



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DO LITORAL PAULISTA - UNIDADE DE SÃO VICENTE**

Andréa Pimenta Ambrozevicius

**Estudo da Contribuição Tóxica de Corpos d'Água
Afluentes para as Praias de Santos e São Vicente, Litoral
Sudeste do Estado de São Paulo.**

São Vicente, SP.

2005

Andréa Pimenta Ambrozevicius

**Estudo da Contribuição Tóxica de Corpos d'Água
Afluentes para as Praias de Santos e São Vicente, Litoral
Sudeste do Estado de São Paulo.**

Trabalho de Conclusão do curso de graduação em Ciências Biológicas, modalidade Gerenciamento Costeiro, da Universidade Estadual Paulista – Campus do Litoral Paulista, Unidade São Vicente.

Orientador

Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

São Vicente, SP.

2005

Agradecimentos

Ao meu orientador, pela chance de desenvolver o presente projeto e por abrir novas oportunidades; à FAPESP, pelo apoio financeiro; aos funcionários Márcia, Wagner e Beto, do laboratório da UNESP CLP/SV, pela ajuda técnica; aos funcionários da biblioteca do campus, pelos esclarecimentos e aos pesquisadores do Laboratório de Ecotoxicologia da UNISANTA, em especial Sérgio e Camilo, pelo fornecimento dos organismos-teste.

Agradeço aos colegas e professores da graduação pela minha formação, especialmente à turma do Gerco, pela união e discussões enriquecedoras.

Gostaria de agradecer também às pessoas que não participaram diretamente do projeto, mas me apoiaram durante sua execução: Talib Abrahão, meu marido, e Nazareth Pimenta Ambrozevicius, minha mãe, pela paciência de lidar com a minha filha, a pequena Luna, nos momentos em que precisei me dedicar ao trabalho.

Por fim, agradeço ao meu pai, Nelson Ambrozevicius, e aos meus irmãos, Luciana e Alexandre Pimenta Ambrozevicius, por serem exemplos a seguir e também por me apoiarem, acreditando nas minhas escolhas.

AMBROZEVICIUS, A. P. Estudo da Contribuição Tóxica de Corpos d'Água Afluentes para as Praias de Santos e São Vicente, Litoral Sudeste do Estado de São Paulo. 2005. 45 p. Trabalho de Conclusão do Curso (Graduação em Ciências Biológicas, modalidade Gerenciamento Costeiro). Universidade Estadual Paulista – Campus do Litoral Paulista, São Vicente.

Resumo

No presente projeto, foi estudada a contribuição tóxica dos pequenos corpos d'água afluentes às praias de Santos e São Vicente. Foram selecionados oito pontos de coleta em Santos e sete em São Vicente, que foram amostrados em quatro campanhas, realizadas entre os meses de março e outubro. Foram medidos os principais parâmetros físico-químicos (pH, condutividade, salinidade, oxigênio dissolvido, temperatura, cloro total e nitrogênio amoniacal total) e realizados testes de toxicidade com o crustáceo *Daphnia similis*. Os resultados indicam que houve contribuição tóxica efetiva para as praias, de cinco dos 15 corpos hídricos amostrados, em pelo menos uma ocasião. Não foi constatada variabilidade temporal significativa, mas as duas primeiras campanhas, realizadas nos meses de chuvas mais abundantes e de temperaturas mais elevadas, apresentaram maior toxicidade. Não houve relação direta entre a toxicidade das amostras e os parâmetros físico-químicos medidos, mas os níveis de nitrogênio amoniacal se mostraram bastante elevados (1,5 ppm ou mais). Espera-se que os resultados obtidos durante o projeto possam fornecer subsídios para o controle adequado das fontes de contaminação das praias e seu saneamento.

Palavras-chave: riachos, Baía de Santos, toxicidade, poluição aquática, *Daphnia similis*

AMBROZEVICIUS, A. P. Estudo da Contribuição Tóxica de Corpos d'Água Afluentes para as Praias de Santos e São Vicente, Litoral Sudeste do Estado de São Paulo. 2005. 45 p. Trabalho de Conclusão do Curso (Graduação em Ciências Biológicas, modalidade Gerenciamento Costeiro). Universidade Estadual Paulista – Campus do Litoral Paulista, São Vicente.

Abstract

The main purpose of this project was to study the toxic contribution of small water bodies for the beaches of Santos and São Vicente cities. Water samples were collected from natural and artificial water channels at 15 sites, from March to October 2005. Each site was sampled four times. Samples were physically and chemically analyzed for some parameters: pH, conductivity, dissolved oxygen, temperature, salinity, presence of chlorine and total ammonia contents. The *Daphnia similis* 48-h immobilization bioassays were carried out to evaluate the toxicity of pollutants in the environment. The results evidenced the existence of toxic contribution in five water bodies, in at least one time. On the other hand, no significant temporal variability was found. Moreover, during the first months, when temperature was higher and the rains more abundant, the toxicity was greater. The levels of ammonia were very high in many samples (1,5 ppm or greater), however, there was not any direct relationship between the toxicity of the samples and the physical-chemical parameters. Since acute toxicity was detected, actions aiming to control the pollution sources and guarantee the beaches sanitation must be taken.

Keywords: rivers, Santos Bay, toxicity, water pollution, *Daphnia similis*

Sumário

| | |
|--|----|
| 1. Introdução e revisão da literatura..... | 06 |
| 2. Objetivos..... | 11 |
| 3. Material e métodos..... | 12 |
| 4. Resultados..... | 16 |
| 5. Discussão..... | 28 |
| 6. Conclusões..... | 35 |
| 7. Referências bibliográficas..... | 36 |
| 8. Anexo I: Tabelas originais dos testes de toxicidade de Santos..... | 40 |
| 9. Anexo II: Tabelas originais dos testes de toxicidade de São Vicente | 42 |
| 10. Anexo III: Fotos de alguns pontos de coleta em Santos..... | 44 |
| 11. Anexo IV: Fotos de alguns pontos de coleta em São Vicente..... | 45 |

1. Introdução e revisão de literatura

Tradicionalmente, os métodos utilizados para proteger os sistemas aquáticos dos impactos antropogênicos se baseavam no controle do fluxo de águas residuais e outras fontes de poluição, através do monitoramento da concentração de oxigênio dissolvido nas águas receptoras. Posteriormente, maior atenção passou a ser dispensada aos poluentes que causam prejuízos devido aos seus efeitos tóxicos (Blum & Speece, 1990), porém apenas recentemente começaram a ser utilizadas abordagens que medem os efeitos biológicos dos poluentes (Abessa, 2002). Nesse contexto, estão inseridos os testes ecotoxicológicos, que podem ser usados tanto para se determinar o efeito potencial dos contaminantes sobre o ambiente, quanto para prever os níveis seguros de substâncias no ambiente (Sverdrup *et al.*, 2002).

Dentre os organismos mais usados em testes ecotoxicológicos, o microcrustáceo *Daphnia similis*, conhecido como pulga d'água (ilustração 1), é indicado para avaliação da qualidade de cursos de água doce, devido a sua sensibilidade a contaminantes e boa precisão (Bertoletti *et al.*, 1992; Carvalho *et al.*, 1998; Dewhurst *et al.*, 2002; Zagatto & Goldstein, 1991). Esse cladócero atua na cadeia alimentar como consumidor primário, alimentando-se por filtração de material orgânico particulado (Knie & Lopes, 2004). Segundo Sakai (2005), os efeitos tóxicos de águas pluviais podem ser bem caracterizados por meio de testes de toxicidade aguda com *D. similis*. A resposta dos testes feitos com *Daphnia*, em 80% dos casos, está na mesma ordem de magnitude daquela apresentada por outros microorganismos, tais como rotíferos e microalgas (Radix *et al.*, 2000).



Ilustração 1 - Exemplar do microcrustáceo *Daphnia similis*

Além disso, Dewhurst *et al.* (2002) constataram que os biotestes com dáfnias e bactérias fosforescentes (Microtox), devido a sua precisão, limites de respostas, facilidades de uso e significância ambiental, eram os mais indicados, dentre quatro diferentes tipos de testes analisados, para estimar a toxicidade de corpos de água.

Os testes ecotoxicológicos podem ser, quanto ao ciclo de vida do organismo utilizado, agudos ou crônicos. Os testes agudos geralmente expressam efeitos mais drásticos, como percentuais de morte ou imobilidade dos organismos expostos; nesse caso os efeitos ocorrem somente numa fase de vida dos organismos-teste. Já os testes crônicos envolvem mais que uma fase de vida do organismo, medindo, entre outros, a capacidade reprodutiva, as taxas de crescimento e as respostas em nível de sub-organismo. Tanto os testes agudos, quanto os crônicos, podem ser estáticos (é mantida a mesma solução ao longo do período de teste), recirculatórios (a solução passa por um filtro ou aparato que mantenha a qualidade da água), renovados (a solução da amostra é trocada periodicamente) ou de fluxo contínuo (a solução da amostra é constantemente renovada). Os testes agudos do tipo estático são mais simples e necessitam de menos equipamentos, sendo, portanto, menos custosos. Cooman *et al.* (2005) consideram limitado um experimento estático, devido à composição da água permanecer a mesma durante o período de teste, enquanto em campo pode variar continuamente. Contudo, essa variação na composição hídrica no campo tende a diminuir os efeitos dos contaminantes sobre os organismos. Portanto, os testes estáticos são mais indicados, pois tendem a superestimar a toxicidade (Mitchell *et al.*, 2002). Esse tipo de teste tem sido usado para estabelecer níveis seguros de emissão dos contaminantes, garantindo a proteção da vida aquática.

Os testes ecotoxicológicos podem ser usados para avaliar o potencial tóxico de substâncias isoladas, combinadas, efluentes complexos e ainda amostras ambientais contendo misturas de contaminantes. Quando utilizados com misturas, possuem a vantagem de estimar o resultado das múltiplas interações que ocorrem entre os contaminantes (Abessa, 2002; Cooman *et al.*, 2005; Dewhurst *et al.*, 2002 e Knie & Lopes, 2004). Os resultados dessas combinações podem produzir efeitos aditivos, sinérgicos ou antagônicos. Efeitos aditivos podem ser definidos como a soma simples dos efeitos de cada poluente. Os efeitos sinérgicos ocorrem quando a presença de um poluente potencializa a ação de outro (ou outros) e são mais

complexos, sendo pouco compreendidos até o momento (Mitchel *et al.*, 2002). Já os efeitos antagonicos, mais raros, ocorrem quando a presença de um poluente inibe os efeitos de outro. Nesse caso, o potencial tóxico de uma amostra pode ser mascarado.

Segundo Johnson *et al.* (2004), os mecanismos de ação dos efeitos tóxicos causados por descargas de poluentes nos corpos hídricos incluem ainda narcose, desacoplamento da fosforilação oxidativa, inibição da atividade da enzima acetilcolinesterase, desregulação bioquímica, stress oxidativo, irritação de membranas, convulsão do sistema nervoso central, interrupção na respiração, inibição da divisão celular e inibição fotossintética.

Sprague (1985) identificou algumas das características bióticas que mais afetam a toxicidade, tais como tipo de organismo, espécie, estágio de vida, tamanho do indivíduo, estado nutricional, mudanças sazonais na fisiologia e aclimatação. Já os fatores abióticos incluem temperatura da água, pH, conteúdo de oxigênio dissolvido, salinidade ou dureza, sólidos suspensos, intensidade luminosa e fotoperíodo. Diante de tantas variáveis, a padronização dos testes visa diminuir a variabilidade individual dos organismos a serem utilizados, minimizando as interferências externas. Indivíduos jovens, como exige a norma (CETESB, 1997), são mais sensíveis do que aqueles com idade mais avançada (Perrin *et al.*, 1992). Além disso, a medição dos principais fatores abióticos permite descartar os resultados toxicológicos de testes nos quais as características físico-químicas medidas não tenham sido satisfatórias.

Além dos parâmetros físico-químicos básicos, podem ser realizadas análises químicas mais completas das amostras usadas nos biotestes. No entanto, amostras ambientais podem conter inúmeras substâncias. Segundo Bay *et al.* (1996), cerca de 25% dos contaminantes que atingem a Baía de Santa Monica, na Califórnia, são provenientes de águas pluviais. Sendo assim, seria muito difícil, através de análises químicas, especificar os agentes responsáveis pela contaminação de uma amostra. Além disso, a toxicidade da mistura de químicos é muito mais complexa do que o efeito de cada substância separadamente, por isso, as análises químicas não devem ser usadas isoladamente na previsão dos efeitos tóxicos no ambiente (Mitchell *et al.*, 2002; 1992; Lambalez *et al.*, 1994; Cooman *et al.*, 2005 e Zagatto & Goldstein, 1991). Os testes ecotoxicológicos são capazes de detectar os efeitos tóxicos

resultantes das interações das substâncias presentes na amostra como um todo (Bertoletti *et al.*, 1992; Cooman *et al.*, 2005; Dewhurst *et al.*, 2002; Knie & Lopes, 2004; Abessa, 2003).

Outra dificuldade do uso isolado de análises químicas, segundo Dewhurst *et al.* (2002), seria inferir, a partir das concentrações químicas, os efeitos biológicos, com o propósito de deduzir os riscos; enquanto os biotestes podem permitir acesso direto à toxicidade de um corpo hídrico. Muitas vezes, os sistemas biológicos reagem a concentrações de substâncias bem abaixo dos limites de detecção por métodos de análise química (Knie & Lopes, 2004).

Como a maior parte da população brasileira vive em cidades costeiras, nas quais o despejo de efluentes é feito próximo à orla, a população e os turistas ficam expostos aos seus efeitos. Isso porque os municípios não possuem sistemas adequados de saneamento básico; quando existentes esses sistemas são precários, apresentando ineficiência tanto na coleta como no tratamento dos esgotos. Nesse contexto, a Baía de Santos apresenta um quadro sério de poluição hídrica, que tem sido lentamente revertido nos últimos anos, com algumas medidas, como a instalação do emissário submarino para disposição oceânica do esgoto. Porém, a questão dos rios e canais ainda não foi completamente resolvida, tendo sido adotadas apenas algumas ações paliativas, como a construção de comportas nos canais da cidade de Santos. As águas dos canais, quando as comportas estão fechadas, são direcionadas à estação de pré-condicionamento de esgoto e, posteriormente, ao mar, via emissário submarino. No geral, essa medida melhorou as condições de balneabilidade das praias. No entanto, em períodos de chuvas abundantes, freqüentes na região, as comportas são abertas e o conteúdo dos canais é lançado diretamente nas praias. Os demais corpos de água de drenagem urbana, localizados em São Vicente e na divisa com a cidade de Santos, fluem constantemente para as praias, não possuindo comportas retentoras de fluxo.

Esses corpos de água afluentes para as praias, tanto de Santos, como de São Vicente, são periodicamente analisados pela CETESB quanto aos níveis de coliformes. Os resultados de duas campanhas realizadas em 2004 indicaram que, em Santos, 95% das amostras não atenderam à legislação e, em São Vicente, 100% das amostras não atenderam à legislação vigente para limite de coliformes termotolerantes. Os estudos comprovam a falta de cumprimento da legislação

vigente, e demonstram a inexistência de qualquer melhoria na situação desses corpos de água nos últimos anos. Pelo contrário, em São Vicente, as análises de coliformes fecais indicam que houve uma piora de 2003 para 2004 (CETESB, 2004). Os resultados obtidos pela CETESB deixam claro que esses cursos d'água recebem despejos de esgoto sem o devido tratamento e podem comprometer a saúde pública, a balneabilidade e a pesca.

A existência de esgoto e de águas pluviais nesses corpos de água indica a possibilidade de ocorrer contaminação química e, portanto, risco de toxicidade. A presença de esgoto é comprovada pelas análises microbiológicas feitas pela CETESB, porém, normalmente, essas emissões não são compostas somente por matéria orgânica, mas também por substâncias químicas variadas, contidas em produtos de limpeza e de higiene pessoal, além de diversos compostos, como resíduos de remédios e hormônios. As águas pluviais também contribuem para a degradação desses corpos hídricos, visto que carregam contaminantes presentes nas ruas da cidade. Sendo assim, os testes de toxicidade são necessários para indicar a carga tóxica potencial que pode chegar às praias por esses corpos d'água, estimando os riscos ao ambiente e dando subsídios para a elaboração de medidas de controle.

No Brasil, a regulamentação do uso de testes de toxicidade, em âmbito federal, é bastante recente, tendo sido incorporado à legislação apenas neste ano – Resolução CONAMA 357/2005 (Brasil, 2005). Até então, apenas alguns estados previam o uso de bioensaios na avaliação e controle da qualidade das águas, como São Paulo, através da Resolução SMA 03, de 22/02/2000.

2. Objetivos

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar a qualidade dos corpos d'água que desembocam nas praias de Santos e São Vicente, por meio de testes de toxicidade com o crustáceo *Daphnia similis* e análises dos seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido, teores de cloro total e teores de nitrogênio amoniacal total. Como objetivos mais específicos, estão analisar a contribuição tóxica desses corpos d'água para as praias, avaliar a variação temporal da carga tóxica carregada para as praias e comparar a toxicidade presente com os parâmetros físico-químicos medidos.

3. Material e Métodos

Foram realizadas oito campanhas de amostragem de água, nos corpos hídricos da região de Santos e São Vicente, de forma alternada (quatro campanhas em cada município). Foram definidos oito pontos de coleta em Santos e sete em São Vicente, conforme apresentado na tabela 1, ilustração 2 e nos anexos III e IV. Os pontos localizados em Santos foram amostrados nos meses de março, abril, junho e agosto, enquanto os pontos de São Vicente foram amostrados em março, maio, julho e outubro.

Tabela 1 - Pontos de coleta em Santos e São Vicente

| Cidade | Pontos de coleta |
|---------------|--|
| Santos | 1- Canal 1 (José Menino) |
| Santos | 2- Canal 2 (Gonzaga / José Menino) |
| Santos | 3- Canal 3 (Boqueirão / Gonzaga) |
| Santos | 4- Canal 4 (Embaré / Boqueirão) |
| Santos | 5- Canal 5 (Aparecida / Embaré) |
| Santos | 6- Canal 6 (Ponta da Praia / Aparecida) |
| Santos | 7- Canal 7 (Ponta da Praia) |
| Santos | 8- José Menino – divisa Santos / São Vicente |
| São Vicente | 9- Itararé – divisa Santos / São Vicente |
| São Vicente | 10- Itararé – Av. Manoel da Nóbrega, 1427 |
| São Vicente | 11- Itararé – Av. Manoel da Nóbrega, 1118 |
| São Vicente | 12- Itararé – Posto de salvamento 2 |
| São Vicente | 13- Milionários – Av. Manoel da Nóbrega, 30 |
| São Vicente | 14- Córrego do Sapateiro |
| São Vicente | 15- Milionários – Rua Pedro Correa |



Ilustração 2 – Localização dos pontos de coleta na baía de Santos

As coletas foram feitas utilizando um balde plástico, e as amostras foram imediatamente acondicionadas em garrafas de plástico descartáveis de 500 ml. Em campo, foi medida a temperatura da água recém coletada, com o uso de um termômetro com precisão de 1 °C. Em seguida, as amostras foram levadas ao laboratório, onde foram iniciados os experimentos. A segunda campanha de Santos (coleta de 11/04/05), e a segunda campanha de São Vicente (09/05/05), tiveram as amostras resfriadas, em refrigerador, até o dia seguinte, quando foram montados os testes. Na terceira campanha de São Vicente (27/07/05), as medições de cloro de todos os pontos e de N-amoniaco de alguns pontos (13, 14, 15, controle e água destilada) foram efetuadas no dia posterior à coleta, quando foram repostos os respectivos reagentes, que haviam se esgotado. Nas demais campanhas os experimentos foram iniciados no mesmo dia da coleta, não havendo necessidade de procedimentos mais específicos para o acondicionamento das amostras.

Em laboratório, foram medidos os seguintes parâmetros físico-químicos: pH, com auxílio de pHmetro digital (precisão de 0,01); salinidade, por meio de refratômetro manual (precisão de 1‰); condutividade, por meio de condutímetro digital (precisão de 1 mV); oxigênio dissolvido, teores de cloro total e nitrogênio amoniacal total, por meio de medidas colorimétricas. As medidas do teor de oxigênio dissolvido foram feitas pelo método de Winckler (APHA/AWWA/WEF, 1998), modificado para pequenas amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total foi determinado pelo método colorimétrico de Koroleff (1970). Já o método usado para detectar a presença de cloro livre foi descrito em APHA/AWWA/WEF (1998). As amostras que apresentaram salinidade acima de 1‰ foram diluídas com água destilada. A partir da segunda campanha de São Vicente, realizada em 09/05/05, foram incorporadas as medições dos parâmetros físico-químicos da água usada no grupo controle e da água de diluição das amostras com salinidade alta; além de medição da salinidade das amostras diluídas, para verificar se alcançaram a salinidade máxima exigida (1‰).

Os testes de toxicidade foram conduzidos segundo a Norma CETESB L5.018 (CETESB, 1997), utilizando jovens do crustáceo *Daphnia similis*. Foram preparadas quatro réplicas por concentração. Na terceira campanha de São Vicente, utilizou-se apenas três réplicas para a maioria dos pontos, pois a quantidade de organismos-teste foi insuficiente. Os testes foram conduzidos em tubos de ensaio com capacidade para 15 ml, contendo 10 ml de solução-teste e cinco organismos cada. O sistema foi mantido a $20 \pm 2^\circ\text{C}$, sem que os animais recebessem alimentação. Nas primeiras campanhas, as amostras foram mantidas em uma sala refrigerada com ar condicionado, já nas campanhas realizadas em julho, agosto e outubro, as amostras foram acondicionadas em um câmara de germinação a 20°C , com fotoperíodo de 16 horas de luz. Após 48 horas, foi feita a contagem dos organismos imóveis em cada réplica. O grupo controle (água sem contaminação) foi exposto à própria água de cultivo, feita no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Santa Cecília, fornecedor dos organismos-teste. Para as amostras diluídas, devido a salinidade, foram preparadas mais quatro réplicas para o experimento.

Os resultados foram analisados estatisticamente, usando teste t'Student, para comparação das amostras com o controle, e análise de variância (one-way ANOVA), seguida de comparação múltipla de Tukey (Zar, 1984), visando determinar

diferenças entre a toxicidade das diferentes amostras testadas. A variabilidade temporal da toxicidade das amostras de cada ponto foi analisada através de comparações entre os resultados de cada campanha (presença / ausência de toxicidade).

4. Resultados

- Santos

Na região de Santos, foram realizadas quatro campanhas de coleta, nos dias 08/03/05, 11/04/05, 14/06/05 e 23/08/05.

Na primeira coleta (08/03/05), as amostras apresentaram pH variando de 7,32 a 7,57; exceto aquela coletada no ponto 8, cujo pH foi 9,14 (tabela 2). Apenas a amostra 7 apresentou salinidade acima de 1‰, sendo necessária sua diluição em água destilada. Quanto ao nitrogênio amoniacal total, os valores mais altos foram apresentados pelos pontos 2, 3, 4 e 7 (N-amoniacal \geq 1,5 ppm). O teor de oxigênio dissolvido se mostrou elevado em todas as amostras (11 ppm). Foi detectada a presença de cloro na maioria das amostras, com exceção do ponto 8. Neste local, a temperatura da água foi superior à das demais amostras, provavelmente devido à pequena profundidade (poucos centímetros) e pela baixa velocidade de circulação da água (ilustração C do Anexo III).

No primeiro experimento, foi observada imobilidade significativa nos pontos 3, 4, 5, 7 e 7d (ilustração 3); sendo considerada, portanto, a presença de toxicidade nesses pontos. Não foi observada imobilidade no grupo controle.

Tabela 2 - Parâmetros físico-químicos da primeira campanha de Santos (08/03/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mv) | N-amoniacal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|-------|---------------|------------------|------|--------------|--------------------|-------------------|----------------------|-------|
| 1 | Canal 1 | 26,0 | 7,30 | 0 | -26 | 1,0 | 11 | + |
| 2 | Canal 2 | 26,0 | 7,32 | 0 | -29 | 1,5 | 11 | + |
| 3 | Canal 3 | 25,5 | 7,38 | 0 | -31 | >1,5 | 11 | + |
| 4 | Canal 4 | 25,5 | 7,42 | 0 | -32 | >1,5 | 11 | + |
| 5 | Canal 5 | 26,0 | 7,57 | 1 | -41 | 0,75 | 11 | + |
| 6 | Canal 6 | 25,0 | 7,42 | 0 | -33 | 1,0 | 11 | + |
| 7 | Canal 7 | 25,0 | 7,38 | 5 | -31 | 1,5 | 11 | + |
| 8 | Divisa-Santos | 29,0 | 9,14 | 1 | -128 | 0,5 | 11 | - |

A segunda campanha em Santos foi iniciada em 11/04/05. O pH das amostras variou de 7,43 a 7,71; com exceção, novamente, da amostra do ponto 8 (tabela 3). A salinidade da água nos pontos 2 e 7 ultrapassou 1‰, sendo necessária a diluição dessas amostras. O nitrogênio amoniacal apresentou variação entre 0,75 e 1,5 ppm, com valores mais elevados nas amostras dos pontos 1, 2, 3, 4 e 7. O teor de oxigênio dissolvido variou entre 6 e 11 ppm, sendo os níveis mais baixos encontrados nas amostras 4, 5 e 6. A presença de cloro foi detectada nas amostras dos pontos 1, 2, 3, 5, 7 e 8. A água apresentou temperatura mais elevada (29,0 °C) no ponto 8.

Nenhuma amostra foi considerada tóxica nessa campanha (ilustração 3). As maiores taxas de imobilidade foram de 10% em algumas amostras, incluindo o grupo Controle.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos da segunda campanha de Santos (11/04/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mV) | N-amoniacal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|-------|---------------|------------------|------|--------------|--------------------|-------------------|----------------------|-------|
| 1 | Canal 1 | 27,5 | 7,46 | 1,0 | -31 | 1,5 | 11 | (+) |
| 2 | Canal 2 | 28,0 | 7,43 | 2,0 | -29 | >1,5 | 09 | (+) |
| 3 | Canal 3 | 27,5 | 7,6 | 0,0 | -39 | 1,5 | 10 | (+) |
| 4 | Canal 4 | 27,5 | 7,54 | 0,5 | -30 | >1,5 | 06 | - |
| 5 | Canal 5 | 28,5 | 7,69 | 0,5 | -40 | 0,75 | 09 | (+) |
| 6 | Canal 6 | 28,5 | 7,63 | 0,5 | -36 | 1,0 | 08 | - |
| 7 | Canal 7 | 27,0 | 7,71 | 2,0 | -41 | 1,5 | 11 | (+) |
| 8 | Divisa-Santos | 29,5 | 8,44 | 0,0 | -82 | 0,75 | 11 | (+) |
| C | Controle | | 7,58 | 0,0 | -26 | 0,25 | 11 | - |

(+): pouco evidente

A terceira campanha de Santos foi iniciada em 14/06/05. As amostras apresentaram pH variando entre 7,23 e 7,96 (tabela 4). As amostras 5 e 7 apresentaram salinidade acima de 1‰, sendo necessária sua diluição em água destilada. Quanto ao nitrogênio amoniacal total, quase todos os pontos apresentaram altos valores (N-amoniacal \geq 1,5 ppm), exceto os pontos 7 e controle

(N-amoniaco aproximadamente igual a 0,2 ppm). O teor de oxigênio dissolvido variou de 6 a 11 ppm. Foi detectada a presença de cloro nas amostras dos pontos 1, 3, 5, 6 e 8. A temperatura variou entre 22,5°C e 23,5°C, com exceção da água no ponto 8, que apresentou temperatura menor (19°C).

Nessa campanha foi constatada imobilidade apenas nas amostras dos pontos 7 e 7d (Ilustração 3). No entanto, como a diluição realizada no ponto 7 foi ineficiente, não foi possível confirmar a toxicidade nessa amostra. Foram observados seis organismos imóveis no grupo Controle. Sendo assim, os resultados desse teste devem ser desconsiderados na interpretação final dos dados.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos da terceira campanha de Santos (14/06/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mV) | N-amoniaco (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|-------|---------------|------------------|------|--------------|--------------------|------------------|----------------------|-------|
| 1 | canal 1 | 22,5 | 7,45 | 0 | -31 | 1,5 | 11 | (+) |
| 2 | canal 2 | 23 | 7,5 | 0 | -34 | >1,5 | 6 | - |
| 3 | canal 3 | 23 | 7,52 | 0,5 | -36 | >1,5 | 6 | (+) |
| 4 | canal 4 | 23 | 7,56 | 0 | -38 | >1,5 | 6 | - |
| 5 | canal 5 | 23 | 7,58 | 5 | -39 | 1,5 | 8 | (+) |
| 6 | canal 6 | 23,5 | 7,23 | 0,5 | -17 | 1,5 | 8 | + |
| 7 | canal 7 | 23,5 | 7,96 | 28 | -63 | 0,25 | 11 | - |
| 7d | Diluição 25% | ... | ... | 7 | ... | ... | ... | ... |
| 8 | divisa-Santos | 19 | 7,91 | 0 | -60 | >1,5 | 11 | (+) |
| C | Controle | | 7,65 | 0 | -44 | 0,2 | 11 | - |

d: amostra diluída; (): pouco evidente

A coleta da quarta campanha de Santos foi realizada em 23/08/05. As amostras apresentaram pH variando entre 6,28 e 7,6 (tabela 5). As amostras dos pontos 4, 5 e 7 apresentaram salinidade acima de 1‰, sendo necessária sua diluição em água destilada. Todos os pontos apresentaram amostras com altos valores de nitrogênio amoniacal total (N-amoniaco \geq 1,5 ppm), exceto o ponto 8 e o controle (N-amoniaco igual a 0,75 e 0,25 ppm, respectivamente). O teor de oxigênio

dissolvido foi de 11 ppm em todas as amostras, exceto na do ponto 4 (8 ppm). Foi detectada a presença de cloro nas amostras dos pontos 1, 3, 4, 6 e 7. A temperatura variou entre 22°C e 23°C, exceto no ponto 8, que apresentou águas de temperatura menor (19°C).

Nessa campanha foi constatada imobilidade apenas nas amostras dos pontos 3 e 7 (ilustração 3). No entanto, como o ponto 7 apresentou alta salinidade, pode-se afirmar a toxicidade apenas do ponto 3. Foi observado apenas um organismo imóvel no grupo Controle.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos da quarta campanha de Santos (23/08/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mV) | N-amoniacal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|----------|-------------------|---------------------|------|-----------------|-----------------------|----------------------|-------------------------|-------|
| 1 | canal 1 | 22 | 7,55 | 0 | -36 | >1,5 | 11 | (+) |
| 2 | canal 2 | 23 | 7,6 | 0,5 | -40 | >1,5 | 11 | - |
| 3 | canal 3 | 23 | 7,37 | 1 | -24 | 1,5 | 11 | (+) |
| 4 | canal 4 | 22,5 | 7,56 | 3 | -36 | >1,5 | 8 | (+) |
| 4d | Diluição 33% | ... | ... | 0,5 | ... | ... | ... | ... |
| 5 | canal 5 | 22 | 7,25 | 5 | -16 | 1,5 | 11 | - |
| 5d | Diluição 25% | ... | ... | 1 | ... | ... | ... | ... |
| 6 | canal 6 | 23 | 7,38 | 0,5 | -25 | 1,5 | 11 | (+) |
| 7 | canal 7 | 22 | 7,12 | 20 | -8 | 1,5 | 11 | (+) |
| 7d | Diluição 50% | ... | ... | 0,5 | ... | ... | ... | ... |
| 8 | divisa- Santos | 19 | 6,92 | 0,5 | 4 | 0,75 | 11 | - |
| C | Controle | | 7,45 | 0 | -29 | 0,25 | 11 | - |
| a. dest. | laboratório | ... | 6,28 | 0 | 45 | 0 | 11 | - |

d: amostra diluída; (): pouco evidente; a. dest.: água destilada.

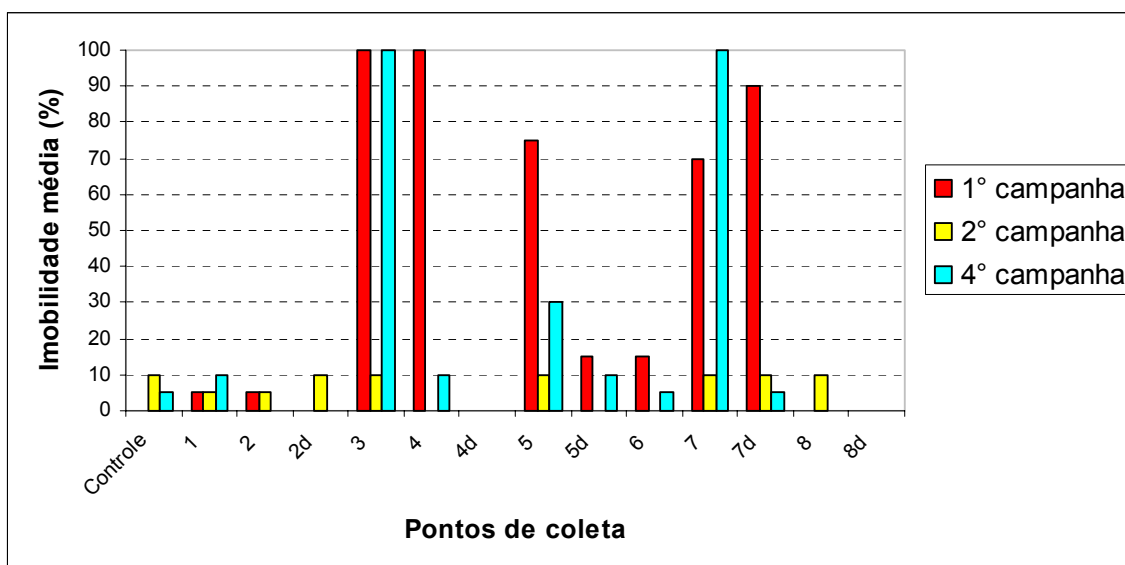


Ilustração 3 - Taxas de imobilidade de *D. similis* expostas a amostras de corpos d'água de Santos (amostras d = diluídas)

Na tabela 6 encontra-se um resumo da toxicidade dos pontos em todas as campanhas, considerando indefinição no caso de salinidade alta ou problemas técnicos durante o experimento. Baseado nesses resultados, os corpos d'água foram sumariamente classificados de acordo com sua variabilidade temporal ao longo das campanhas, seguindo um critério pré-estabelecido. Esse critério engloba as seguintes atribuições: sempre tóxico - toxicidade em 100% das amostras; frequentemente tóxico – 66% de amostras tóxicas; eventualmente tóxico: toxicidade em 33% das amostras; não tóxico – toxicidade ausente.

As tabelas originais dos testes de toxicidade, realizados com as amostras de Santos, com especificação dos resultados de cada réplica, encontram-se no Anexo I.

Tabela 6 - Resumo da toxicidade encontrada nos pontos analisados em Santos

| Ponto amostrado | 1ª campanha | 2ª campanha | 4ª campanha | Classificação temporal |
|-----------------|-------------|-------------|-------------|-----------------------------------|
| 1 | não tóxico | não tóxico | não tóxico | não tóxico |
| 2 | não tóxico | não tóxico | não tóxico | não tóxico |
| 3 | tóxico | não tóxico | tóxico | frequentemente tóxico |
| 4 | tóxico | não tóxico | não tóxico | eventualmente tóxico |
| 5 | indefinido | não tóxico | não tóxico | toxicidade ausente ou eventual |
| 6 | não tóxico | não tóxico | não tóxico | não tóxico |
| 7 | tóxico | não tóxico | indefinido | eventual ou frequentemente tóxico |
| 8 | não tóxico | não tóxico | não tóxico | não tóxico |

- São Vicente

Foram efetuadas quatro campanhas de coleta na região de São Vicente, nos dias 16/03/05, 09/05/05, 27/07/05 e 04/10/05.

Na primeira campanha, o pH das amostras variou de 7,24 a 8,25, com valores mais altos nas amostras dos pontos 11 e 12 (tabela 7). A salinidade nas amostras dos pontos 11, 12, 14 e 15 esteve acima de 1‰ e, por isso, elas foram diluídas em água destilada. Os teores de nitrogênio amoniacal variaram de 0,25 a 1,5 ppm, com valores mais elevados nas amostras dos pontos 9 e 14. Já o teor de oxigênio dissolvido foi alto em todas as medições. A presença de cloro foi detectada nas amostras dos pontos 9, 11 e 14, enquanto a temperatura da água variou entre 25°C e 26,5°C.

A imobilidade de *D. similis* no controle foi alta (58%), com causas desconhecidas. No entanto, nas amostras dos pontos 9, 15 e 15d as taxas de imobilidade foram quase 100 %, o que sugere toxicidade (ilustração 4). Tendo em vista que a aceitabilidade do teste não foi alcançada, devido à alta taxa de imobilidade no controle, os resultados dessa campanha devem ser desconsiderados na interpretação dos dados.

Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos da primeira campanha de São Vicente
(16/03/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mv) | N-amoniacal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|-------|-----------------------------|---------------------|------|-----------------|-----------------------|----------------------|-------------------------|-------|
| 9 | Divisa - São Vicente | 25,0 | 7,26 | 0,0 | -17 | >1,50 | 11 | (+) |
| 10 | Av. Manoel da Nóbrega, 1427 | 25,0 | 7,60 | 0,0 | -38 | 0,25 | 11 | - |
| 11 | Av. Manoel da Nóbrega, 1118 | 26,5 | 8,25 | 1,0 | -76 | 0,75 | 11 | (+) |
| 12 | Posto de salvamento 2 | 26,0 | 8,24 | 1,0 | -76 | 0,75 | 11 | - |
| 13 | Av. Manoel da Nóbrega, 30 | 26,0 | 7,41 | 0,5 | -27 | 0,25 | 11 | - |
| 14 | Córrego do Sapateiro | 25,0 | 7,24 | 1,5 | -18 | 1,50 | 11 | (+) |
| 15 | Rua Pedro Correa | 25,5 | 7,69 | 18 | -44 | 0,25 | 11 | - |

(): pouco evidente

A segunda campanha de São Vicente foi iniciada em 09/05/05. Os valores de pH nas amostras variaram entre 7,25 e 8,61, com valores superiores a 8,00 nos pontos 10, 11, 12 e 13 (tabela 8). Valores consideráveis de salinidade foram encontrados nas amostras dos pontos 10, 11, 12 e 15, que foram diluídas em água destilada. Os teores de nitrogênio amoniacal na água se mantiveram relativamente baixos, variando entre 0 e 0,75 ppm. Os teores de oxigênio dissolvido foram de 11 ppm na maioria das amostras, porém, naquela proveniente do ponto 9, o valor foi mais baixo (6 ppm). A presença de cloro foi detectada nas amostras dos pontos 10, 11 e 14. A temperatura variou de 22,5°C a 24,5°C, sendo menor na amostra do ponto 14 (21°C), por se tratar de um curso de água mais abundante e corrente. 23

Os resultados do teste de toxicidade indicaram uma taxa de imobilidade de 15% no grupo controle. As amostras 9, 10d, 11d, 12, 12d, 13, 14, 15 e 15d causaram

imobilidade significativa sobre *D. similis*. Porém, as amostras 12 e 15 apresentaram alta salinidade, que pode ter afetado os resultados.

Tabela 8 - Parâmetros físico-químicos da segunda campanha de São Vicente
(09/05/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mv) | N-amoniacoal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|---------|-----------------------------|---------------------|------|-----------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|-------|
| 9 | Divisa - São Vicente | 22,5 | 7,37 | 1,0 | -15 | 0,00 | 06 | - |
| 10 | Av. Manoel da Nóbrega, 1427 | 22,5 | 8,49 | 5,0 | -79 | 0,75 | 11 | (+) |
| 11 | Av. Manoel da Nóbrega, 1118 | 22,5 | 8,61 | 4,0 | -85 | 0,25 | 11 | (+) |
| 12 | Posto de salvamento 2 | 22,0 | 8,51 | 6,0 | -80 | 0,50 | 11 | - |
| 13 | Av. Manoel da Nóbrega, 30 | 24,5 | 8,01 | 0,5 | -52 | 0,00 | 11 | - |
| 14 | Córrego do Sapateiro | 21,0 | 7,42 | 0,5 | -17 | 0,75 | 11 | (+) |
| 15 | Rua Pedro Correa | 24,5 | 7,25 | 21,0 | -8 | 0,25 | 11 | - |
| C | Controle | 24,0 | 7,71 | 0,0 | -34 | 0,25 | 11 | - |
| a. dest | laboratório | ... | 6,20 | 1,0 | 51 | 0,25 | 11 | - |

(+): pouco evidente; a. dest.: água destilada.

Aparentemente, na segunda campanha, para as amostras diluídas, os resultados podem ter sido influenciados negativamente pela água destilada usada na diluição, pois as amostras diluídas dos pontos 10 e 11 apresentaram maior taxa de imobilidade que as respectivas amostras brutas – a diluição em água destilada pode causar uma diminuição no pH ou modificar as características de eventuais contaminantes, que podem se tornar mais reativos ou assimiláveis. Por isso, a toxicidade das amostras dos pontos 12 e 15 permanece indefinida. Então, a despeito

da alta taxa de imobilidade apresentada por várias amostras (ilustração 4), podem ser confirmadas como tóxicas apenas as amostras dos pontos 9, 13 e 14.

A terceira campanha de São Vicente foi iniciada em 27/07/05. As amostras apresentaram pH variando entre 6,44 e 8,48 (tabela 9). Apenas a amostra do ponto 11 apresentou salinidade aceitável, sendo todas as outras diluídas em água destilada. Quanto ao nitrogênio amoniacal total, os maiores valores (N-amoniacal \geq 1,5 ppm) foram encontrados nos pontos 9, 10, 12 e 14. O teor de oxigênio dissolvido variou de 8 a 11 ppm, exceto no ponto 15 (4 ppm). Foi detectada a presença de cloro nas amostras dos pontos 10 e 12. A temperatura variou entre 18°C e 22,5°C.

Tabela 9 - Parâmetros físico-químicos da terceira campanha de São Vicente
(27/07/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mv) | N-amoniacal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|----------|--------------------|------------------|------|--------------|--------------------|-------------------|----------------------|-------|
| 9 | Divisa_São Vicente | 21 | 8,12 | 4 | -70 | 1,5 | 8 | - |
| 9d | diluição 25% | ... | ... | 0,5 | ... | ... | ... | ... |
| 10 | Itararé_Côco | 18 | 7,76 | 10 | -42 | 0,75 | 11 | + |
| 10 d | diluição 10% | ... | ... | 1 | ... | ... | ... | ... |
| 11 | Itararé_Cabana's | 21 | 7,46 | 1 | -25 | 0,5 | 11 | - |
| 12 | Itararé_teleférico | 20,5 | 8,48 | 5 | -86 | 0,75 | 11 | (+) |
| 12 d | diluição 25% | ... | ... | 1 | ... | ... | ... | ... |
| 13 | Ilha Porchat | 22,5 | 7,98 | 2 | -58 | 0,25 | 11 | - |
| 13 d | diluição 50% | ... | ... | 0,5 | ... | ... | ... | ... |
| 14 | Rio Sapateiro | 21,5 | 7,34 | 2 | -20 | 1 | 11 | - |
| 14 d | diluição 50% | ... | ... | 1 | ... | ... | ... | ... |
| 15 | Milionários | 19,5 | 7,66 | 21 | -43 | 0 | 4 | - |
| 15 d | diluição 5% | ... | ... | 1 | ... | ... | ... | ... |
| C | Controle | ... | 7,11 | 1 | -7 | 0 | 11 | - |
| a. dest. | Água destilada | ... | 6,44 | 1 | 34 | 0 | 11 | - |

d: amostra diluída; (): pouco evidente.

Apesar da salinidade considerável encontrada na maioria das amostras da terceira campanha, apenas os pontos 10 e 15 apresentaram imobilidade significativa (ilustração 4). No entanto, a toxicidade foi considerada indefinida, visto que sua diluição resultou em baixa taxa de imobilidade dos organismos. Foram observados 3 organismos imóveis no grupo Controle.

A coleta de amostras para a quarta campanha de São Vicente foi realizada em 04/10/05. Não houve coleta no ponto 11, que se apresentou seco. O pH das amostras variou entre 6,06 e 8,32, conforme apresentado na tabela 10. As amostras 9, 12 e 15 apresentaram salinidade significativa, sendo necessária sua diluição em água destilada. Os valores de nitrogênio amoniacal total das amostras foram bastante variáveis, sendo mais altos nos pontos 9, 10, 13, 14 e 15 ($\geq 0,75$ ppm). O teor de oxigênio dissolvido foi 11 ppm para todas as amostras. Foi detectada a presença de cloro apenas na amostra do ponto 10. A temperatura variou entre 22°C e 24°C.

Nessa última campanha foi constatada imobilidade nas amostras dos pontos 9, 12 e 15, que não podem ser considerados tóxicos, pois apresentaram alta taxa de salinidade e os experimentos realizados com suas respectivas amostras diluídas resultaram em baixa imobilidade dos organismos (ilustração 4), causando indefinição da toxicidade. Foram observados quatro organismos imóveis no grupo Controle.

Na tabela 11 encontra-se um resumo da toxicidade dos pontos em todas as campanhas, considerando indefinição no caso de salinidade alta ou problemas técnicos durante o experimento. Baseado nesses resultados, os corpos d'água foram sumariamente classificados de acordo com sua variabilidade temporal ao longo das campanhas, seguindo um critério pré-estabelecido. Esse critério engloba as seguintes atribuições: sempre tóxico - toxicidade em 100% das amostras; frequentemente tóxico – 66% de amostras tóxicas; eventualmente tóxico: toxicidade em 33% das amostras; não tóxico – toxicidade ausente.

Tabela 10 - Parâmetros físico-químicos da quarta campanha de São Vicente
(04/10/05)

| Ponto | Local | Temperatura (°C) | pH | Salinidade ‰ | Condutividade (mv) | N-amoniacoal (ppm) | O ₂ (ppm) | Cloro |
|---------|--------------------|------------------|------|--------------|--------------------|--------------------|----------------------|-------|
| 9 | Divisa_São Vicente | 22 | 8,15 | 17 | -74 | 0,75 | 11 | - |
| 9d | diluição 5% | ... | ... | 0,5 | ... | ... | ... | ... |
| 10 | Itararé_Côco | 22 | 8,32 | 1 | -85 | >1,5 | 11 | + |
| 11 | Itararé_Cabana's | ... | ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| 12 | Itararé_teleférico | 22,5 | 8,08 | 26 | -72 | 0,25 | 11 | - |
| 12 d | diluição 2,5% | ... | ... | 0 | ... | ... | ... | ... |
| 13 | Ilha Porchat | 24 | 7,37 | 1 | -25 | 0,75 | 11 | - |
| 14 | Rio Sapateiro | 23 | 7,23 | 1 | -14 | 1,5 | 11 | - |
| 15 | Milionários | 23 | 7,65 | 14 | -44 | 0,75 | 11 | - |
| 15 d | diluição 5% | ... | ... | 0 | ... | ... | ... | ... |
| C | Controle | ... | 7,76 | 0 | -50 | 0,2 | 11 | - |
| a. dest | Água destilada | ... | 6,06 | 0,5 | 60 | 0,2 | 11 | - |

d: amostra diluída, ponto 11 seco.

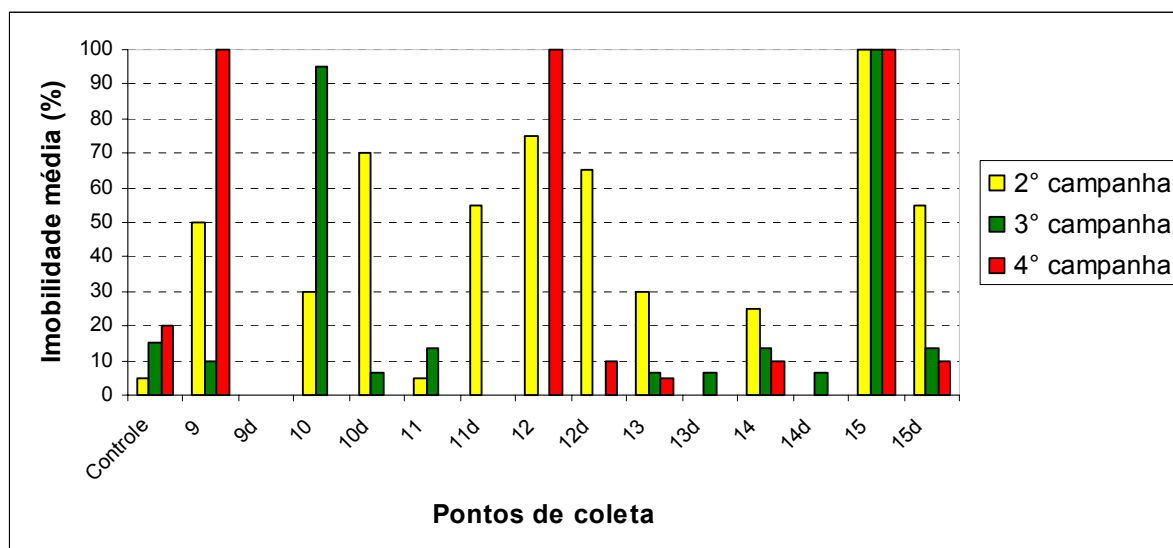


Ilustração 4 - Taxas de imobilidade de *D. similis* expostas a amostras de corpos d'água de São Vicente (amostras d = diluídas, ponto 11 seco na quarta campanha)

Tabela 11 - Resumo da toxicidade encontrada nos pontos analisados em São Vicente

| Ponto amostrado | 2ª campanha | 3ª campanha | 4ª campanha | Classificação temporal |
|-----------------|-------------|-------------|-------------|-----------------------------------|
| 9 | tóxico | não tóxico | indefinido | Eventual ou frequentemente tóxico |
| 10 | não tóxico | indefinido | não tóxico | toxicidade ausente ou eventual |
| 11 | não tóxico | não tóxico | seco | não tóxico |
| 12 | indefinido | não tóxico | indefinido | indefinido |
| 13 | tóxico | não tóxico | não tóxico | eventualmente tóxico |
| 14 | tóxico | não tóxico | não tóxico | eventualmente tóxico |
| 15 | indefinido | indefinido | indefinido | indefinido |

As tabelas originais dos testes de toxicidade, realizados com as amostras de São Vicente, com especificação dos resultados de cada réplica, encontram-se no Anexo II.

5. Discussão

Estudos prévios feitos na Baía de Santos (Abessa *et al.*, 1998 e 2001; Rachid, 2002; Rachid *et al.* 1998; Moser, 2002) evidenciaram a toxicidade em águas e sedimentos marinhos. Entretanto, não existiam, até o momento, indicações sobre a contribuição dos corpos d'água afluentes para esse quadro de degradação.

Os dados obtidos no presente estudo sugerem o lançamento de esgoto na maioria dos corpos de água analisados. Esse fato pode ser comprovado pela ocorrência de elevados índices de coliformes, conforme relatado pela CETESB (2004) e pela presença de cloro e de altos níveis de nitrogênio amoniacal total, detectados nas análises químicas. Enquanto as análises microbiológicas mostram os riscos à saúde humana devido à presença de organismos patogênicos, os testes de toxicidade indicam os riscos também ao ambiente, através do resultado tóxico final causado pelo aporte de contaminantes. Além do esgoto, possivelmente há presença de águas pluviais, que podem arrastar diversos tipos de contaminantes das ruas e calçadas para os canais e riacho, e conseqüentemente para as praias.

A toxicidade apresentada por algumas amostras, tanto em Santos como em São Vicente (além dos dados colimétricos, cloro e nitrogênio amoniacal), demonstra que estes corpos hídricos contribuem para a degradação da qualidade das águas da baía. Isso porque essas águas são despejadas diretamente nas praias, de forma contínua ou esporadicamente, em episódios de chuvas abundantes, no caso dos canais de Santos (Braga *et al.*, 2000). A presença de esgoto e a toxicidade são duas variáveis distintas em um corpo de água, mas podem estar relacionadas direta ou inversamente. A ocorrência de esgoto pode sugerir toxicidade; no entanto, certos agentes tóxicos podem causar a diminuição da quantidade de coliformes, agindo como bactericidas (Zagatto & Goldstein, 1991)

Embora o uso preponderante dos corpos de água analisados seja drenagem urbana, existe o contato primário freqüente, pois muitas pessoas os utilizam indevidamente para banho (nos trechos que cruzam as praias) ou para lavar pés, mãos e utensílios de praia. Assim, pelo princípio da precaução, devem ser usados critérios mais restritivos, ou seja, assumir que esses corpos hídricos encaixam-se na Classe 2 de corpos de água doce da resolução CONAMA 357/2005, que engloba as águas que podem ser destinadas, entre outros usos, à recreação de contato

primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000. Como o nível mínimo de oxigênio dissolvido estabelecido pela resolução é de 5mg/L, pode-se constatar que nenhuma das amostras apresentou irregularidades quanto a esse parâmetro. O mesmo ocorre para o pH, que deve estar compreendido entre 6 e 9. Quanto ao cloro, o limite estabelecido pela resolução é de 0,01 mg/l, mas as medições realizadas no presente estudo permitem apenas inferir a presença ou ausência de cloro. O parâmetro que se mostrou mais destoante foi o nitrogênio amoniacal total, sendo que foram encontrados níveis acima do limite (0,4 mg/L) na maioria das amostras.

Ainda em relação aos parâmetros oxigênio dissolvido e pH, não foram encontrados valores que comprometessem a mobilidade dos organismos em nenhum dos experimentos, tanto em Santos, como em São Vicente. *Daphnia similis* é um organismo tolerante a níveis de oxigênio de até 1 mg/l e pH entre 5 e 9 (CETESB, 1997). Quando a variação de pH é significativa, esse parâmetro passa a ser importante especialmente em relação a compostos ionizáveis, pois a forma deionizada de um ácido fraco, por exemplo, é tida como mais tóxica do que a forma ionizada (Kamaya *et al.*, 2005).

Na primeira campanha, realizada em Santos, foi constatada toxicidade nos pontos 3, 4, 5 e 7. O ponto 7 apresentou alta salinidade, no entanto, mesmo diluído, continuou apresentando alta taxa de imobilidade, indicando, portanto, alta toxicidade, visto que até a diluição dos contaminantes não foi suficiente para impedir seus efeitos tóxicos sobre os organismos. Nas amostras que apresentaram alta imobilidade, foram evidenciados sinais de esgoto, pela presença de cloro livre e níveis de nitrogênio amoniacal mais elevado. Porém, esses sinais foram observados também nas amostras consideradas não tóxicas, comprovando não ser a amônia a causadora isolada da imobilidade dos organismos. A presença de esgotos pode estar relacionada com a presença de detergentes, conforme demonstrado no trabalho de Abessa (2002), no qual as concentrações mais elevadas de tensoativos aniônicos nos sedimentos coincidem com as áreas de lançamento de esgoto na baía de Santos e estuário de São Vicente. Alguns pontos amostrados naquele trabalho são, inclusive, próximos aos pontos de coleta de São Vicente do presente estudo. Sendo assim, concentrações elevadas de detergente nos corpos de água

amostrados são bem prováveis e podem causar toxicidade, agindo aditiva ou sinergicamente com a amônia, entre outros contaminantes possivelmente presentes.

Já na segunda campanha de Santos, nenhuma amostra foi considerada tóxica. Porém, foram observados valores relativamente altos de nitrogênio amoniacal e presença de cloro, evidenciando a influência do lançamento de esgoto nos corpos d'água analisados. Através desses resultados, pôde-se comprovar, novamente, que níveis de N-amoniacal elevados não devem ser os responsáveis, isoladamente, pela toxicidade a *D. similis*. Estudos de Braga *et al.* (2000) citam, como possíveis fontes da amônia encontrada no interior dos canais, tanto a decomposição de matéria orgânica, como também a hidrólise de uréia, que confirma a recepção de esgoto clandestino. Apesar de a sensibilidade de cladóceros a amônia ser mais evidente em testes crônicos, na análise da taxa reprodutiva dos organismos, Sarma *et al.* (2003) afirmam que mesmo níveis naturais de amônia podem às vezes ser altos o suficiente para afetar taxas de mortalidade entre os esses organismos.

Na terceira campanha de Santos, apesar da imobilidade no grupo controle ter sido alta (30%), e seus resultados desconsiderados, pode-se evidenciar que *D. similis* é tolerante à presença de cloro, visto que diversas amostras apontaram presença de cloro e baixa taxa de imobilidade. Além disso, pode-se demonstrar a falta de correspondência entre altos níveis de nitrogênio amoniacal e imobilidade dos organismos.

A quarta campanha de Santos constatou toxicidade apenas no ponto 3, sendo que a toxicidade do ponto 7 permaneceu indefinida, devido à sua salinidade. Nesse experimento pode-se verificar a alta tolerância de *D. similis* à salinidade, pois mesmo no ponto 5, com salinidade de 5‰, a imobilidade foi baixa. Em relação aos demais fatores abióticos (pH, condutividade, N-amoniacal, oxigênio e cloro), também não houve correspondência com a imobilidade.

A baixa toxicidade encontrada na quarta campanha de Santos, realizada após um período de escassez de chuvas, indica que as chuvas devem contribuir de forma efetiva, carreando contaminantes para os corpos de água receptores. Ou seja, existe uma contribuição significativa das águas pluviais, conforme mencionado anteriormente. Sendo assim, a diluição causada pelo excesso de água em períodos chuvosos parece não ser suficiente para atenuar os contaminantes que as chuvas trazem aos corpos de água. Essa situação de drenagem urbana é inversa ao que

ocorre em rios, nos quais as chuvas geralmente diluem os poluentes, conforme demonstrado em estudo ecotoxicológico realizado no Rio Pirajussara, em São Paulo (Abessa, 2003).

A primeira campanha de São Vicente teve sua coleta realizada logo após chuvas torrenciais, o que pode explicar, de modo geral, a salinidade baixa ou ausente encontrada na maioria das amostras. Essa campanha teve seus resultados comprometidos devido a irregularidades no controle, impedindo mais considerações sobre seus resultados. Mesmo assim, deve-se citar que as amostras 9 e 15 apresentaram imobilidade de 100% dos organismos, o que pode sugerir alta toxicidade – no caso da amostra 15, mesmo as réplicas diluídas apresentaram alta imobilidade. No entanto, a alta taxa de imobilidade do grupo Controle, de quase 60%, pode ser decorrente de um lote de organismos-teste muito sensível. As análises físico-químicas dessa campanha indicaram níveis de nitrogênio amoniacal razoáveis, sendo os maiores nos pontos 9 e 14, que também resultaram em presença de cloro, no entanto não se pode estabelecer uma relação entre esses dois dados.

Na segunda campanha de São Vicente, após um período de ausência de chuvas, várias amostras apresentaram salinidade significativa, o que resultou em altas taxas de imobilidade. A irregularidade aparente da água destilada usada nas diluições permitiu que apenas a toxicidade de amostras com baixa salinidade, que dispensaram o uso da água destilada, fosse confirmada nessa campanha: pontos 9, 13 e 14.

A terceira campanha realizada em São Vicente não confirmou nenhuma amostra como tóxica, visto que apenas os pontos 10 e 15 apresentaram altas taxas de imobilidade, mas também salinidade. A diluição dessas amostras resultou em baixa imobilidade, decorrendo em indefinição sobre sua toxicidade, visto que os contaminantes também são diluídos.

A quarta e última campanha de São Vicente também resultou apenas em pontos considerados não tóxicos ou com toxicidade indefinida, devido à alta salinidade apresentada e possível amenização dos efeitos dos contaminantes nas amostras diluídas.

Assim como durante as campanhas realizadas em Santos, os resultados das medições dos parâmetros físico-químicos das amostras de São Vicente não se

relacionam diretamente com a toxicidade encontrada. Sendo assim, pode-se concluir que as amostras que apresentaram alta imobilidade dos organismos, exceto no caso de salinidade elevada, tiveram seus efeitos devido à presença de contaminantes além do cloro e nitrogênio amoniacal, sendo consideradas tóxicas.

No ano de 2005 não houve uma estiagem significativa. Sendo assim, apesar da ausência de água em alguns pontos ter sido descrita em relatórios passados pela CETESB, em episódios de coletas para análise de coliformes, apenas o ponto 11 da quarta campanha de São Vicente se apresentou totalmente seco.

Quanto à variabilidade temporal da toxicidade, é possível inferir apenas algumas tendências, devido ao número limitado de coletas com resultados considerados – três em cada ponto amostral. A concentração de nutrientes no interior dos canais de Santos varia principalmente de acordo com os períodos de temporada e quantidade de chuvas (Braga *et al.*, 2000). Acredita-se que a toxicidade dos corpos de água amostrados, incluindo os canais de Santos, sofra alterações temporais da mesma forma. Sendo assim, as duas primeiras campanhas, realizadas nos meses de chuvas mais abundantes e de temperaturas mais elevadas, apresentaram maior toxicidade (tabelas 6 e 11). Os pontos 1, 2, 6 e 8 são os únicos para os quais pode-se afirmar que não houve variabilidade ao longo das coletas, pois permaneceram não tóxicos em todas as análises, sem indefinição por salinidade. O ponto 3 apresentou a maior frequência de toxicidade – duas campanhas.

No entanto, além dessas variações mais gerais, ao longo do ano, por se tratar de corpos de água receptores de esgoto doméstico, pode-se deduzir que exista também uma certa variabilidade diária, que obedece a rotina das pessoas – horário de banho com maior diluição, picos de detergente após a hora do almoço, etc. Essa variabilidade é difícil de ser estabelecida e pode ser parcialmente atenuada pelo fato dos canais terem uma circulação restrita pelas marés.

No geral, pode ser constatada maior contribuição tóxica dos corpos de água dos pontos 3, 4, 7, 9, 13 e 14 para as praias. Sendo assim, pode-se sugerir que ações prioritárias de melhoria da qualidade de água sejam implementadas. Essas ações devem incluir uma investigação das fontes difusas que contribuem para a contaminação, sendo exigida sua regularização. No caso do não cumprimento dessa

exigência, pode-se aplicar multas, de acordo com a legislação vigente de proteção a esses corpos hídricos.

Acredita-se que as fontes difusas sejam compostas principalmente por esgoto doméstico e águas pluviais. Uma vez que a contaminação por detergentes está bastante relacionada com esgotos, fruto de deficiências de saneamento, alguns procedimentos podem ser listados para a região, visando minimizar os problemas ambientais causados pelos detergentes, como, por exemplo, um programa sério e extenso de identificação de esgotos irregulares (caça-esgoto), seguido da ligação das residências à rede coletora de esgoto (Abessa, 2002). No caso dos canais de Santos, se a estação de pré-condicionamento (EPC) pudesse receber um volume maior de efluentes, as comportas dos canais de drenagem de Santos poderiam permanecer sempre fechadas, de forma a não liberar o seu conteúdo diretamente para as praias. Outra possibilidade a ser considerada é a modernização das EPC's de Santos e São Vicente, para que recebam as águas pluviais e realizem tratamentos primários e secundários, juntamente com o esgoto, antes do lançamento ao mar, de preferência por um emissário submarino (como o de Santos), a uma distância segura da praia.

Pode-se concluir que os testes ecotoxicológicos constituem uma forma eficiente de se constatar primariamente se um corpo de água apresenta degradação. Sendo assim, o presente estudo pode ser considerado como um passo inicial. Para um melhor entendimento dos processos que levam à degradação dos corpos hídricos na Baía de Santos, outros estudos devem ser realizados, como por exemplo, testes de toxicidade crônica, análises químicas e bioensaios mais complexos (TIE – Identificação e Avaliação da Toxicidade), que possam especificar melhor os tipos de contaminantes e dar informações sobre bioconcentração, bioacumulação e efeitos genotóxicos. Devem ser realizados testes tanto com organismos de água doce, quanto de água salgada. Recomenda-se também o uso de uma bateria de testes ecotoxicológicos, englobando diferentes níveis tróficos de organismos, a fim de se especificar melhor a toxicidade dos corpos de água. Desse modo, aumenta a probabilidade de detectar toda a gama de efeitos, já no nível mais baixo, do coquetel de substâncias em águas ou efluentes (Knie & Lopes, 2004). Apesar da comprovada eficiência dos testes agudos com *Daphnia* para um reconhecimento inicial da potencialidade tóxica de amostras, é amplamente

reconhecido que um tipo de bioteste apenas não é suficiente para indicar todos os efeitos tóxicos, com seus diferentes modos de ação (Johnson *et al.*, 2004; Radix *et al.*, 2000).

Outra sugestão é que as coletas e os testes sejam feitos durante um período mais longo de tempo, a fim de se obter melhores resultados de variabilidade temporal, subsidiando um monitoramento efetivo das condições.

Enquanto existem organismos marinhos e de água doce amplamente utilizados em testes ecotoxicológicos, com metodologias padronizadas, não existe a padronização para um organismo-teste eurihalino. Então, a interpretação dos dados de algumas amostras salobras foi prejudicada, pois todos biotestes foram realizados com *D. similis*, um organismo dulcícola, que exigiu, portanto, ajuste da salinidade para níveis adequados. No entanto, esse ajuste implica em diluição dos contaminantes, e conseqüente indefinição da toxicidade dos pontos com alta salinidade, que não apresentaram imobilidade nas amostras diluídas. Outra alternativa seria fazer todos os testes com organismos de água salgada, aumentando artificialmente a salinidade das amostras salobras. No entanto, a manipulação das amostras seria muito intensa e a disponibilidade de alguns contaminantes para os organismos poderia ser alterada.

Podem também ser feitos testes ecotoxicológicos com amostras coletadas no corpo receptor, ou seja, nas praias, para se inferir a eficiência da diluição, comportamento dos contaminantes no meio marinho e assimilação pela biota. Organismos-teste de água doce e salgada possuem sensibilidades diferentes a contaminantes, que também podem ser biodisponibilizados de maneira diversa, dependendo da salinidade da água. Devido a essas diferenças de sensibilidade e disponibilização entre os organismos de diferentes meios aquáticos, não se deve extrapolar resultados dos corpos de água analisados para as águas marinhas que atingem. Uma maior sensibilidade de organismos marinhos ocorre em relação aos de água doce, para cerca de 58% de substâncias já testadas, especialmente em relação aos compostos químicos não solúveis e pode ser explicada por diversos fatores, incluindo diferenças nos mecanismos osmorregulatórios (Sverdrup *et al.*, 2002).

6. Conclusões

No geral, a toxicidade foi maior na primeira campanha de Santos e na segunda de São Vicente. O ponto 3 foi o único que se manteve tóxico em duas das quatro campanhas. O grande número de amostras consideradas indefinidas em São Vicente faz com que menos conclusões possam ser obtidas para esse município. Pode ser constatada contribuição tóxica dos corpos de água dos pontos 3, 4, 7, 9, 13 e 14 para as praias, enquanto os pontos 5, 10, 12 e 15 necessitam de mais estudos confirmatórios, devido a indefinição de sua toxicidade em algumas ocasiões. Já os pontos 1, 2, 6, 8 e 11 permaneceram não tóxicos em todas as campanhas, sendo, portanto, inexistente sua contribuição tóxica (aguda) às praias nos episódios amostrados. Lembrando que a toxicidade determinada pelos testes agudos é alta, pois mede a taxa de imobilidade dos organismos, diferentemente dos testes de toxicidade crônica, que medem efeitos sub-letais.

A variação temporal não foi muito bem estabelecida, pois é necessário um maior número de campanhas, ao longo de um ano ou mais, para essa finalidade. No entanto, pode-se inferir que as duas primeiras campanhas, realizadas nos meses de chuvas mais abundantes e de temperaturas mais elevadas, apresentaram maior toxicidade.

Não houve relação direta entre a toxicidade das amostras e os parâmetros físico-químicos medidos, mesmo quando os níveis de nitrogênio amoniacal se mostraram bastante elevados (1,5 ppm ou mais). Apenas a salinidade influenciou diretamente a imobilidade dos organismos, conforme esperado, por se tratar de uma espécie de água doce.

7. Referências bibliográficas

- ABESSA, D. M. S. Avaliação ecotoxicológica da água do rio Pirajussara (SP, Brasil). **O Mundo da Saúde**, v.28, n.4, p.543-550, 2003.
- ABESSA, D. M. S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do Sistema Estuarino de Santos, SP, Brasil**. 2002. 313 pp. + anexos. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; RACHID, B. R. F. & MASTROTI, R. R. Toxicity of sediments from Santos estuary (SP, Brazil): preliminary results. **Ecotoxicology and Environmental Restoration**, v.4, n.1, p.6-9, 2001.
- ABESSA, D. M. S.; SOUSA, E. C. P. M.; RACHID, B. R. F. & MASTROTI, R. R. Use of the burrowing amphipod *Tiburonella viscana* as a tool in marine sediments contamination assessment. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.41, n.2, p.225-230, 1998.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6023/2002: informação e documentação – referências - elaboração**. Rio de Janeiro, 2002. 24p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 5540 - Surfactants. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**, 20th ed., USA, 1998. 1269p.
- BAY, S. M.; GREENSTEIN, D. J.; LAU, S. L.; STENSTROM, M. K. & KELLEY, C. G. Toxicity of dry weather flow from the Santa Monica Bay watershed. **Bulletin of the Southern California Academy of Sciences**, v.95, n.1, p.33-45, 1996.
- BERTOLETTI, E.; NIPPER, M. G. & MAGALHÃES, N. P. A precisão de testes de toxicidade com *Daphnia*. **Ambiente**, v.6, n.1, p. 55-59, 1992.
- BLUM, D. J. W. & SPEECE, R. E. Determining chemical toxicity to aquatic species. **Environmental Science & Technology**, v.24, n.3, p.284-293, 1990.
- BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L. & BONETTI-FILHO, J. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.40, n.2, p.165-173, 2000.

- BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n.53, seção 1, p.58-63, 2005.
- CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI, E.; BURATINI, S. V.; LAMPARELLI, M. C. & MARTINS, M. C. Oxidizing effect on metal remobilization and *Daphnia similis* toxicity from a brazilian reservoir sediment suspension. **Water Resource**, v.32, n.1, p.193-199, 1998.
- CETESB. **Norma L5.018 - Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (CLADOCERA, CRUSTACEA)**. São Paulo, 1997. (Série normas).
- CETESB. **Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo: balneabilidade das praias**. São Paulo, 2004. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: out. 2005.
- COOMAN, K.; DEBELS, P.; GAJARDO, M.; URRUTIA, R. & BARRA, R. Use of *Daphnia* spp. For the Ecotoxicological Assessment of Water Quality in an Agricultural Watershed in South-Central Chile. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.48, p.191-200, 2005.
- DEWHURST, R. E.; WHEELER, J. R.; CHUMMUN, K. S.; MATHER, J. D.; CALLAGHAN, A. & CRANE, M. The comparison of rapid bioassays for the assessment of urban groundwater quality. **Chemosphere**, v.47, p.547-554, 2002.
- JHONSON, I.; HUTCHINGS, M.; BENSTEAD, R.; THAIN, J. & WHITEHOUSE, P. Bioassay selection, experimental design and quality control/assurance for use in effluent assessment and control. **Ecotoxicology**, v.13, p.437-447, 2004.
- KAMAYA, Y.; FUKAYA, Y. & SUZUKI, K. Acute toxicity of benzoic acids to the crustacean *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v.59, p.255-261, 2005.
- KNIE, J. L. W. & LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004. 289p.
- KOROLEFF, F. 1970. Direct determination of ammonia in natural waters --
indophenol blue. **Cons. int. Explor. Mer**, v.3. 38
- LAMBOLEZ, L.; VASSEUR, P.; FERARD, J. F. & GISBERT, T. The Environmental Risks of Industrial Waste Disposal: An Experimental Approach Including Acute

- and Chronic Toxicity Studies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.28, p.317-328, 1994.
- MITCHELL, J. A K.; BURGESS, J. E.; STUETZ, R. M. Developments in ecotoxicity testing. **Environmental Science & Biology/Technology**, v.1, p.169–198, 2002.
- MOSER, G. A. O. **Aspectos da eutrofização no Sistema Estuarino de São Vicente-Santos: distribuição espaço temporal da biomassa e produtividade primária fitoplânctonica e transporte instantâneo de sal, clorofila-a, material em suspensão e nutrientes**. 2002. 426p. + anexos. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- PERRIN, N.; BAIRD, D.J. & CALOW, P. Resource allocation, population dynamics and fitness: some experiments with *Daphnia magna* Strauss. **Archives of Biology**, v.123, n.4, p.431-449, 1992.
- RACHID, B. R. F. **Avaliação ecotoxicológica dos efluentes domésticos lançados pelos sistemas de disposição oceânica da Baixada Santista**. 2002. 286p. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.
- RACHID, B. R. F.; SOUSA, E. C. P. M. ; DAVID, C. J. & ABESSA, D. M. S. Ensaios de toxicidade utilizando efluentes domésticos lançados através de emissários submarinos na Baixada Santista, SP. In: 4º SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 1998, Águas de Lindóia, SP. **Anais...** São Paulo: ACIESP, 1998, v.104, n.1, p.378-385.
- RADIX, P.; LEONARD, M.; PAPANTONIOU, C.; ROMAN, G.; SAOUTER, E.; GALLOTTI-SCHMITT, S.; THIÉBAUD, H. & VASSEUR, P. Comparison of four chronic toxicity tests using algae, bacteria, and invertebrates assessed with sixteen chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.47, p.186-194, 2000.
- SAKAI, M. Acute toxic tests of rainwater samples using *Daphnia magna*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.61, n.1, p.114–120, 2005.
- SARMA, S. S. S.; MANGAS-RAMIREZ, E. & NANDINI, S. Effect of ammonia toxicity on the competition among three species of cladocerans (Crustacea:

Cladocera). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.55, p.227-235, 2003.

SPRAGUE, J.B. Factors that modify toxicity. In: Rand, G.M. & Petrocelli, S.R. (eds). **FUNDAMENTALS OF AQUATIC TOXICOLOGY**, 1985, Washington, DC. Hemisphere Publishing Corporation, 1985, p.124-163.

SVERDRUP, L. E.; FÜRST, C. S.; WEIDEBORG, M.; VIK, E. A. & STENERSEN, J. Relative sensitivity of one freshwater and two marine acute toxicity tests as determined by testing 30 offshore E & P chemicals. **Chemosphere**, v.46, p.311-318, 2002.

ZAGATTO, P. A.; GOLDSTEIN, E. G. Toxicidade em águas do Estado de São Paulo. **Ambiente**, v.5, n.1, p.13-20, 1991.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, USA: Englewood Cliffs, Prentice-Hall Inc., 1984. 718p.

8. Anexo I - Tabelas originais dos testes de toxicidade, realizados com as amostras de Santos.

Tabela A - Número de organismos imóveis da primeira campanha de Santos
(08/03/05)

| pontos/réplicas | Controle | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 5d | 6 | 7 | 7d | 8 | 8d |
|-----------------|----------|---|---|----|----|----|----|---|----|----|---|----|
| R1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 4 | 1 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 |
| R2 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 4 | 0 | 1 | 3 | 5 | 0 | 0 |
| R3 | 0 | 1 | 0 | 5 | 5 | 3 | 0 | 0 | 4 | 5 | 0 | 0 |
| R4 | 0 | 0 | 1 | 5 | 5 | 4 | 2 | 0 | 5 | 5 | 0 | 0 |
| Total | 0 | 1 | 1 | 20 | 20 | 15 | 3 | 3 | 14 | 18 | 0 | 0 |

Tabela B - Número de organismos imóveis da segunda campanha de Santos
(11/04/05)

| pontos/réplicas | Controle | 1 | 2 | 2d | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 7d | 8 |
|-----------------|----------|---|---|----|---|---|---|---|---|----|---|
| R1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| R2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| R3 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| R4 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Total | 2 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 2 | 2 |

Tabela C - Número de organismos imóveis da terceira campanha de Santos
(16/06/05)

| pontos/réplicas | Controle | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 5d | 6 | 7 | 7d | 8 |
|-----------------|----------|---|---|---|---|---|----|---|----|----|---|
| R1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 | 5 | 5 | 0 |
| R2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| R3 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 5 | 5 | 0 |
| R4 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 5 | 5 | 0 |
| Total | 6 | 4 | 3 | 0 | 2 | 8 | 5 | 3 | 20 | 20 | 0 |

Tabela D - Número de organismos imóveis da quarta campanha de Santos

(24/08/05)

| pontos/réplicas | Controle | 1 | 2 | 3 | 4 | 4d | 5 | 5d | 6 | 7 | 7d | 8 |
|-----------------|----------|---|---|----|---|----|---|----|---|----|----|---|
| R1 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| R2 | 0 | 1 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 | 1 | 0 | 5 | 1 | 0 |
| R3 | 0 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 |
| R4 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 5 | 0 | 0 |
| Total | 1 | 2 | 0 | 20 | 2 | 0 | 6 | 2 | 1 | 20 | 1 | 0 |

9. Anexo II - Tabelas originais dos testes de toxicidade, realizados com as amostras de São Vicente.

Tabela E - Número de organismos imóveis da primeira campanha de São Vicente
(16/03/05)

| pontos/réplicas | Controle | 9 | 10 | 11 | 11d | 12 | 12d | 13 | 14 | 14d | 15 | 15d |
|-----------------|----------|----|----|----|-----|----|-----|----|----|-----|----|-----|
| R1 | 3 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 4 |
| R2 | 4 | 5 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 5 |
| R3 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 5 | 5 |
| R4 | 2 | 5 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 1 | 5 | /// |
| Total | 11 | 20 | 0 | 1 | 1 | 2 | 5 | 2 | 0 | 2 | 20 | 14 |

Tabela F - Número de organismos imóveis da segunda campanha de São Vicente
(09/05/05)

| pontos/réplicas | Controle | 9 | 10 | 10d | 11 | 11d | 12 | 12d | 13 | 14 | 15 | 15d |
|-----------------|----------|----|----|-----|----|-----|----|-----|----|----|----|-----|
| R1 | 0 | 2 | 3 | 3 | 0 | 1 | 3 | 2 | 2 | 1 | 5 | 3 |
| R2 | 0 | 2 | 0 | 4 | 1 | 2 | 4 | 4 | 1 | 2 | 5 | 2 |
| R3 | 1 | 2 | 1 | 4 | 0 | 4 | 3 | 3 | 1 | 1 | 5 | 4 |
| R4 | 0 | 4 | 2 | 3 | 0 | 4 | 5 | 4 | 2 | 1 | 5 | 2 |
| Total | 1 | 10 | 6 | 14 | 1 | 11 | 15 | 13 | 6 | 5 | 20 | 11 |

Tabela G - Número de organismos imóveis da terceira campanha de São Vicente
(29/07/05)

| pontos/réplicas | Controle | 9 | 9d | 10 | 10d | 11 | 12 | 12d | 13 | 13d | 14 | 14d | 15 | 15d |
|-----------------|----------|---|----|----|-----|----|----|-----|----|-----|----|-----|----------|-----|
| R1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 |
| R2 | 2 | 1 | 0 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 1 |
| R3 | 1 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 5 | 0 |
| R4 | 0 | 1 | - | 5 | - | - | - | - | - | - | - | - | | - |
| Total | 3 | 2 | 0 | 19 | 1 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 1 | 43 15 | 2 |

Tabela H - Número de organismos imóveis da quarta campanha de São Vicente
(04/10/05)

| pontos/réplicas | Controle | 9 | 9d | 10 | 11 | 12 | 12d | 13 | 14 | 15 | 15d |
|-----------------|----------|----|----|----|-----|----|-----|----|----|----|-----|
| R1 | 2 | 5 | 0 | 0 | ... | 5 | 1 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| R2 | 0 | 5 | 0 | 0 | ... | 5 | 0 | 1 | 0 | 5 | 2 |
| R3 | 2 | 5 | 0 | 0 | ... | 5 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| R4 | 0 | 5 | 0 | 0 | ... | 5 | 1 | 0 | 2 | 5 | 0 |
| Total | 4 | 20 | 0 | 0 | ... | 20 | 2 | 1 | 2 | 20 | 2 |

10. Anexo III – Fotos de alguns pontos de coleta em Santos.



Ilustração A - Ponto de coleta 1



Ilustração B - Ponto de coleta 2



Ilustração C - Ponto de coleta 8

11. Anexo IV – Fotos de alguns pontos de coleta em São Vicente.



Ilustração D - Ponto de coleta 9



Ilustração E - Ponto de coleta 14