>			2	<b>5.670.000</b>	
	3	<b>5.830.000</b>			3	<b>5.530.000</b>	
	4	<b>5.740.000</b>			4	<b>5.610.000</b>	
PM 01	1	<b>4.660.000</b>	<b>6,1%</b>	PM 05	1	<b>5.040.000</b>	<b>6,0%</b>
	2	<b>4.020.000</b>			2	<b>5.560.000</b>	
	3	<b>4.440.000</b>			3	<b>5.780.000</b>	
	4	<b>4.250.000</b>			4	<b>5.250.000</b>	
PM 02	1	<b>1.830.000</b>	<b>2,7%</b>	PM 06	1	<b>1.970.000</b>	<b>3,8%</b>
	2	<b>1.870.000</b>			2	<b>2.520.000</b>	
	3	<b>1.770.000</b>			3	<b>2.560.000</b>	
	4	<b>1.770.000</b>			4	<b>2.330.000</b>	
PM 03	1	<b>1.780.000</b>	<b>7,0%</b>	PM 07	1	<b>2.550.000</b>	<b>10,6%</b>
	2	<b>1.580.000</b>			2	<b>2.500.000</b>	
	3	<b>1.630.000</b>			3	<b>2.990.000</b>	
	4	<b>1.510.000</b>			4	<b>3.070.000</b>	
PM 04	1	<b>3.690.000</b>	<b>6,5%</b>	PM 08	1	<b>1.330.000</b>	<b>2,4%</b>
	2	<b>3.280.000</b>			2	<b>1.310.000</b>	
	3	<b>3.240.000</b>			3	<b>1.340.000</b>	
	4	<b>3.240.000</b>			4	<b>1.270.000</b>	
				PM 09	1	<b>2.550.000</b>	<b>6,2%</b>
					2	<b>2.760.000</b>	
					3	<b>2.580.000</b>	
					4	<b>2.370.000</b>	

## JANEIRO/2002

Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>4.970.000</b>	<b>10,0%</b>	Controle	1	<b>5.560.000</b>	<b>8,3%</b>
	2	<b>5.560.000</b>			2	<b>4.560.000</b>	
	3	<b>4.500.000</b>			3	<b>5.330.000</b>	
	4	<b>5.560.000</b>			4	<b>5.250.000</b>	
PM 01	1	<b>2.190.000</b>	<b>5,0%</b>	PM 06	1	<b>4.900.000</b>	<b>6,4%</b>
	2	<b>2.330.000</b>			2	<b>5.570.000</b>	
	3	<b>2.130.000</b>			3	<b>5.100.000</b>	
	4	<b>2.370.000</b>			4	<b>5.570.000</b>	
PM 02	1	<b>780.000</b>	<b>10,4%</b>	PM 07	1	<b>3.220.000</b>	<b>10,5%</b>
	2	<b>720.000</b>			2	<b>4.160.000</b>	
	3	<b>610.000</b>			3	<b>3.900.000</b>	
	4	<b>750.000</b>			4	<b>3.760.000</b>	
PM 03	1	<b>290.000</b>	<b>16,7%</b>	PM 08	1	<b>1.930.000</b>	<b>17,7%</b>
	2	<b>310.000</b>			2	<b>1.550.000</b>	
	3	<b>250.000</b>			3	<b>1.250.000</b>	
	4	<b>210.000</b>			4	<b>1.550.000</b>	
PM 04	1	<b>1.550.000</b>	<b>8,3%</b>	PM 09	1	<b>5.460.000</b>	<b>9,3%</b>
	2	<b>1.570.000</b>			2	<b>5.200.000</b>	
	3	<b>1.660.000</b>			3	<b>5.090.000</b>	
	4	<b>1.850.000</b>			4	<b>4.370.000</b>	
PM 05	1	<b>3.880.000</b>	<b>6,7%</b>				
	2	<b>3.900.000</b>					
	3	<b>3.500.000</b>					
	4	<b>3.430.000</b>					

## AGOSTO/2002

Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>13.653.000</b>	<b>10,9%</b>
	2	<b>13.030.000</b>	
	3	<b>12.948.000</b>	
	4	<b>10.536.000</b>	
PM 01	1	<b>12.718.000</b>	<b>1,0%</b>
	2	<b>12.601.000</b>	
	3	<b>12.797.000</b>	
	4	<b>12.499.000</b>	
PM 02	1	<b>1.456.000</b>	<b>8,9%</b>
	2	<b>1.706.000</b>	
	3	<b>1.801.000</b>	
	4	<b>1.613.000</b>	
PM 03	1	<b>1.224.000</b>	<b>7,0%</b>
	2	<b>1.074.000</b>	
	3	<b>1.110.000</b>	
	4	<b>1.237.000</b>	
PM 04	1	<b>9.856.000</b>	<b>1,1%</b>
	2	<b>9.682.000</b>	
	3	<b>9.815.000</b>	
	4	<b>9.944.000</b>	
PM 05	1	<b>14.589.000</b>	<b>4,6%</b>
	2	<b>13.575.000</b>	
	3	<b>15.061.000</b>	
	4	<b>13.959.000</b>	

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>13.653.000</b>	<b>10,9%</b>
	2	<b>13.030.000</b>	
	3	<b>12.948.000</b>	
	4	<b>10.536.000</b>	
PM 06	1	<b>940.000</b>	<b>12,6%</b>
	2	<b>1.235.000</b>	
	3	<b>1,135.000</b>	
	4	<b>986.000</b>	
PM 07	1	<b>1.326.000</b>	<b>7,9%</b>
	2	<b>1.502.000</b>	
	3	<b>1.436.000</b>	
	4	<b>1.259.000</b>	
PM 08	1	<b>1.083.000</b>	<b>5,3%</b>
	2	<b>1.138.000</b>	
	3	<b>1.087.000</b>	
	4	<b>1.212.000</b>	
PM 09	1	<b>1.023.000</b>	<b>6,4%</b>
	2	<b>955.000</b>	
	3	<b>1.101.000</b>	
	4	<b>977.000</b>	

**JANEIRO/2003**

**Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum***

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>4.094.000</b>	<b>8,1%</b>	Controle	1	<b>3.920.000</b>	<b>7,9%</b>
	2	<b>4.846.000</b>			2	<b>4.152.000</b>	
	3	<b>4.807.000</b>			3	<b>4.422.000</b>	
	4	<b>4.884.000</b>			4	<b>4.701.000</b>	
PM 01	1	<b>4.277.000</b>	<b>3,5%</b>	PM 05	1	<b>5.824.000</b>	<b>5,2%</b>
	2	<b>4.026.000</b>			2	<b>5.960.000</b>	
	3	<b>4.316.000</b>			3	<b>5.474.000</b>	
	4	<b>4.065.000</b>			4	<b>5.338.000</b>	
PM 02	1	<b>1.798.000</b>	<b>4,1%</b>	PM 06	1	<b>1.364.000</b>	<b>4,7%</b>
	2	<b>1.896.000</b>			2	<b>1.443.000</b>	
	3	<b>1.916.000</b>			3	<b>1.522.000</b>	
	4	<b>1.985.000</b>			4	<b>1.493.000</b>	
PM 03	1	<b>1.335.000</b>	<b>8,3%</b>	PM 07	1	<b>778.000</b>	<b>5,0%</b>
	2	<b>1.414.000</b>			2	<b>838.000</b>	
	3	<b>1.226.000</b>			3	<b>848.000</b>	
	4	<b>1.493.000</b>			4	<b>878.000</b>	
PM 04	1	<b>657.000</b>	<b>9,8%</b>	PM 08	1	<b>1.433.000</b>	<b>3,9%</b>
	2	<b>798.000</b>			2	<b>1.522.000</b>	
	3	<b>647.000</b>			3	<b>1.572.000</b>	
	4	<b>697.000</b>			4	<b>1.542.000</b>	
				PM 09	1	<b>2.912.000</b>	<b>7,4%</b>
					2	<b>3.485.000</b>	
					3	<b>3.165.000</b>	
					4	<b>3.223.000</b>	

## FEVEREIRO/2001

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia*

CONTROLE										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	2	2	.	6	4	4	4	4	4	5
14/02	7	7	3	9	8	5	8	8	8	8
15/02	7	6	3	5	10	.	11	8	6	10
<b>Total</b>	16	15	6	20	22	9	23	20	18	23

PM 01										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	.	2	+	4	.	4	4	3	.	.
14/02	.	6	/	6	+	2	.	.	.	.
15/02	.	10	/	6	/	.	.	.	.	2
<b>Total</b>	0	18	0+	16	0+	6	4	3	0	2

PM 02										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	6	4	6	7	6	2	4	6	5	4
14/02	8	8	7	4	6	7	8	9	8	7
15/02	11	9	+	+	11	11	12	8	9	10
<b>Total</b>	25	21	13+	11+	12	20	24	23	22	21

PM 03										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	6	.	4	5	5	4	.	6	4	5
14/02	9	3	7	9	8	8	11	8	6	7
15/02	.	8	8	12	10	9	.	12	6	10
<b>Total</b>	15	11	19	26	23	21	11	26	16	22

PM 04										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	.	4	1	.	4	6	.	5	5	4
14/02	.	5	5	6	5	4	1	1	6	6
15/02	6	12	.	10	9	.	2	.	.	10
<b>Total</b>	6	21	6	16	18	10	3	6	11	16

PM 05										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
12/02	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
14/02	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
15/02	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
<b>Total</b>	0+	0+	0+	0+	0+	0+	0+	0+	0+	0+

PM 06										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	.	3	1	+	.	1	.	2	3	.
14/02	12	6	8	/	9	7	10	4	8	2
15/02	.	11	10	/	.	8	3	6	9	3
<b>Total</b>	12	20	19	0+	9	16	13	12	19	5

PM 07										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	.	4	.	.	.	.	6	.	.	1
14/02	1	5	+	+	1	5	3	2	.	7
15/02	.	9	/	/	5	.	.	.	.	.
<b>Total</b>	1	18	0+	0+	6	5	9	2	0	8

PM 08										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	3	2	.	.	.	.	2	.	.	1
14/02	7	9	6	5	6	9	6	6	3	4
15/02	1	11	11	5	.	7	.	5	10	.
<b>Total</b>	11	15	17	10	6	16	8	11	13	5

PM 09										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
08/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
10/02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12/02	+	3	4	4	.	.	4	3	4	4
14/02	/	10	6	8	6	6	6	8	7	5
15/02	/	9	9	10	10	12	7	5	10	9
<b>Total</b>	0+	22	19	22	16	18	17	16	21	18

## AGOSTO/2001

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia*

CONTROLE										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	6	8	6	6	7	8	6	5	8	8
30/08	11	13	13	7	11	12	9	9	13	10
31/08	16	15	13	13	13	13	9	14	17	16
<b>Total</b>	<b>33</b>	<b>36</b>	<b>32</b>	<b>26</b>	<b>31</b>	<b>33</b>	<b>24</b>	<b>28</b>	<b>38</b>	<b>34</b>

PM 01										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	6	.	.	6	7	8	6	5	6	1
30/08	20	16	9	12	8	13	+	13	13	10
31/08	16	.	12	18	16	18	/	.	18	16
<b>Total</b>	<b>42</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>36</b>	<b>31</b>	<b>39</b>	<b>6+</b>	<b>18</b>	<b>37</b>	<b>27</b>

PM 02										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	6	6	6	.	7	+	5	.	.	7
30/08	7	12	5	12	9	/	10	7	10	9
31/08	16	13	8	14	.	/	.	12	1	13
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>31</b>	<b>19</b>	<b>26</b>	<b>16</b>	<b>0+</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>11</b>	<b>29</b>

PM 03										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	.	5	4	6	6	5	4	6	6	7
30/08	3	10	6	8	11	11	6	8	9	13
31/08	9	11	10	13	13	9	9	16	.	.
<b>Total</b>	<b>12</b>	<b>26</b>	<b>20</b>	<b>27</b>	<b>30</b>	<b>25</b>	<b>19</b>	<b>30</b>	<b>15</b>	<b>20</b>

PM 04										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	5	.	.	6	4	6	.	.	5	.
30/08	9	4	10	10	10	13	10	15	9	12
31/08	10	10	3	10	13	15	.	.	14	.
<b>Total</b>	<b>24</b>	<b>14</b>	<b>13</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>34</b>	<b>10</b>	<b>15</b>	<b>28</b>	<b>12</b>

PM 05										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+
30/08	.	+	+	+	+	+	/	+	+	/
31/08	.	/	/	/	/	/	/	/	/	/
<b>Total</b>	<b>0</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>

PM 06										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	+	.	2+	+	6	6	.	+	.	.
30/08	/	4+	/	/	8	+	4	/	+	10
31/08	/	/	/	/	.	/	.	/	/	9+
<b>Total</b>	<b>0+</b>	<b>4+</b>	<b>2+</b>	<b>0+</b>	<b>14</b>	<b>6+</b>	<b>4</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>19+</b>

PM 07										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	.	6	7	.	+	7	.	8	4	5
30/08	11	12	12	17	/	9	.	12	12	18
31/08	16	16	16	.	/	14	.	17	19	.
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>34</b>	<b>35</b>	<b>17</b>	<b>0+</b>	<b>30</b>	<b>0</b>	<b>37</b>	<b>35</b>	<b>23</b>

PM 08										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	6	5	.	6	4	.	5	.	+	.
30/08	10	9	9	6	6	8	8	17	/	15
31/08	16	14	.	15	14	16	.	6	/	13
<b>Total</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>9</b>	<b>27</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>13</b>	<b>23</b>	<b>0+</b>	<b>28</b>

PM 09										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
24/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
26/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
28/08	3	4	6	8	4	4	6	+	6	6
30/08	7	8	10	9	2	8	7	/	10	5
31/08	16	13	15	15	15	14	13	/	14	10
<b>Total</b>	<b>26</b>	<b>25</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>21</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>0+</b>	<b>30</b>	<b>21</b>



## JANEIRO/2002

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia*

CONTROLE										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	1	3	3	2	5	4	5	4	4	8
16.01	6	4	4	2	4	8	.	8	4	5
17.01	7	9	8	10	3+	8	10	7	4	11
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>20</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>12</b>	<b>24</b>

PM 01										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	+	+	.	+	+	+	.	.	+
14.01	.	/	/	+	/	/	/	4	+	/
16.01	8	/	/	/	/	/	/	11	/	/
17.01										
<b>Total</b>	<b>8</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>15</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>

PM 02										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	3	4	3	.	2	.	6	4	.	1
16.01	8	11	.	4	12	4	14	16	.	+
17.01	8	10	+	.	6	.	9	12	+	/
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>25</b>	<b>3+</b>	<b>4</b>	<b>20</b>	<b>4</b>	<b>29</b>	<b>32</b>	<b>0+</b>	<b>1+</b>

PM 03										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
14.01	3	3	3	/	4	3	5	4	5	3
16.01	7	6	7	/	5	7	3	5	6	3
17.01	7	6	6	/	8	12	+	+	+	3
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>0+</b>	<b>17</b>	<b>20</b>	<b>8+</b>	<b>9+</b>	<b>11</b>	<b>9</b>

PM 04										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	5	4	4	3	4	1	1	4	2	1
16.01	6	8	6	5	.	.	.	5	5	3
17.01	16	5	8	6	1	+	+	5	+	5
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>5</b>	<b>1+</b>	<b>1+</b>	<b>14</b>	<b>7+</b>	<b>9</b>

PM 05										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	+	/	+	4	4	+	+	+	+	+
16.01	/	/	/	.	.	/	/	/	/	/
17.01	/	/	/	+	+	/	/	/	/	/
<b>Total</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>4+</b>	<b>4+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>

PM 06										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	6	4	4	4	4	3	5	.	.	3
16.01	+	+	+	1	+	+	+	8	+	+
17.01	/	/	/	+	/	/	/	+	/	/
<b>Total</b>	<b>6+</b>	<b>4+</b>	<b>4+</b>	<b>5+</b>	<b>4+</b>	<b>3+</b>	<b>5+</b>	<b>8+</b>	<b>0+</b>	<b>3+</b>

PM 07										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	4	6	4	6	6	1	4	4	4	5
16.01	+	12	12	9	9	.	17	4	6	6
17.01	/	8	8	8	8	.	6	12	8	8
<b>Total</b>	<b>4+</b>	<b>26</b>	<b>24</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>1</b>	<b>27</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>19</b>

PM 08										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	5	2	3	6	2	3	.	.	3	3
16.01	6	.	6	15	+	6	+	+	3	.
17.01	7	5	17	10	/	6	/	/	.	.
<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>7</b>	<b>26</b>	<b>31</b>	<b>2+</b>	<b>15</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>6</b>	<b>3</b>

PM 09										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
12.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
14.01	5	4	4	3	4	4	5	3	5	5
16.01	.	6	5	12	8	6	10	16	14	6
17.01	6	+	+	8	11	6	+	.	7	+
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>9+</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>19</b>	<b>26</b>	<b>11</b>

## AGOSTO/2002

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia*

CONTROLE										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	3	2	4	3	4	4	4	4
04/09	7	15	7	6	8	8	9	2	17	6
05/09	19	12	16	18	12	9	15	5	10	16
<b>Total</b>	<b>30</b>	<b>31</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>24</b>	<b>20</b>	<b>28</b>	<b>11</b>	<b>31</b>	<b>26</b>

PM 2										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	2	.	.	.	.	.	5	.	.
04/09	5	3	11	12	4	9	6	8	11	5
05/09	16	15	6	10	6	6	8	17	10	13
<b>Total</b>	<b>24</b>	<b>20</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>13</b>	<b>21</b>	<b>14</b>	<b>30</b>	<b>21</b>	<b>18</b>

PM 4										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	3	2	4	4	4	3	4	3	3
04/09	1	+	2	5	7	+	2	6	6	3
05/09	5	/	.	5	6	/	5	3	7	4
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>3+</b>	<b>4</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>4+</b>	<b>10</b>	<b>13</b>	<b>15</b>	<b>10</b>

PM 6										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	5	2	4	+	3	5	4	4
04/09	10	10	7	7	7	/	7	7	10	14
05/09	9	20	19	17	18	/	22	20	10	9
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>26</b>	<b>29</b>	<b>0+</b>	<b>32</b>	<b>32</b>	<b>24</b>	<b>27</b>

PM 8										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	3	4	4	3	4	.	2	3	3
04/09	7	8	7	5	7	6	9	.	8	5
05/09	7	9	16	9	8	9	10	11	19	9
<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>27</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>22</b>	<b>17</b>

PM1										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	2	2	3	+	3	2	4	2	4
04/09	5	4	4	4	/	5	4	4	5	3
05/09	15	13	6	7	/	.	.	.	+	6
<b>Total</b>	<b>24</b>	<b>19</b>	<b>12</b>	<b>14</b>	<b>0+</b>	<b>15</b>	<b>11</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>21</b>

PM 3										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	4	4	4	3	4	4	3	2	4
04/09	14	5	8	5	17	6	5	6	6	4
05/09	10	10	15	17	7	17	7	8	7	7
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>19</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>27</b>	<b>27</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>15</b>

PM 5										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	.	4	.	2	5	4	3	1	3
04/09	9	.	7	10	8	7	7	8	7	10
05/09	.	12	14	19	11	17	.	8	.	.
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>25</b>	<b>29</b>	<b>21</b>	<b>29</b>	<b>11</b>	<b>19</b>	<b>8</b>	<b>9</b>

PM 7										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	2	4	4	3	5	4	4	.	1	4
04/09	3	3	8	7	7	6	7	.	.	6
05/09	8	10	10	7	11	18	23	10	8	7
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>22</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>28</b>	<b>34</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>17</b>

PM 9										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	3	4	4	4	3	4	3	4	5
04/09	6	7	4	7	13	5	6	8	7	5
05/09	11	11	11	10	11	8	12	11	19	15
<b>Total</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>32</b>	<b>16</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>30</b>	<b>25</b>

## JANEIRO/2003

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dúbia*

CONTROLE										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	3	4	4	4	5	7	3	1	1	5
17.01	8	14	13	15	11	13	15	1+	11	11
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>17</b>	<b>19</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>18</b>	<b>2+</b>	<b>12</b>	<b>16</b>

PM 01										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	11	8	5	11	7	8	6	10	7	8
17.01	10	14	10	18	18	16	9	14	10	14
<b>Total</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>15</b>	<b>29</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>15</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>22</b>

PM 02										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	8	3	9	4	11	9	10	5	6	10
17.01	20	11	18	17	20	7	12	18	8	15
<b>Total</b>	<b>28</b>	<b>14</b>	<b>27</b>	<b>21</b>	<b>31</b>	<b>16</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>14</b>	<b>25</b>

PM 03										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	11	11	13	7	10	8	13	12	8	8
17.01	18	23	20	27	18	20	24	21	23	18
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>34</b>	<b>33</b>	<b>34</b>	<b>28</b>	<b>28</b>	<b>37</b>	<b>33</b>	<b>31</b>	<b>26</b>

PM 04										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	8	8	5	8	9	7	7	+	10	12
17.01	8	12	12	10	16	10	7	/	15	13
<b>Total</b>	<b>16</b>	<b>20</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>25</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>0+</b>	<b>25</b>	<b>25</b>

PM 05										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	7	10	10	9	9	10	.	7	6	2
17.01	19	6	19	16	11	9	+	17	10	4
<b>Total</b>	<b>26</b>	<b>16</b>	<b>29</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>0+</b>	<b>24</b>	<b>16</b>	<b>6</b>

PM 06										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	12	9	11	13	4	11	10	12	11	8
17.01	13	22	+	22	+	6	+	26	4	20
<b>Total</b>	<b>25</b>	<b>31</b>	<b>11</b>	<b>35</b>	<b>4+</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>38</b>	<b>15</b>	<b>28</b>

PM 07										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	14	13	12	11	10	13	10	12	4	3
17.01	17	21	19	21	21	20	20	24	2	.
<b>Total</b>	<b>31</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>31</b>	<b>33</b>	<b>30</b>	<b>36</b>	<b>6</b>	<b>3</b>

PM 08										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	14	9	11	14	12	12	12	11	15	3
17.01	13	14	16	18	17	15	16	9	15	17
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>27</b>	<b>42</b>	<b>29</b>	<b>27</b>	<b>28</b>	<b>20</b>	<b>30</b>	<b>20</b>

PM 09										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	.	.	+	+	.	2	+	1	1	2
17.01	4	7	/	/	4	4	/	5	5	1
<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>7</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>0+</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>3</b>

### FEVEREIRO/2001

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle	100	100	100		0,20	
PM 01	0	0	0	*	-	
PM 02	100	100	100		0,23	
PM 03	100	100	100		0,20	
PM 04	0	0	0	*	-	
PM 05	0	0	0	*	-	
PM 06	100	100	100		0,20	
PM 07	100	100	100		0,19	
PM 08	80	100	90		0,17	
PM 09	100	70	85		0,21	

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

### AGOSTO/2001

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle	100	100	100		0,285	
PM 01	0	0	0	*	-	
PM 02	100	90	95		0,345	
PM 03	80	90	85		0,210	*
PM 04	60	50	55	*	-	
PM 05	20	20	20	*	-	
PM 06	0	0	0	*	-	
PM 07	80	90	85		0,265	
PM 08	100	90	05	*	-	
PM 09	100	100	100		0,270	

### JANEIRO/2002

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle	100	100	100		0,32	
PM 01	0	0	0	*	-	
PM 02	0	0	0	*	-	
PM 03	0	0	0	*	-	
PM 04	0	0	0	*	-	
PM 05	50	80	65	*	-	
PM 06	90	100	95		0,30	
PM 07	70	80	75		0,22	*
PM 08	50	50	50	*	-	
PM 09	100	100	100		0,30	

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

### AGOSTO/2002

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle	100	100	100		0,42	
PM 01	60	50	55	*	-	
PM 02	100	100	100		0,435	
PM 03	90	90	90		0,325	
PM 04	90	90	90		0,365	
PM 05	40	50	45	*	-	
PM 06	90	100	95		0,36	
PM 07	80	90	85		0,285	*
PM 08	90	80	95		0,42	
PM 09	90	100	95		0,30	*

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

### JANEIRO/2003

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle	100	100	100		0,23	
PM 01	90	100	95		0,20	
PM 02	100	100	100		0,23	
PM 03	90	90	90		0,22	
PM 04	90	90	90		0,19	
PM 05	60	60	60	*	-	
PM 06	100	90	95		0,23	
PM 07	100	100	100		0,18	
PM 08	80	100	90		0,22	
PM 09	90	90	90		0,17	

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

## **APÊNDICE B**

**DADOS BRUTOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE REALIZADOS COM AS  
AMOSTRAS DO AQÜÍFERO SEMICONFINADO DA ÁREA DE ESTUDO.**

**FEVEREIRO/2002****Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum***

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>4.960.000</b>	<b>7,7%</b>
	2	<b>5.070.000</b>	
	3	<b>4.400.000</b>	
	4	<b>4.390.000</b>	
PM 10	1	<b>5.910.000</b>	<b>6,9%</b>
	2	<b>5.820.000</b>	
	3	<b>5.050.000</b>	
	4	<b>5.550.000</b>	
PM 11	1	<b>5.590.000</b>	<b>9,3%</b>
	2	<b>4.820.000</b>	
	3	<b>5.480.000</b>	
	4	<b>4.620.000</b>	
PM 12	1	<b>4.210.000</b>	<b>5,2%</b>
	2	<b>4.630.000</b>	
	3	<b>4.610.000</b>	
	4	<b>4.240.000</b>	
PM 13	1	<b>1.550.000</b>	<b>15,6%</b>
	2	<b>1.870.000</b>	
	3	<b>1.330.000</b>	
	4	<b>1.400.000</b>	
PM 14	1	<b>3.280.000</b>	<b>4,6%</b>
	2	<b>2.980.000</b>	
	3	<b>2.980.000</b>	
	4	<b>3.070.000</b>	
PM 15	1	<b>4.960.000</b>	<b>7,7%</b>
	2	<b>5.070.000</b>	
	3	<b>4.400.000</b>	
	4	<b>4.390.000</b>	
PM 16	1	<b>5.910.000</b>	<b>6,9%</b>
	2	<b>5.820.000</b>	
	3	<b>5.050.000</b>	
	4	<b>5.550.000</b>	

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>3.727.000</b>	<b>3,4%</b>
	2	<b>3.920.000</b>	
	3	<b>3.843.000</b>	
	4	<b>4.036.000</b>	
PM 17	1	<b>597.000</b>	<b>4,4%</b>
	2	<b>607.000</b>	
	3	<b>637.000</b>	
	4	<b>657.000</b>	
PM 18	1	<b>1.994.000</b>	<b>7,8%</b>
	2	<b>1.749.000</b>	
	3	<b>1.877.000</b>	
	4	<b>1.670.000</b>	



## AGOSTO/2002

### Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>11.0004.000</b>	<b>7,7%</b>	Controle	1	<b>10.374.000</b>	<b>2,7%</b>
	2	<b>11.546.000</b>			2	<b>8.874.000</b>	
	3	<b>10.861.000</b>			3	<b>9.994.000</b>	
	4	<b>11.257.000</b>			4	<b>9.335.000</b>	
PM 10	1	<b>4.238.000</b>	<b>6,9%</b>	PM 15	1	<b>1.242.000</b>	<b>2,8%</b>
	2	<b>4.132.000</b>			2	<b>1.132.000</b>	
	3	<b>4.305.000</b>			3	<b>929.000</b>	
	4	<b>4.035.000</b>			4	<b>1.466.000</b>	
PM 11	1	<b>12.321.000</b>	<b>9,3%</b>	PM 16	1	<b>10.612.000</b>	<b>3,1%</b>
	2	<b>12.556.000</b>			2	<b>11.692.000</b>	
	3	<b>11.804.000</b>			3	<b>11.742.000</b>	
	4	-			4	<b>12.092.000</b>	
PM 12	1	<b>1.104.000</b>	<b>5,2%</b>	PM 17	1	<b>6.818.000</b>	<b>7,5%</b>
	2	<b>1.209.000</b>			2	<b>6.635.000</b>	
	3	<b>1.091.000</b>			3	<b>7.573.000</b>	
	4	<b>1.274.000</b>			4	<b>7.509.000</b>	
PM 13	1	<b>9.293.000</b>	<b>15,6%</b>	PM 18	1	<b>7.507.000</b>	<b>5,6%</b>
	2	<b>8.656.000</b>			2	<b>7.528.000</b>	
	3	<b>8.268.000</b>			3	<b>7.634.000</b>	
	4	<b>8.281.000</b>			4	<b>7.697.000</b>	
PM 14	1	<b>8.121.000</b>	<b>15,6%</b>	PM 19	1	<b>3.160.000</b>	<b>5,9%</b>
	2	<b>7.128.000</b>			2	<b>3.180.000</b>	
	3	<b>7.229.000</b>			3	<b>3.034.000</b>	
	4	<b>7.523.000</b>			4	<b>2.917.000</b>	

## JANEIRO/2003

### Registro de dados do ensaio de avaliação da toxicidade para *S. capricornutum*

Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.	Amostra	Réplica	Concentração. final da alga	C.V.
Controle	1	<b>3.262.000</b>	<b>6,9%</b>	Controle	1	<b>3.727.000</b>	<b>3,4%</b>
	2	<b>3.514.000</b>			2	<b>3.920.000</b>	
	3	<b>3.833.000</b>			3	<b>3.843.000</b>	
	4	<b>3.417.000</b>			4	<b>4.036.000</b>	
PM 10	1	<b>1.522.000</b>	<b>10,9%</b>	PM 15	1	<b>597.000</b>	<b>4,4%</b>
	2	<b>1.778.000</b>			2	<b>607.000</b>	
	3	<b>1.896.000</b>			3	<b>637.000</b>	
	4	<b>1.542.000</b>			4	<b>657.000</b>	
PM 11	1	<b>3.843.000</b>	<b>6,3%</b>	PM 16	1	<b>1.994.000</b>	<b>7,8%</b>
	2	<b>3.504.000</b>			2	<b>1.749.000</b>	
	3	<b>3.620.000</b>			3	<b>1.877.000</b>	
	4	<b>4.036.000</b>			4	<b>1.670.000</b>	
PM 12	1	<b>211.000</b>	<b>9,8%</b>	PM 17	1	<b>3.582.000</b>	<b>7,4%</b>
	2	<b>241.000</b>			2	<b>3.930.000</b>	
	3	<b>221.000</b>			3	<b>3.824.000</b>	
	4	<b>262.000</b>			4	<b>3.320.000</b>	
PM 13	1	<b>4.807.000</b>	<b>8,7%</b>	PM 18	1	<b>3.862.000</b>	<b>4,9%</b>
	2	<b>4.865.000</b>			2	<b>4.306.000</b>	
	3	<b>4.200.000</b>			3	<b>4.007.000</b>	
	4	<b>4.123.000</b>			4	<b>3.930.000</b>	
PM 14	1	<b>2.766.000</b>	<b>9,9%</b>	PM 19	1	<b>506.000</b>	<b>4,5%</b>
	2	<b>2.239.000</b>			2	<b>526.000</b>	
	3	<b>2.669.000</b>			3	<b>486.000</b>	
	4	<b>2.805.000</b>			4	<b>476.000</b>	

## FEVEREIRO/2002

**Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia***

<b>CONTROLE</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	.	3	1	3	5	2	.	1	5	1
27.02	3	5	4	.	10	6	4	6	10	10
28.02	12	10	6	15	5	12	8	13	6	6
<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>11</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>12</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>17</b>

<b>PM 10</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	1	3	4	5	3	5	.	4	5	3
27.02	10	7	5	7	5	5	6	8	6	6
28.02	10	9	4	13	11	14	3	7	9	8
<b>Total</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>25</b>	<b>19</b>	<b>24</b>	<b>9</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>17</b>

<b>PM 11</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	1	.	4	4	2	+	3	5	3	2
27.02	4	6	6	8	6	/	8	6	6	4
28.02	6	5	13	12	9	/	8	9	12	4
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>17</b>	<b>0+</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>10</b>

<b>PM 12</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	4	5	4	4	.	4	2	.	4	10
27.02	9	12	11	10	8	9	10	13	9	4
28.02	6	17	16	21	10	+	8	15	14	8
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>35</b>	<b>18</b>	<b>13</b>	<b>20</b>	<b>28</b>	<b>27</b>	<b>22</b>

<b>PM 13</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	2	3	.	3	5	4	+	+	5	5
27.02	6	+	3	5	7	4	/	/	3	4
28.02	3	/	3	11	9	11	/	/	6	12
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>3+</b>	<b>6</b>	<b>19</b>	<b>21</b>	<b>19</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>14</b>	<b>21</b>

<b>PM 14</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	4	4	3	4	.	3	4	4	4	6
27.02	7	6	6	10	10	17	12	11	7	5
28.02	7	9	14	7	6	8	6	7	9	7
<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>16</b>	<b>28</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>23</b>	<b>18</b>

<b>PM 15</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	+	4	.	4	3	4	.	2	.	4
27.02	/	16	12	12	7	12	7	4	8	7
28.02	/	11	10	8	11	8	21	12	12	12
<b>Total</b>	<b>0+</b>	<b>31</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>21</b>	<b>24</b>	<b>28</b>	<b>18</b>	<b>20</b>	<b>23</b>

<b>PM 16</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	.	1	4	3	3	3	2	4	3	5
27.02	12	7	6	7	7	7	12	7	11	5
28.02	8	14	17	8	15	13	6	9	9	8
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>27</b>	<b>18</b>	<b>25</b>	<b>23</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>23</b>	<b>18</b>

<b>PM 17</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	3	4	10	4	3	4	4	2	3	4
27.02	13	17	11	13	6	16	11	6	18	6
28.02	11	13	10	10	14	9	14	18	5	8
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>19</b>	<b>29</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>18</b>

<b>PM 18</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	3	3	3	2	3	.	3	4	4	5
27.02	7	12	20	9	15	+	6	17	6	15
28.02	15	10	11	20	12	/	16	14	8	.
<b>Total</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>30</b>	<b>0+</b>	<b>25</b>	<b>35</b>	<b>18</b>	<b>20</b>

<b>PM 19</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
21.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
23.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
25.02	5	.	.	1	3	.	3	.	4	4
27.02	.	12	11	8	6	12	6	7	12	5
28.02	4	7	6	.	.	10	8	3	11	8
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>19</b>	<b>17</b>	<b>9</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>27</b>	<b>24</b>

**AGOSTO/2002****Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia***

<b>CONTROLE</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	3	2	4	3	4	4	4	4
04/09	7	15	7	6	8	8	9	2	17	6
05/09	19	12	16	18	12	9	15	5	10	16
<b>Total</b>	<b>30</b>	<b>31</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>24</b>	<b>20</b>	<b>28</b>	<b>11</b>	<b>31</b>	<b>26</b>

<b>Controle - dureza 10</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	2	4	3	4	4	5	4	4
04/09	5	7	5	6	13	7	6	6	7	4
05/09	14	7	7	7	1	6	6	.	.	7
<b>Total</b>	<b>23</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>16</b>	<b>17</b>	<b>16</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>15</b>

<b>PM 10</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	3	3	3	3	5	4	.	4	8
04/09	6	8	6	7	7	7	6	7	8	8
05/09	7	2	12	15	6	9	13	12	8	6
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>13</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>22</b>

<b>PM 11</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	.	4	3	4	.	4	4	5	8
04/09	2	2	6	5	4	5	3	6	.	5
05/09	4	6	7	13	12	.	9	9	.	3
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>17</b>	<b>21</b>	<b>20</b>	<b>5</b>	<b>16</b>	<b>19</b>	<b>5</b>	<b>16</b>

<b>PM 12</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	3	4	2	4	4	.	3	5	2
04/09	4	1	2	6	5	5	6	6	7	3
05/09	7	6	16	8	7	17	5	9	7	7
<b>Total</b>	<b>14</b>	<b>10</b>	<b>22</b>	<b>16</b>	<b>16</b>	<b>26</b>	<b>11</b>	<b>18</b>	<b>19</b>	<b>12</b>

<b>PM 13</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	3	4	4	+	5	5	6	4	4
04/09	5	6	7	1	/	6	7	6	6	5
05/09	12	8	14	9	/	15	18	14	14	13
<b>Total</b>	<b>21</b>	<b>17</b>	<b>25</b>	<b>14</b>	<b>0+</b>	<b>26</b>	<b>30</b>	<b>26</b>	<b>24</b>	<b>22</b>

<b>PM 14</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	4	5	3	3	4	4	2	4	3
04/09	15	8	8	4	7	7	8	5	8	6
05/09	11	9	10	19	16	8	8	9	17	12
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>19</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>29</b>	<b>21</b>

<b>PM 15</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	4	4	5	4	4	1	3	4
04/09	7	7	3	8	18	6	8	6	6	4
05/09	9	8	10	11	10	13	12	7	11	5
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>19</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>33</b>	<b>23</b>	<b>24</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>13</b>

<b>PM 16</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	4	4	4	2	5	4	4	1	2
04/09	7	10	8	9	16	6	11	7	5	4
05/09	11	10	19	10	7	13	21	18	15	9
<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>31</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>22</b>	<b>16</b>	<b>15</b>

<b>PM 17</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	4	2	4	3	4	4	4	2	4	3
04/09	5	6	7	5	4	6	3	4	2	2
05/09	8	7	6	12	12	11	8	12	.	.
<b>Total</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>21</b>	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>6</b>	<b>5</b>

<b>PM 18</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	3	3	4	4	2	4	3	4	5
04/09	5	10	3	7	7	6	7	7	7	7
05/09	8	9	10	10	17	7	11	1	19	8
<b>Total</b>	<b>16</b>	<b>22</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>28</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>30</b>	<b>20</b>

<b>PM 19</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
29/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
31/08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
02/09	3	2	3	2	4	5	4	4	4	4
04/09	5	3	4	7	8	7	6	7	6	4
05/09	12	5	7	11	19	9	11	20	4	3
<b>Total</b>	<b>20</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>20</b>	<b>31</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>31</b>	<b>14</b>	<b>11</b>

## JANEIRO/2003

### Registro de dados de ensaio de avaliação da toxicidade crônica para *C. dubia*

<b>CONTROLE</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	10	.	.	11	1	1	8	9	7	8
17.01	6	12	6	12	8	+	13	11	13	7
<b>Total</b>	<b>16</b>	<b>12</b>	<b>6</b>	<b>23</b>	<b>9</b>	<b>1+</b>	<b>21</b>	<b>20</b>	<b>20</b>	<b>15</b>

<b>PM 10</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	8	10	8	12	11	11	9	10	12	7
17.01	23	21	20	9	1	12	17	20	16	6
<b>Total</b>	<b>31</b>	<b>31</b>	<b>28</b>	<b>21</b>	<b>12</b>	<b>23</b>	<b>26</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>13</b>

<b>PM 11</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	9	8	11	13	10	1	9	10	9	9
17.01	6	14	17	16	17	7	18	16	8	14
<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>22</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>27</b>	<b>8</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>17</b>	<b>23</b>

<b>PM 12</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	10	9	10	15	12	10	10	12	11	9
17.01	14	16	10	18	7	17	16	14	17	9
<b>Total</b>	<b>24</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>33</b>	<b>19</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>28</b>	<b>18</b>

<b>PM 13</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	2	+	+	+	+	+	+	+	+	.
17.01	+	/	/	/	/	/	/	/	/	.
<b>Total</b>	<b>2+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0+</b>	<b>0</b>

<b>PM 14</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	1	.	9	8	6	2	5	1	8	8
17.01	7	6	21	4	1	19	21	8	7	11
<b>Total</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>30</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>21</b>	<b>26</b>	<b>9</b>	<b>15</b>	<b>19</b>

<b>PM 15</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	11	14	13	12	15	13	7	10	9	10
17.01	18	23	25	27	28	42	19	26	27	23
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>37</b>	<b>38</b>	<b>39</b>	<b>43</b>	<b>55</b>	<b>26</b>	<b>36</b>	<b>36</b>	<b>33</b>

<b>PM 16</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	5	8	10	11	9	12	12	11	5	7
17.01	27	20	23	20	17	20	22	20	5	6
<b>Total</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>33</b>	<b>31</b>	<b>26</b>	<b>32</b>	<b>34</b>	<b>31</b>	<b>10</b>	<b>13</b>

<b>PM 17</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.
15.01	/	7	2	4	/	5	4	2	6	.
17.01	/	6	2	.	/	5	.	4	8	5
<b>Total</b>	<b>0+</b>	<b>13</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>0+</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>5</b>

<b>PM 18</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
15.01	8	8	9	10	.	12	/	8	9	7
17.01	19	18	17	7	10	18	/	14	24	4
<b>Total</b>	<b>27</b>	<b>26</b>	<b>26</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>0+</b>	<b>22</b>	<b>33</b>	<b>11</b>

<b>PM 19</b>										
Data	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10/01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
13.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
15.01	13	12	8	12	12	14	10	15	12	8
17.01	18	21	20	21	29	21	20	24	31	5
<b>Total</b>	<b>31</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>33</b>	<b>41</b>	<b>35</b>	<b>30</b>	<b>39</b>	<b>43</b>	<b>13</b>

## FEVEREIRO/2002

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle – Dureza 10	90	100	95		0,382	0,265
PM 10	90	100	95		0,395	0,215
PM 11	100	100	100		0,325	0,215
PM 12	100	90	95		0,413	0,275
PM 13	70	50	60	*	-	-
PM 14	90	100	95		0,388	0,28
PM 15	90	80	85		0,399	0,265
PM 16	90	90	90		0,368	0,30
PM 17	100	100	100		0,367	0,195
PM 18	90	100	95		0,401	0,235
PM 19	90	100	95		0,380	0,295

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

## AGOSTO/2002

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle – Dureza 10	100	100	100		0,345	
PM 10	100	100	100		0,295	
PM 11	100	90	95		0,30	
PM 12	100	100	100		0,38	
PM 13	100	100	100		0,325	
PM 14	90	100	95		0,325	
PM 15	80	80	80		0,415	
PM 16	90	100	95		0,305	
PM 17	90	60	75	*	-	
PM 18	90	100	95		0,34	
PM 19	90	90	90		0,395	

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle

## JANEIRO/2003

Registro de dados do ensaio da avaliação de toxicidade crônica para *P. promelas*

Amostras	Sobrevivência (%)				Crescimento	
	Réplica 1	Réplica 2	Média	Sig	Peso Médio Peixe (mg)	Sig
Controle – Dureza 48	100	100	100		0,382	
Controle – Dureza 10	90	100	100		0,395	
PM 10	100	100	100		0,325	
PM 11	100	100	100		0,413	
PM 12	100	100	100		0,379	
PM 13	100	90	95		0,388	
PM 14	100	100	100		0,399	
PM 15	100	100	100		0,368	
PM 16	100	100	100		0,367	
PM 17	100	100	100		0,401	
PM 18	90	90	90		0,380	
PM 19	100	100	100		0,420	

\*Sig – diferença estatisticamente significativa com relação ao grupo controle