**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Escola de Engenharia de São Carlos
Departamento de Hidráulica e Saneamento.
Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada
Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia
Ambiental**

**Aspectos do ciclo de vida de espécies
bentônicas nativas e sua utilização na avaliação da
qualidade de sedimentos de lagos naturais e
reservatórios.**

Caio Augusto de Almeida

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

Orientador: **Profª Drª. Odete Rocha**

São Carlos, SP

2007

*Dedico este trabalho à minha esposa Juliana e
minha filha Sophia, pessoas que me completam e tornaram
possível a finalização desse trabalho, pelo apoio,
compreensão e inspiração.*

Agradecimentos

Escrever os agradecimentos de uma tese de doutoramento é uma tarefa prazerosa, embora de considerável dificuldade. É antes de tudo um momento de reflexão, concluir um curso de doutorado não é tarefa das mais fáceis, em lugar nenhum do mundo. No Brasil então, concluir apenas o ensino fundamental já é uma vitória para a grande maioria da população. Eu me considero privilegiado por ter tido a chance de aproveitar e desenvolver o meu potencial e é a isso que eu sou grato. Muitas pessoas contribuíram para esse destino, e não poderia deixar de lembrá-las nesse momento.

Em primeiro lugar devo agradecer minha família, meus pais Nelson e Milvânia, meus avós, Orlando e Amélia, Álvaro e Griselda, minha irmã Camila, pois foram os responsáveis pelo despertar do meu gosto pela ciência e propiciaram as condições para que chegasse até aqui. E principalmente para minha esposa Juliana e minha filha Sophia, a quem dedico este trabalho, o meu desvelo e o meu amor incondicional. Sem elas, provavelmente eu não estaria aqui escrevendo essas linhas.

Existem outras duas pessoas que foram importantes para a minha formação pessoal: a Professora Maria Inês, que lecionou ciências no meu ensino fundamental, e a Professora Sueli, minha professorar de física do ensino médio, mais do que os conteúdos das disciplinas essas pessoas sempre incentivaram o desenvolvimento do meu espírito científico, incentivando a investigação e procura por respostas para os problemas que a curiosidade da juventude oferece.

A Professora Dr^a. Odete Rocha, minha orientadora, que me acompanha desde os tempos da graduação, merece agradecimentos especiais, pela presteza

com que atende seus alunos; pelo apoio, compreensão e paciência que nos reserva; pelo suporte que oferece para a concretização de nossos trabalhos, mesmo quando as condições não são ideais; pelas oportunidades criadas; pela energia de vida e impressionante capacidade de trabalho que demonstra ter. Mais do que pela orientação agradeço a oportunidade de ter compartilhado todas essas experiências com uma pessoa que tem o meu mais profundo respeito e admiração.

Não poderia deixar de agradecer também:

Ao Professor Mozeto e à Clarisse, não só pelas idéias e sugestões que contribuíram para esse trabalho, mas, principalmente, pelo sentimento de amizade que compartilhamos.

Ao Abílio e à Ana Fonseca, que criaram a oportunidade para as minhas primeiras aventuras no mundo da ecotoxicologia.

Aos meus amigos João Durval, Rafael, Alessandro, sobretudo pelos momentos de descontração que tanto contribuem para o bom andamento de um trabalho.

Aos professores e funcionários do DEBE – UFSCar, onde a maior parte desse trabalho foi realizada.

Aos professores e funcionários do CRHEA – USP, pela presteza sempre que necessária.

Aos técnicos Ayrton e Valdecir, que viabilizaram as amostragens em campo.

À todos os colegas que contribuíram para a conclusão desse trabalho.

À CAPES pela bolsa concedida.

Ao Ministério do Meio Ambiente, pelo apoio financeiro ao projeto PROBIO, que financiou a realização desse estudo.

"É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar; é melhor tentar, ainda que em vão, que sentar-se fazendo nada até o final. Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder. Prefiro ser feliz, embora louco, que em conformidade viver ..."

Martin Luther King

Resumo

Almeida, C.A. , **Aspectos do ciclo de vida de espécies bentônicas nativas e sua utilização na avaliação da qualidade de sedimentos de lagos naturais e reservatórios**. 181 f. – Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

Os estudos ecológicos, com vistas para a conservação do meio ambiente, vêm sendo intensificados desde meados do século XX. Devido à integração com várias outras ciências durante o processo de formação do conhecimento ecológico, esses estudos têm se tornado essenciais para o desenvolvimento de tecnologias e de políticas adequadas ao gerenciamento dos recursos naturais, em especial dos recursos hídricos. Estudos que contemplem a comparação entre sistemas naturais e artificiais são importantes na medida em que permitem investigar como esses sistemas reagem a perturbações antropogênicas de curto ou longo prazo. Há um consenso geral de que a camada de sedimento dos corpos d'água desempenha um papel fundamental na dinâmica de transporte, acumulação e disponibilização de contaminantes nesses sistemas. A tríade de qualidade de sedimento é considerada uma das melhores abordagens para o estudo de sistemas aquáticos impactados por efluentes oriundos de atividades antrópicas. Habitats dulcícolas são particularmente suscetíveis à introdução de espécies exóticas de invertebrados. Uma possível rota de introdução dessas espécies é o cultivo em laboratório para testes de toxicidade. Substituí-las por espécies nativas com sensibilidade similar pode prevenir a introdução acidental de espécies exóticas, além de facilitar a obtenção de inóculos para as renovações da cultura, e de serem mais significativos na extrapolação dos resultados laboratoriais para situações em campo. Duas espécies nativas de organismos bentônicos foram estudadas com relação à aspectos de suas biologia e

a adequação como organismos-teste em ensaios ecotoxicológicos: *Chironomus xanthus* (Díptera) e *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta). Os resultados dos testes de toxicidade ao pentaclorofenol para *C. xanthus* permitiram calcular uma CL50 (96h) de 0,111 mg/L com uma faixa de sensibilidade entre 0,082 e 0,141 mg/L. Os testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio resultaram em uma CL50 (96h) de 0,364 g/L com uma faixa de sensibilidade entre 0,177 e 0,551 g/L. Realizou-se também um balanço energético geracional cumulativo para *C. xanthus*, obtendo-se os seguintes valores para as eficiências metabólicas calculadas: Coeficiente instantâneo de assimilação de 98,14%, coeficiente de produção bruta de 14,76% e coeficiente de produção líquida de 15,03%. Além dos ensaios toxicológicos com os dois organismos, realizou-se um estudo comparativo entre o sistema de reservatórios em cascata do rio Tietê com o sistema de lagos naturais do Vale do Rio Doce, aplicando-se os princípios da tríade de qualidade de sedimentos. Os resultados dessa análise permitiram classificar os reservatórios estudados de acordo com o nível de qualidade ambiental sendo que o reservatório de Barra Bonita (SP) é considerado como o de pior qualidade, enquanto que os lagos do vale do Rio Doce (MG) encontram-se ainda relativamente preservados.

.

Palavras-chave: *Chironomus xanthus*, *Branchiura sowerbyi*, Lagos Naturais do Vale do Rio Doce, Cascata de Reservatórios do Rio Tietê, Bioensaios.

Abstract

Almeida, C.A., **Life cycle aspects of endemic benthic espécies and its application on the sediment quality assessments of natural lakes and reservoirs.** 181f. – Thesis (doctoral). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007

The ecological studies, with views for the conservation of the environment, have been intensified from middles of the century XX. Due to the integration with several other sciences during the process of ecological knowledge formation, those studies have become essential to the development of technologies and appropriate politics for the administration of the natural resource. Studies that contemplate the comparison among natural and artificial systems are important in the way it is allowed to investigate as those systems react to antropogenic disturbances of short or long periods. There is a general consensus that the sediment of the water bodies plays a fundamental part in the transport dynamics, accumulation and disposal of pollutants in these systems. The triad of sediment quality is considered one of the best approaches for the study the influence of pollutants originated from of human activities in aquatic ecossystems. Freshwater habitats are particularly susceptible to the introduction of exotic species of invertebrates. A possible route of introduction of those species is the cultivation in laboratory for toxicity tests. To substitute them for native species with similar sensibility can prevent the accidental introduction of exotic species, besides facilitating the inocula obtaining for the renewals of the culture, and may be more significant in the extrapolation of the laboratories results for field situations. Two native species of benthic organisms were studied regarding to aspects of their biology and the adaptation as organism-test in ecotoxicological assays: *Chironomus xanthus* (Díptera) and *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta). The

results of the toxicity tests to the pcp for *C. xanthus* allowed to calculate a LC50 (96h) of 0,111 mg/L with a sensitivity range of 0,082 - 0,141 mg/L. The sensitivity testes for *B. sowerbyi* to the KCl resulted in a LC50 (96h) of 0,364 g/L with a sensitivity range of 0,177 - 0,551 g/L. An energy budget of *C. xanthus* was performed, being obtained the following values for the calculated metabolic efficiencies: Instantaneous coefficient of assimilation of 98,14%, coefficient of production of 14,76% and coefficient of liquid production of 15,03%. A comparative study among the system of reservoirs in cascade of the Tietê river with the system of natural lakes of Rio Doce valley was applied following the principles of the triad of quality of sediments. The results of that analyze allowed to classify the reservoirs studied in agreement with the level of environmental quality and the reservoir of Barra Bonita (SP) is considered as the one of worse quality, while the lakes of Rio Doce Valley (MG) still meet relatively preserved.

Keywords: *Chironomus xanthus*, *Branchiura sowerbyi*, Natural Lakes of the Rio Doce Valley, Reservoirs of the Tietê River, Bioassays.

Lista de Figuras

- Figura 1 . Desenho esquemático da massa de ovos, da larva (vista lateral), da pupa com a pele larval ainda não completamente eliminada (vista lateral) e do macho adulto de um quironomídeo genérico. 61
- Figura 2 Cultivo de *Chironomus* em laboratório, evidenciando as bandejas plásticas e a tampa com cobertura de tela de náilon. 64
- Figura 3 Desenho esquemático mostrando a disposição dos ovos nas massas ovígeras de *C. xanthus* (adaptado de STRIXINO, 1980). 68
- Figura 4 Desenho esquemático de *Branchiura sowerbyi*. Vista posterior e anterior, mostrando os órgãos internos (sp, espermateca; t, testículos; pr, prostomium; o, ovário; v, vasos deferentes; a, átrio; pt, próstata) e os poros genitais 75
- Figura 5: Localização da região do Vale do médio Rio Doce em Minas Gerais e a área do Parque Estadual do Rio Doce. 81
- Figura 6: O estado de São Paulo dividido em bacias hidrográficas, evidenciando as bacias que compõe o sistema do Rio Tietê. 87
- Figura 7 Localização do Sistema Tietê no estado de São Paulo e das principais represas no rio Tietê, evidenciando as represas de Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos. 88
- Figura 8: Variação da biomassa de *C. xanthus* nas suas diversas fases larvais. 95
- Figura 9: Relação peso-comprimento de *C. xanthus*. 96
- Figura 10: Curvas de crescimento (tamanho e biomassa) calculadas para *C. xanthus*. 96
- Figura 11: Balanço energético de *C. xanthus*. 97
- Figura 12: Crescimento populacional de *B. sowerbyi* cultivado em laboratório em sedimento da Lagoa do Diogo e alimentado com ração Tetramin na temperatura de 24+1C. 98
- Figura 13: Crescimento individual médio de *B. sowerbyi* em sedimento da Lagoa do Diogo cultivado em laboratório com sedimento da Lagoa do Diogo, a 24+1C, e alimentado com ração Tetramin. Tamanho do corpo expresso em cm. 99
- Figura 14: Vista geral de *B. sowerbyi* 99
- Figura 15: Vista em detalhe de *B. sowerbyi*, oriundo da Lagoa do Diogo, SP, em cultivo de laboratório 100

Figura 16: Detalhe das expansões respiratórias (brânquias) de *B. sowerbyi*, na porção terminal do corpo 100

Figura 17- Faixa de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio (KCl). 102

Figura 18 : Faixa de sensibilidade de *C. xantus*, oriundos dos cultivos em laboratório, ao pentaclorofenol. 104

Figura 19: Percentual de mortalidade e emergência de *C. xanthus* em bioensaios com amostras de sedimento dos lagos dos sistema do vale do Rio Doce. 106

Figura 20: Percentual de mortalidade e emergência de *C. xanthus* em bioensaios com amostras de sedimento dos reservatórios do rio Tietê. 106

Figura 21 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Carioca coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.). 107

Figura 22 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Carioca, coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.). 108

Figura 23 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Verde coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.). 108

Figura 24 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Verde coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.). 109

Figura 25 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Águas Claras coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.). 109

Figura 26 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Águas Claras coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.). 110

Figura 27 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Almecega coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.). 110

Figura 28 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Almecega coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.). 111

Figura 29 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de lagos do Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002 e novembro de 2003. 111

Figura 30 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.). 112

Figura 31 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.). 112

Figura 32 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.). 113

Figura 33 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.). 113

Figura 34 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.) 114

Figura 35 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de marco de 2003 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.) 114

Figura 36 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.) 115

Figura 37 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de marco de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.) 115

Figura 38 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Almecega – Vale do Rio Doce (M.G.) 116

Figura 39 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de marco de 2003 para a região central da Lagoa Almecega – Vale do Rio Doce (M.G.) 116

Figura 40 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Almecega – Vale do Rio Doce (M.G.) 117

Figura 41 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de marco de 2003 para a região central da Almecega – Vale do Rio Doce (M.G.) 117

Figura 42 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.) 118

Figura 43 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de marco de 2003 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.) 118

Figura 44 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.) 119

Figura 45 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta de marco de 2003 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.) 119

Figura 46 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Três Irmãos (S.P.). 120

Figura 47 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Nova Avanhandava (S.P.). 121

Figura 48 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Promissão (S.P.). 121

Figura 49 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Ibitinga Tiete (S.P.). 122

Figura 50 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Bariri (S.P.). 122

Figura 51 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Barra Bonita (S.P.). 123

Figura 52 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de reservatórios do Rio Tiete, em novembro de 2002. 123

Figura 53 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Três Irmãos (S.P.). 124

Figura 54 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Três Irmãos (S.P.). 124

Figura 55 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Nova Avanhandava (S.P.). 125

Figura 56 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Nova Avanhandava (S.P.). 125

Figura 57 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Promissão (S.P.).

126

Figura 58 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Promissão (S.P.).

126

Figura 59 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Ibitinga (S.P.).

127

Figura 60 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Ibitinga (S.P.).

127

Figura 61 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Bariri (S.P.).

128

Figura 62 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Bariri (S.P.).

128

Figura 63 Perfil de pH e de condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Barra Bonita (S.P.).

129

Figura 64 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Barra Bonita (S.P.).

129

Figura 65 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaio.

130

Figura 66 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaio.

131

Figura 67 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaio.

131

Figura 68 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaio.

132

Figura 69 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaio.

132

Figura 70 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

133

Figura 71 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

133

Figura 72 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

134

Figura 73 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

134

Figura 74 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

135

Figura 75 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de reservatórios do Rio Tiete, em novembro de 2002 e do sistema de lagos do Vale do Rio Doce, em dezembro de 2002

135

Lista de tabelas

Tabela 1: Localização geográfica e principais características morfométricas de quatro lagoas do Vale do Médio Rio Doce, MG, ordenadas por área. Valores de área e perímetro determinados a partir de mapas da Embrapa. IDM = Índice de desenvolvimento de margem (de acordo com Wetzel, 2001) 80

Tabela 2: Valores médios do tempo de residência da água (TR), área de inundação (A), volume total (V), profundidade média (Prof.) e ano de enchimento das represas do médio rio Tietê/Paraná (Cesp, 1998). 85

Tabela3: Valores médios do tempo de residência da água (TR), área de inundação (A), volume total (V), profundidade média (Prof.) e ano de enchimento das represas do baixo rio Tietê (Cesp, 1998). 86

Tabela 4: CL50 calculada e faixa de sensibilidade de *B. sowerbyi* para a substância cloreto de potássio (KCl). 101

Tabela 5: CL50 (96h) calculada e respectiva faixa de sensibilidade de *C. xanthus* para pentaclorofenol (PCP). 103

Tabela 6: Faixas de sensibilidades de outros organismos para pentaclorofenol (PCP). 104

Tabela 7: Valores de emergência, porcentagem de emergência, mortalidade, porcentagem de mortalidade, índice de diversidade de Shannon, índice de riquezas de espécies e índice de estado trófico dos lagos do Sistema do Rio Doce nas coletas de dezembro de 2002 e Março de 2003 (Dados Limnológicos e de Biodiversidade em De LUCCA, 2006). 157

Tabela 8: Valores de emergência, porcentagem de emergência, mortalidade, porcentagem de mortalidade, índice de diversidade de Shannon, índice de riquezas de espécies e índice de estado trófico dos reservatórios do Rio Tiete na coleta de novembro de 2002 (Dados Limnológicos e de Biodiversidade em FRANÇA, 2006 e SURIANI, 2006). 158

Tabela 9: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Águas Claras localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002. 159

Tabela 10: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Águas Claras localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2002. 160

Tabela11: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Almécega localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002. 161

Tabela 12 : Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Almécega localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003. 162

Tabela13 : Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Verde localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002. 163

Tabela14: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Verde localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003. 164

Tabela 15: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Carioca localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002. 165

Tabela 16: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Carioca localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003. 166

Tabela 17: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Três Irmãos localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002. 167

Tabela 18: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Nova Avanhandava localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002. 168

Tabela 19: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Promissão localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002. 169

Tabela 20: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Ibitinga localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.	170
Tabela 21: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Bariri localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.	171
Tabela 22: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Barra Bonita localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.	172
Tabela 23: Relação Peso Comprimento de <i>C. xanthus</i> para o instar 1	173
Tabela 24: Relação Peso Comprimento de <i>C. xanthus</i> para o instar 2	174
Tabela 25: Relação Peso Comprimento de <i>C. xanthus</i> para o instar 3	175
Tabela 26: Relação Peso Comprimento de <i>C. xanthus</i> para o instar 4	176
Tabela 27: Relação Peso Comprimento de <i>C. xanthus</i> para a fase de pupa	177
Tabela 28: Resultado do teste sensibilidade de <i>C. xanthus</i> ao Metanol	178
Tabela 29: Resultado do teste de sensibilidade de <i>C. xanthus</i> ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 4/5/2004 (teste 1)	178
Tabela 30: Resultado do teste de sensibilidade de <i>C. xanthus</i> ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 13/9/2004 (teste 2).	178
Tabela 31: Resultado do teste de sensibilidade de <i>C. xanthus</i> ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 28/9/2004 (teste 3).	179
Tabela 32: Resultado do teste de sensibilidade de <i>C. xanthus</i> ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 28/9/2004 (teste 4).	179

Tabela 33: Resultados dos testes de sensibilidade de *C. xanthus* ao PCP, e a faixa de sensibilidade calculada. 179

Tabela 34: Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio. 180

Tabela 35: Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio. 180

Tabela 36: Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio. 180

Tabela 37: Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio. 181

Tabela 38: Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao KCl, e a faixa de sensibilidade calculada. 181

Lista de siglas

ASTM – American Society for Testing and Material

CRHEA – Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada

DEBE – Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva

FAO – Food and Agriculture Organization

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

FURG – Fundação Universidade do Rio Grande

RTM – *Ratio to Maximum Value* (razões de referencia em que se consideram o maior valor obtido)

RTR – *Ratio to Reference* (razões de referencia)

SEMA – Secretaria do Meio Ambiente do Estado

TQS – Triade de Qualidade de Sedimentos

UFSCar – Universidade Federal de São Carlos

UGRHI – Unidades Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UNESP – Universidade Estadual Paulista

USEPA – United States Environmental Protection Agency

USP – Universidade de São Paulo

WHO – World Health Organization

WWF – World Wildlife Foundation

Lista de símbolos

pH – potencial hidrogênico

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

CL 50 – Concentração Letal para 50% da população

EC 50 – Concentração Efetiva para 50 % da população

°C – grau Celsius

h – horas

mm – milímetros

cm – centímetros

mg – miligramas

g – gramas

kg – quilogramas

L – litro

mL - mililitro

kg/m² – quilograma por metro quadrado

g/m² – grama por metro quadrado

mg/L – miligrama por litro

g/L – grama por litro

mL/L – mililitro por litro

Sumário

Agradecimentos

Resumo

Abstract

Lista de Figuras

Lista de Tabelas

Lista de Siglas e Abreviaturas

Lista de Símbolos

1. Introdução	29
2. Objetivos e hipóteses	56
3. Material e métodos	58
3.1. <i>Chironomus xanthus</i> como organismos-teste	58
3.1.1. Ocorrência, Distribuição e Sistemática	58
3.1.2. Descrição do ciclo de vida	59
3.1.3. Cultivo e manutenção das culturas	61
3.1.3.1. Condições de cultivo	62
3.1.3.2. Procedimentos de cultivo e manutenção das culturas	64
3.1.3.3. Avaliação da qualidade das culturas	66
3.1.4. Determinação de sensibilidade de <i>Chironomus xanthus</i> ao Pentaclorofenol (PCP).	68
3.1.5. Balanço energético de <i>C. xanthus</i>	70
3.2. <i>Branchiura sowerbyi</i> como organismo –teste	73
3.2.1. Caracterização de <i>Branchiura sowerbyi</i> (Oligochaeta)	73
3.2.2. Cultivo de <i>Branchiura sowerbyi</i>	75
3.2.3. Testes de sensibilidade com <i>Branchiura sowerbyi</i>	77
3.3. Estudo comparativo dos sedimentos dos reservatórios do Rio Tiete (S.P.) e dos lagos naturais do Vale do Rio Doce (M.G.)	78
3.3.1. A área de estudo	78
3.3.1.1. O Vale do Rio Doce	78
3.3.1.2. O sistema de reservatórios em cascata do Rio Tiete	82
3.3.1.3. . Coleta, transporte, estocagem e validade das amostras de sedimento	89
3.3.2. Testes de toxicidade	90

3.3.3. Análise Qualitativa dos Reservatórios do Tietê e dos Lagos do sistema do vale do Rio Doce	91
4. Resultados	95
4.1. Ciclo de vida e balanço energético de <i>C. xanthus</i>	95
4.2. Cultivo de <i>B. sowerbyi</i>	98
4.3. Determinação da sensibilidade de <i>Branchiura sowerbyi</i> ao KCl.	101
4.4. Determinação de sensibilidade de <i>Chironomus xanthus</i> ao Pentaclorofenol (PCP)	103
4.5. Estudo comparativo dos sedimentos dos reservatórios do Rio Tiete (S.P.) e dos lagos naturais do Vale do Rio Doce (M.G.).	105
4.5.1. Bioensaios com amostras de sedimento	105
4.5.2. Análise Qualitativa dos Reservatórios do Tietê e dos Lagos do sistema do vale do Rio Doce.	107
4.5.2.1. O sistema do vale do Rio Doce.	107
4.5.2.2. Os reservatórios do Rio Tietê	120
4.5.2.3. Análise comparativa entre os reservatórios do Rio Tietê e os lagos do Vale do Rio Doce	130
5. Análise e Discussão	136
5.1. <i>Branchiura sowerbyi</i> como organismo-teste	136
5.2. Balanço energético de <i>Chironomus xanthus</i>	136
5.3. Determinação de sensibilidade de <i>Chironomus xanthus</i> ao Pentaclorofenol (PCP)	137
5.4. Análise da Qualidade Ambiental dos lagos naturais do Vale do Rio Doce e dos reservatórios do Rio Tiete	138
6. Conclusões	141
7. Referências Bibliográficas	143
Anexos	156

1. Introdução

Dos Estudos sobre a História Natural

O estudo da história natural é algo que pode ser considerado tão antigo quanto a própria civilização humana. Todavia, somente após a idade média surgiram estudos que mudariam a visão aristotélica de que a natureza sempre esteve em um estado de perfeito equilíbrio. BUFFON (1756) descrevendo os princípios básicos de regulação ecológica das populações e os célebres trabalhos de MALTHUS (1798) e de DARWIN (1859) forneceram as bases para essa mudança de paradigma, reconhecendo que o ambiente natural está sujeito a alterações causadas por pressão populacional, que determinam mudanças na composição e na distribuição das espécies no decorrer dos tempos, e que a seleção natural é um mecanismo evidenciável na natureza.

Mais recentemente, o desenvolvimento da Teoria Gaia de LOVELOCK (1979), bem como os trabalhos de CARSON (1962), MATURAMA & VARELA (1980), TODD (1984), MARGULIS (2001), entre outros autores, alertam para a intensidade exacerbada dos impactos ambientais antropogênicos e colocam o conhecimento ecológico como a base para uma nova ordem política e econômica, voltada para a preservação da qualidade de vida nas suas múltiplas formas e relações, contribuindo para o desenvolvimento de um novo paradigma científico e cultural.

Desde então, os estudos de cunho ecológico têm recebido cada vez maiores contribuições através de interações com outras ciências, que fornecem ferramentas para a descrição e a interpretação dos fenômenos ecológicos ou que fazem uso do

conhecimento ecológico por meio de sua aplicação prática. Pode-se dizer que o processo de conhecimento ecológico baseia-se em relações inter, multi e transdisciplinares com outras ciências biológicas, como a microbiologia e a zoologia, por exemplo, com ciências exatas como a estatística, a física, a química e a matemática, as quais permitem novas abordagens de trabalho, assim como com as ciências humanas e aplicadas que também permitem a interface do conhecimento ecológico com áreas como o direito, a sociologia e as engenharias. Considerando tais aspectos integrados da ecologia, os conhecimentos gerados são de importância vital no desenvolvimento de tecnologias e de políticas de gerenciamento dos recursos naturais disponíveis ao consumo humano, bem como para a preservação da biodiversidade.

Degradação dos Recursos Hídricos

Após a revolução industrial, no século 18, e particularmente após a década de 1920, as agressões causadas aos ambientes naturais pelas ações humanas tornaram-se mais evidentes devido ao grande crescimento do consumo pessoal, em especial nos países industrializados. A causa de todos os problemas ambientais pode ser resumida no acelerado crescimento populacional humano, e o conseqüente aumento das demandas energéticas, bem como o próprio aumento da demanda energética per capita oriundo dos desenvolvimentos tecnológicos que garantem os confortos da vida moderna (GOLDEMBERG, 2001).

A revolução industrial (máquina) e a revolução verde (agroquímicos), emergiram da necessidade humana de alterar o ambiente para atender a suas

necessidades. A voracidade da espécie *Homo sapiens* pelo domínio do mundo e consumo de recursos, colocou os sistemas biológicos e químicos em risco.

O crescimento da população humana, acompanhado do aumento do consumo de combustível fóssil (e de outros recursos), consequência da expansão industrial, vem acelerando a devastação das florestas, diminuindo o estoque de peixes, causando perda de solo fértil, de habitat, perda de espécies e de biodiversidade, além das enormes quantidades de resíduos e de poluentes que são despejadas diariamente na atmosfera, na terra e nos corpos d'água, tendências que são pontuadas por eventos isolados como os derramamentos de petróleo, ou acidentes com materiais contaminantes e/ou radioativos. Todavia, o impacto acumulativo das emissões diárias supera em muitas vezes qualquer evento catastrófico causado pelas atividades humanas.

Estimativas das Nações Unidas prevêm que a população mundial ultrapasse a marca dos 9 bilhões em 2025. Em última instância é o crescimento acelerado e desordenado da população humana o responsável pelos graves problemas ambientais que enfrentamos, uma vez que a utilização de xenobióticos potencialmente tóxicos e a degradação da qualidade das águas devido à disposição inadequada dos rejeitos humanos acompanham o crescimento populacional humano.

Entre os problemas ambientais que afligem a humanidade, o mais preocupante e de maior importância é a degradação dos recursos hídricos.

As águas cobrem três quartos da superfície da Terra, porém, apenas 3% de toda a água do planeta é doce e apenas 0,0081% está disponível para consumo humano. O crescimento populacional e as exigências por energia e alimentos estão impondo demandas cada vez maiores de água e como os recursos hídricos não têm

uma distribuição igualitária no planeta, sua disponibilidade causa profundas implicações sociais e econômicas (WEBER, 1998).

Segundo CLARKE (2005) mais de 500 milhões de pessoas vivem em países com escassez crônica de água, e outras 2,4 bilhões moram em países onde o sistema hídrico está ameaçado, os países nas regiões mais secas da África e da Ásia estão entre os mais ameaçados. A falta de água é a principal barreira para o desenvolvimento desses países.

A maior parte da água usado no mundo vem de aquíferos subterrâneos. Mas os aquíferos têm uma taxa de renovação muito lenta, dependente da infiltração da água das chuvas nos solos e nas rochas. Quando se retira uma quantidade de água superior à taxa de recuperação do aquífero decorre que o nível do lençol subterrâneo diminui afetando o potencial de fornecimento de água. Além disso, em muitos países o desflorestamento para a obtenção de lenhas e de madeira para fins comerciais, assim como para dar lugar a pastagens e a campos de cultivo e nas áreas destinadas para a ocupação urbana, tem reduzido a capacidade do solo dessas regiões em absorver água, ocasionando o aumento da ocorrência de enchentes e reduzindo a disponibilidade de água disponível nas estações secas e como consequência disso: a desertificação.

Não é só nos países em desenvolvimento que a escassez de água é problemática, muitos países europeus como a França, a Espanha, Suíça, o Reino Unido enfrentam problemas devido à crescente demanda hídrica de suas populações (FAO, 2003).

Não é o uso e o desperdício doméstico da água que gera esse quadro, mesmo que toda a população do mundo mudasse seus hábitos e passasse a usar a água com parcimônia, em termos estatísticos, não haveria muita melhora da

situação, considerando que cerca de 70% da água é usada nas atividades agropastoris, e principalmente para irrigação. O setor industrial é o segundo maior usuário, contribuindo com mais do que 20% do consumo mundial de água. Em países altamente industrializados, como os Estados Unidos, a Alemanha, a Bélgica, o consumo industrial supera o consumo agrícola. O consumo doméstico é relativamente baixo, cerca de 10% (GLEIK, 2000).

Entretanto, quando se considera a função de receptor de resíduos e efluentes, o quadro se inverte, mesmo considerando o crescente uso de produtos químicos pela agro-indústria e o crescente uso das mais variadas substâncias pelo setor industrial, é o lançamento de dejetos humanos sem tratamento nos corpos d'água a principal causa da degradação da qualidade dos recursos hídricos nos países em desenvolvimento.

Mais de um terço da população mundial vive com serviços de saneamento inadequados, o esgoto sem tratamento não é só um problema ambiental, é um problema de saúde pública permanente. Estima-se que, anualmente, 4 milhões de pessoas sejam acometidas por doenças relacionadas à falta de condições de saneamento, a grande maioria crianças. Segundo a Organização Mundial da Saúde morrem cerca de 200 pessoas por hora, devido ao saneamento precário, água impura e péssimas condições de higiene (WHO, 2002).

O Brasil, embora possua em seu território as maiores bacias hidrográficas do planeta, tem a disponibilidade de água para o consumo da população ameaçada. Não só o nordeste semi-árido, mas muitas cidades de outras regiões são obrigadas a implementar regimes de racionamento, pondo em risco a saúde da população, bem como a geração de energia elétrica, uma vez que, mais de 90% da energia produzida no Brasil provém de Usinas Hidroelétricas.

Os problemas de degradação e de poluição dos recursos hídricos não afetam regiões ou países isolados. Lagos e rios do mundo todo recebem enormes quantidades de esgoto sanitário, efluentes industriais e agrícolas e outras substâncias provenientes de áreas urbanas e rurais, e muitos desses corpos d'água passam pelo território de dois ou mais países, o que muitas vezes torna difícil conciliar interesses políticos com a efetiva proteção do meio ambiente (CORSON, 1990).

Mesmo considerando-se que o lançamento de efluentes domésticos não tratados seja a principal fonte de degradação dos recursos hídricos não se pode descartar o impacto das inúmeras substâncias potencialmente poluentes utilizadas pelas indústrias e pela agricultura.

JÖRGENSEN (1990) estima que a humanidade utilize em escala industrial mais de 50.000 produtos químicos de uso diário, enquanto os dados para avaliar as possíveis conseqüências para o ambiente, só são disponíveis para uma pequena porcentagem desses compostos. Outros autores falam em mais de 11 milhões de substâncias químicas poluentes, sendo que a cada ano são fabricados de 500 a 1000 novos compostos (UNEP, 1992; POSTEL, 1987). Muitos destes poluentes têm sido dispersos indiscriminadamente no meio ambiente, sendo os corpos d'água os recipientes naturais da maioria das substâncias tóxicas geradas pelas atividades humanas, funcionando como receptores temporários e finais dos poluentes (LEE, 1980). E mesmo substâncias que tenham tido o seu uso proibido devido ao seu potencial poluidor ainda podem estar causando impactos, uma vez que o seu tempo de residência e persistência nos ecossistemas é muito grande, é o caso dos POP's (poluentes orgânicos persistentes), como os PCB (bifenilas policloradas), usadas como isolantes elétricos).

A maioria das substâncias lançadas no solo e no ar tem como último destino os ecossistemas aquáticos, devido à ação das chuvas e do escoamento superficial dos solos, além das substâncias despejadas diretamente nos corpos hídricos. Segundo JARDIM (1992) o principal vetor de degradação dos ecossistemas aquáticos são os lançamentos de esgoto industrial e doméstico não tratado.

Além dos problemas relacionados com a saúde pública, essas substâncias e seus subprodutos podem causar danos às biocenoses dos ecossistemas, e dependendo da origem, propriedades físicas e químicas, meia-vida, quantidades liberadas dessas substâncias e das características do ecossistema, estes produtos podem ser transportados e transformados no ambiente, através de diferentes processos (CETESB, 1991), podendo afetar todos os níveis de uma cadeia trófica, através de processos de bioacumulação e de biomagnificação.

A disposição indiscriminada de resíduos antropogênicos e as alterações na paisagem faz com que os ecossistemas não forneçam os serviços esperados (os ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas garantem a disponibilidade de alimento nas cadeias tróficas e a assimilação de resíduos, por exemplo), ocasionando escassez de recursos ou facilitando a incidência de doenças e pragas.

Embora os sistemas biológicos apresentem certa capacidade para resistir a mudanças, recuperando um estado de equilíbrio ou estado estacionário (*steady state*), essa estabilidade, presente nos diferentes níveis de organização ecológica e que recebe o nome de homeostase, é dependente das interações entre os organismos que colaboram para a manutenção da estrutura e função das comunidades (ODUM, 1985). A homeostase de um sistema depende de sua diversidade biológica e de processos evolutivos de sucessão ecológica, implicando que a capacidade de autoregulação e automanutenção dos ecossistemas e de seus

componentes vem de um lento processo de evolução das comunidades ao longo do tempo. Por outro lado o que caracteriza as mudanças ambientais causadas pelas atividades antropogênicas é o fato de ocorrerem num curto período de tempo (GOLDEMBERG, 2001), acarretando a desestruturação de sistemas que levaram milhares de anos para atingir tal estabilidade. Mesmo com todos os mecanismos físicos, químicos e biológicos, que os sistemas ecológicos possuem para assimilar as substâncias poluidoras e as modificações da paisagem provocadas pelo homem e assim prevenir danos ao meio ambiente, quando esses impactos e poluentes atingem níveis acima da capacidade assimilativa do corpo receptor, podem afetar a sobrevivência, o crescimento, a reprodução ou o comportamento dos organismos.

Cumprе ressaltar que os sistemas biológicos distinguem-se pela relação de interdependência de seus componentes nos seus diversos níveis de organização. Da mesma forma que um organismo depende das funções exercidas pelos seus diversos constituintes (células, tecidos e órgãos) para sobreviver, a manutenção de um ecossistema depende das interações entre seus componentes bióticos e abióticos. A biosfera, por sua vez, depende das funções exercidas pelos ecossistemas para que possa sustentar um ambiente favorável para a vida no planeta. Isto implica que a estabilidade, a capacidade de suporte e de recuperação e as demais funções dos ecossistemas, e conseqüentemente da biosfera, são dependentes da diversidade biológica. Os sistemas biológicos podem ser considerados sistemas complexos, que tem a capacidade de se regular e se adaptar às mudanças uma vez que são formados por partes interdependentes que interagem e transformam-se mutuamente, desse modo o sistema não será definível pela soma de suas partes, mas por propriedades que emergem deste seu funcionamento (MORIN, 1991).

Apesar da extinção de espécies ser um fenômeno que ocorre naturalmente sem a interferência do homem, fazendo parte dos processos que permitem aos organismos evoluírem, o modelo de desenvolvimento sócio-econômico praticado pela sociedade humana vem exercendo distúrbios e pressões aos ecossistemas naturais, muitas vezes, em grau superior à capacidade de assimilação e de recuperação desses sistemas. Ocasionalmente modificando a qualidade dos ambientes que acarretam perda de biodiversidade e extinções em uma taxa muito maior do que a do ambiente natural, implicando também no comprometimento de funções ecológicas e o conseqüente declínio da capacidade de suporte e de recuperação do ambiente. A degradação das funções ecológicas, resultado das atividades humanas, associadas aos lançamentos de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases-estufa (principalmente devido à queima de combustíveis fósseis), por exemplo, vêm desencadeando mudanças nos padrões climáticos da Terra, cujas conseqüências mais graves já começam a ser sentidas (WWF, 2006).

A importância da preservação dos ambientes aquáticos é inegável, pois desempenham funções ecológicas vitais, como a manutenção da temperatura do planeta estável através da circulação das correntes marítimas, que por sua vez influenciam a circulação das massas de ar atmosférico, o fornecendo alimento e oxigênio através da produção primária dos autótrofos, além de fornecerem serviços indispensáveis para a população humana, como fonte de água, alimento, energia.

Os ecossistemas aquáticos são particularmente suscetíveis aos impactos antropogênicos, uma vez que a maioria das substâncias lançadas no solo e no ar tem como destino final os corpos d'água devido à ação das chuvas e de fenômenos de infiltração, de escoamento superficial dos solos e à própria morfologia e fisiologia das bacias de drenagem. A contaminação dos ecossistemas aquáticos, seja por

lançamento de efluentes domésticos in natura (detritos orgânicos, detergentes, bactérias e nutrientes), efluentes industriais (os mais variados compostos orgânicos e inorgânicos), contaminantes oriundos de atividades agro-pastoris (fertilizantes, defensivos agrícolas, fezes de animais e material em suspensão) ou escoamentos superficiais das regiões urbanas, afetam a qualidade destes recursos na medida em que promovem alterações de natureza física (alterações na turbidez, coloração, temperatura, condutividade, tensão superficial, viscosidade, etc.), química (variações no pH, DBO, DQO, etc.), biológica (diminuição da diversidade, abundância, toxicidade) e também de regime hidrológico, produzindo alterações, muitas vezes irreparáveis, no ciclo biogeoquímico normal dos sistemas. Além dos danos causados ao meio ambiente, o problema da poluição aquática possui profundas implicações sócio-econômicas, uma vez que o custo do tratamento das águas torna-se muito elevado, exigindo cada vez mais técnicas especializadas e altos investimentos em tecnologia e infra-estrutura para que se mantenham os índices de potabilidade de água para o consumo da população, e também garantindo-se a qualidade necessária para os múltiplos usos da água.

Os níveis de degradação dos sistemas aquáticos atingem hoje patamares alarmantes sendo urgente a necessidade de ampliação dos conhecimentos a respeito dos sistemas aquáticos, permitindo que dessa forma seja possível a adoção de métodos mais adequados para o manejo e conservação desses sistemas sem afetar a disponibilidade de recursos para as gerações futuras (MELLETTI, 1997).

Programas voltados para o desenvolvimento do uso sustentado dos recursos hídricos devem ser implementados a fim de garantir a disponibilidade de água com qualidade para o consumo humano. Tais programas exigem a integração de várias áreas e devem priorizar a recuperação de sistemas que já estão degradados e a

conservação dos ambientes que ainda conservem suas características naturais (ZOJER, 1998).

Avaliação da Qualidade de Mananciais

A avaliação de qualidade da água de mananciais é de grande importância para o manejo e a recuperação dos sistemas que estão impactados, entretanto, observa-se que os critérios de avaliação da qualidade da água dos programas de monitoramento ambiental vigentes não permitem uma avaliação global do estado da qualidade dos ecossistemas, não assegurando uma avaliação integrada da qualidade de vida daquele ambiente, bem como sua bacia hidrográfica (MOZETO & PATELLA, 1997).

É desaconselhável que os programas de gestão e manejo ambiental baseiem-se apenas em resultados de técnicas analíticas, uma vez que os dados obtidos pelas análises químicas e físicas mais usuais indicam apenas a concentração de substâncias e não sua toxicidade ou biodisponibilidade; essas características, importantes para a avaliação de risco ecológico e para a tomada de decisões preventivas, só podem ser determinadas através de ensaios biológicos.

Em um estudo realizado por NASCIMENTO e SPERLING (1998), que comparou os critérios científicos de determinação dos padrões de qualidade da água para a proteção das comunidades aquáticas brasileiras (CONAMA nº. 20), norte-americanos e canadenses, ficou demonstrado uma considerável defasagem dos padrões brasileiros, que não englobavam testes de toxicidade para o estabelecimento de limites máximos de concentração permissíveis de lançamento nos ambientes aquáticos.

Os padrões de qualidade da água estabelecidos pela resolução do CONAMA nº. 20, de 18/06/86 (vigente até 2006), com o objetivo de controlar a ocorrência de severos episódios de poluição aquática, são constituídos por um conjunto de parâmetros físicos e químicos e respectivos limites máximos ou mínimos de concentração dentro dos quais não ocorreriam prejuízos a estes ambientes. Porém, essas normas estão aquém do ideal, podendo resultar em sérios riscos não só à saúde da biota local como do próprio ser humano, já que assumem que o poluente pode ser mensurado de forma independente, mesmo quando está associado a outros compostos, subestimando o efeito da interação entre os mesmos (sinergismo, antagonismo, aditivismo) (PRESTON *et al*, 2000) e ignorando as alterações químicas (hidrólises), físicas (fotólises) e biológicas (decomposição) que podem ocorrer quando as substâncias tóxicas são lançadas no ambiente (BERGMAN & PUGH, 1994). Além disso, estas normas não prevêm que os corpos d'água são diferentes entre si (possuem propriedades de resistência, i.e., capacidade de absorção, reciclagem, inativação e depuração, diferentes às alterações provocadas pelos poluentes) e que o componente biótico dos ecossistemas apresenta diversidade de espécies e capacidades de adaptação diferentes entre si e, portanto, irão reagir de forma diversa quando expostos a substâncias poluidoras. Além disso, as normas nacionais não consideram critérios de qualidade de sedimento. Apenas em 2002 a CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental de São Paulo) começou a operação de uma rede de monitoramento da qualidade de sedimento em 12 estações amostrais nas UGRHI 05 (Piracicaba), 06 (Alto Tietê), 07 (Baixada Santista), 09 (Mogi-Guaçu) e 11 (Ribeira de Iguape), em estágio experimental, (CETESB 2003), em 2005 essas estações foram expandidas para 18 (CETESB 2005).

Apenas Recentemente (CONAMA nº. 357, 2005) aspectos da Ecotoxicologia começaram a ser introduzidos na legislação brasileira, a revisão da Resolução CONAMA nº. 20 proporcionou uma modernização do texto legal em consonância com a Política Nacional de Recursos Hídricos: ao fixar as diretrizes ambientais do enquadramento (cujos procedimentos já estão definidos na Resolução nº 12/2000 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos) e definir as condições, padrões de emissão e qualidade de água, fundamentais para os planos de bacia, outorga e cobrança. Utilização dos ensaios ecotoxicológicos e toxicológicos, como parâmetros de avaliação de água, além das tradicionais variáveis físico-químicas, promovendo uma abordagem mais abrangente para o controle da poluição. Inserção de mais 180 variáveis de qualidade de águas e ampla revisão das atuais.

Ecotoxicologia

A ecotoxicologia é um ramo comum da toxicologia e da ecologia que se ocupa do estudo dos efeitos tóxicos causados por poluentes naturais ou sintéticos sobre os constituintes dos ecossistemas (incluindo o homem) em um contexto integrado.

O termo "ecotoxicologia" foi proposto em 1969 pelo professor René Truhaut, do Centro de Pesquisas Toxicológicas da Universidade René Descartes, Paris, França, referindo-se à "ciência que procura estudar como os ecossistemas metabolizam, transformam, degradam, eliminam ou acumulam, isto é, como se comportam quando sujeitos a ação tóxica de substâncias químicas, naturais ou produzidas pelo homem".

Desde o início da civilização, o homem já tomava consciência da presença de substâncias tóxicas em plantas, insetos e répteis. Ao longo do tempo, ele aprendeu a se utilizar dessas toxinas de origem orgânica (natural) para seu próprio benefício. Em 460 a C., Hipócrates já alertava aos médicos a respeito de substâncias tóxicas como causadoras de vários tipos de intoxicação ou agravadoras de certas doenças em seres humanos.

O primeiro ensaio de toxicidade aquática foi realizado há mais de 2000 anos atrás por Aristóteles que teve a curiosidade de observar a reação de organismos dulcícolas quando em contato com a água salgada. Desde então, testes como estes foram realizados unicamente para satisfazer a curiosidade de pesquisadores até que, em 1815, M.J.B. Orfila publicou o primeiro livro sobre os efeitos nocivos de substâncias químicas sobre os organismos (MANAHAN, 1992). Teve origem, assim, a ciência chamada toxicologia tradicional, cujo objetivo foi estudar os efeitos de drogas, venenos e substâncias tóxicas sobre organismos, sendo a saúde do ser humano o enfoque dado por esta disciplina (BUIKEMA *et al*, 1982).

O desenvolvimento da ciência e da química, em especial, através das quais os elementos inorgânicos e compostos orgânicos recém descobertos começavam a ser estudados, promoveu também o estudo dos efeitos que causavam quando essas substâncias eram ingeridas ou inaladas por animais e homens. Ainda nesse momento, as investigações a respeito da toxicidade de diversas substâncias se restringiam basicamente a experimentos médicos, que se dedicavam à procura de novas drogas para tratamento de doenças.

Posteriormente, o foco de estudo das propriedades das substâncias tóxicas foi se aprofundando devido à necessidade de controle de pragas na agricultura e de insetos causadores de doenças, sendo criados diversos tipos de inseticidas e

fungicidas, vários dos quais se mostrando tóxicos não só para os insetos como para o próprio homem e meio ambiente.

Em meados de 1920, começaram a ser realizados estudos que se preocupavam com as conseqüências da exposição de agentes tóxicos e efluentes sobre organismos aquáticos com o interesse de reconhecer a qualidade do ambiente, sendo que o primeiro protocolo técnico de testes de toxicidade foi desenvolvido em 1945 por HART *et al.* (*apud* HOFFMAN *et al.*, 1995).

O termo ecotoxicologia se refere a uma ciência multidisciplinar derivada da toxicologia tradicional que tem por objetivo proteger o ecossistema como um todo, avaliando, a partir de parâmetros ecológicos (ensaios de toxicidade a um ou mais componentes do ecossistema), os efeitos dos poluentes no ambiente, levando em consideração a interação existente entre o agente tóxico e o ambiente físico no qual os organismos habitam (HOFFMAN *op cit.*). Dessa forma, os estudos ecotoxicológicos, cujo principal instrumento é o bioensaio, são mais abrangentes do que análises químicas e físicas individuais, pois apresentam abordagens integradas dos efeitos de poluentes, levando em consideração parâmetros abióticos e bióticos e os correlacionando.

A Ecotoxicologia vem estudando o comportamento e as transformações das substâncias químicas no meio ambiente, assim como seus efeitos sobre os organismos que vivem nos ecossistemas aquáticos e terrestres. Uma atenção especial tem sido dada ao ecossistema aquático, pois a maioria das substâncias lançadas no ar e no solo poderão eventualmente atingir esse sistema na sua forma original ou através de seus produtos de degradação.

A toxicologia aquática, sendo um ramo da ecotoxicologia, é uma ciência que estuda os efeitos adversos de substâncias tóxicas em qualquer nível de organização

de organismos aquáticos (de subcelular até comunidades e ecossistemas), avaliando também os processos de recuperação da biota quando há diminuição da exposição dos agentes tóxicos (RAND, 1995). Segundo o autor, ela trata dos efeitos que podem provocar alterações tanto negativas como positivas das circunstâncias existentes em determinado momento, mas enfoca principalmente os efeitos adversos, e que deveriam cessar assim que a exposição aos agentes tóxicos terminasse.

A partir da década de 1970 pesquisas que se valiam dos conceitos ecotoxicológicos difundiram-se na comunidade científica sendo que os conhecimentos gerados foram incorporados pelas agências ambientais e pela legislação de vários países.

Sabe-se que um crescente número de substâncias químicas, potencialmente tóxicas, é lançado pela civilização humana no ambiente natural. A Ecotoxicologia baseia seus estudos nas modificações dos ecossistemas quando sofrem perturbações agudas ou crônicas, causadas por agentes tóxicos, valendo-se de conceitos pré estabelecidos da ecologia para avaliar os prováveis efeitos dos contaminantes no ambiente.

Estudos ecotoxicológicos requerem uma integração de métodos químicos, físicos e biológicos, pois os problemas complexos encontrados nos níveis ecossistêmicos de organização só podem ser compreendidos ligando-se múltiplas disciplinas em cada estudo. Essa abordagem multidisciplinar pode trazer grandes avanços no desenvolvimento das metodologias para as caracterizações de risco ecológico (BURTON, 1995)

No Brasil, a pesquisa em Ecotoxicologia vem ganhando força desde a década de 1980, principalmente devido aos trabalhos realizados nos laboratórios da

CETESB-SP e FEEMA-RJ utilizando organismos-testes já consagrados e padronizados, fornecidos por instituições de diferentes países. Esses testes de toxicidade são realizados com organismos de águas continentais, estuarinas e marinhas, em condições laboratoriais e/ou em campo. Esses estudos vêm possibilitando estabelecer limites permissíveis de várias substâncias químicas e avaliar o impacto de poluentes para os organismos aquáticos dos corpos receptores.

Graças aos trabalhos pioneiros desses pesquisadores, atualmente existem muitos centros de pesquisa que desenvolvem trabalhos na área da Ecotoxicologia como o CRHEA - USP, DEBE - UFSCar, Departamento de Ecologia - FURG, UNIVALI, UNESP, entre muitos outros em vários estados do país.

Métodos de testes Ecotoxicológicos

Os métodos de testes de toxicidade podem ser classificados de acordo com o tempo de exposição, situação do teste, critérios de efeitos a serem avaliados e organismos-teste.

Um método de testes padronizado com substâncias de referência e organismos-teste específicos teoricamente maximizam a comparabilidade, replicabilidade e confiabilidade no teste e, desta forma, é essencial para responder questões no que se refere à toxicidade relativa de uma substância e sensibilidade do teste. A efetividade de um método de teste pode ser julgado de acordo com sua relevância, reprodutibilidade, confiabilidade, robustez, sensibilidade. Testes que considerem *endpoints* como crescimento populacional ou balanços energéticos são uma medida profícua da amplitude dos impactos sofridos por uma população. Assim sendo podem fornecer informações complementares, evidenciando impactos

subletais aos organismos testes, que seriam desprezados nos métodos ecotoxicológicos tradicionais

Alguns critérios devem ser estabelecidos para determinar a adequabilidade de uma metodologia de testes padrão:

1. O teste deve ser amplamente aceito pela comunidade científica
2. O teste deve ser barato e fácil de conduzir
3. O dado deve ser útil para avaliação de risco
4. O teste deve ter relevância ecológica
5. O teste deve ser sensível e realista
6. O procedimento de teste deve ter uma base estatística e gerar resultados similares em diferentes laboratórios
7. O dado deve incluir efeitos de uma gama de concentrações dentro de tempo de exposição realista. Devem ser quantificados através de análises estatísticas, interpolação gráfica, etc.

Bioensaios

Os bioensaios podem ser realizados em campo ou em laboratório, e podem ter como enfoque as modificações comportamentais, fisiológicas e de letalidade, assim como alterações bioquímicas, genéticas ou teratogênicas.

Podem ser realizados com água, efluentes, produtos químicos puros, misturas químicas complexas, sedimento (total, elutriado, água intersticial) e com indivíduos, populações ou comunidades animais ou vegetais como um todo, buscando sempre as respostas mais rápidas, precisas, de fácil interpretação e que sejam correlacionáveis com os outros meios de avaliação ambiental.

Em muitos casos os poluentes potencialmente tóxicos presentes em uma amostra não podem ser facilmente identificados através das análises químicas, todavia é possível, através de resultados de testes de toxicidade com amostras ambientais, determinar que tipo de contaminação ocorre naquele ambiente, direcionando análises químicas para determinada classe de contaminantes, o que economiza tempo, mão de obra e dinheiro.

Uma das principais vantagens dos ensaios biológicos é que os efeitos e conseqüências de uma descarga complexa só podem ser avaliados desta forma; a biodisponibilidade dos contaminantes, por exemplo, é melhor estimada em testes de toxicidade; sendo assim, poluentes para os quais não há métodos analíticos adequados ou critérios definidos podem ser identificados.

Além disso, a pura e simples informação química sobre a concentração de substâncias pode levar a interpretações errôneas, uma vez que as substâncias, quando misturadas no ambiente, sofrem interações podendo ocorrer reações de antagonismo, aditivismo ou sinergismo, ademais, os efeitos tóxicos podem ser produzidos em concentrações abaixo do limite de detecção analítico.

Os organismos vivos refletem os efeitos tóxicos de exposições a agentes tóxicos (contínuas e variáveis) melhor do que quaisquer outros modelos não vivos.

Todavia, cumpre ressaltar que a correta interpretação dos resultados dos bioensaios seria impossível sem a adequada informação química. Quando se pretende determinar respostas toxicológicas, o conhecimento biológico e químico não devem ser examinados sozinhos, sendo ambos necessários para uma avaliação de risco e de impacto ambiental eficiente.

Importância do estudo dos sedimentos

Há uma conscientização do público acerca da qualidade das águas, que têm crescido em tempos recentes, como resultado do conhecimento produzido e das informações disseminadas sobre os ambientes aquáticos. A contaminação dos ambientes naturais nas águas continentais, estuários e oceanos têm sido reportados espalhados pelo mundo todo.

O estudo das interações entre o ambiente sedimentar, a coluna d'água e os organismos são um dos melhores exemplos sobre a complexa dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Nesses ambientes o sedimento é o compartimento preferencial de transformações e de armazenamento de substâncias antropogênicas. O estudo da qualidade dos sedimentos pode fornecer informações importantes sobre como operam os fenômenos de transporte, acumulação e disponibilização dos poluentes nos ecossistemas aquáticos.

Devido à importância do ambiente sedimentar dos ecossistemas aquáticos, vários métodos de monitoramento vêm sendo aplicados e desenvolvidos, a fim de fornecer informações mais precisas para o controle de fontes poluidoras e recuperação de áreas degradadas. Originalmente sugerido por LONG & CHAPMAN (1985), a aplicação da Tríade de Qualidade de Sedimentos (TQS) compreende análises físicas e químicas, bioensaios e avaliações da fauna residente, e é considerado um dos melhores enfoques para o estudo do ambiente sedimentar, pois caracteriza o ambiente como um todo, podendo fornecer evidências mais concretas e seguras de uma eventual poluição ambiental, uma vez que esta é baseada na importância relativa dos principais descritores de um ecossistema.

A TQS é um método que facilita a visualização e interpretação dos resultados obtidos em estudos clássicos sobre poluição e toxicologia, visando classificar o nível de degradação de uma área em relação à outra tida como não degradada. Portanto, um amplo conhecimento sobre o “histórico ecológico” dessas áreas é essencial (CHAPMAN *et al.*, 1992).

Programas de monitoramento aquático têm sido desenvolvidos visando não somente a melhoria da qualidade da água para abastecimento público, mas também a preservação da biodiversidade. A avaliação da qualidade da água de mananciais para usos múltiplos tem grande importância devido à degradação que estes vêm sofrendo causada pelo crescimento demográfico e urbano desenfreado.

O monitoramento de ecossistemas aquáticos também deve incluir a avaliação da qualidade do ambiente sedimentar, pois atuam como depósitos de diversas substâncias, inclusive de contaminantes, podendo liberá-las para a água quando ocorrem distúrbios no ambiente (BAISH, 1997), além de fornecer habitat para diversos organismos.

Tradicionalmente, o manejo de recursos hídricos é focalizado principalmente na qualidade de água. Porém, a importância de sedimentos, que determinam o destino e os efeitos de uma ampla variedade de contaminantes, ficou mais aparente devido a estudos que começaram a ganhar força a partir da década de 1990 (LONGO e MORGAN 1990).

Além de prover um habitat para muitos organismos, os sedimentos são importantes porque muitas substâncias tóxicas que só aparecem em quantidades traço na água, podem alcançar níveis elevados na camada sedimentar. Como tal, sedimentos servem tanto como reservatórios e como fontes potenciais de contaminantes para a coluna de água. Os contaminantes associados ao sedimento

têm o potencial para degradar a qualidade de água superficial e para afetar a comunidade bentônica e outros organismos diretamente (CHAPMAN, 1989). Então, dados de qualidade de sedimento provêm informação essencial para avaliar qualidade ambiental nos ecossistemas aquáticos.

Testes de toxicidade com sedimentos permitem avaliar o efeito interativo de misturas complexas presentes no sedimento para organismos aquáticos. Estes testes medem, portanto, os efeitos tóxicos das frações disponíveis presentes nos sedimentos, em condições controladas em laboratório ou através de testes em campo. Uma diversidade de métodos têm sido propostos para serem adotados na avaliação da toxicidade de sedimentos de água doce. Atualmente, existem procedimentos de testes já bem estabelecidos para diferentes organismos, incluindo bactérias, protozoários, nemátodos, oligoquetas, insetos, anfípodas, cladóceros (GIESY & HOKE, 1989; BURTON, 1992; BURTON *et al.*, 1992). A ASTM e USEPA estabeleceram procedimentos padronizados, que permitem avaliar a toxicidade de contaminantes associados a sedimentos para os organismos-teste *Hyalella azteca*, e larvas dos insetos *Chironomus tentans* (ASTM, 2000; USEPA, 2000). A USEPA descreve também o teste de bioacumulação com *Lumbriculus variegatus* e a ASTM estabelece as diretrizes para a realização de testes de toxicidade com *Chironomus riparius*, *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia*, *Diporeia spp*, e de bioacumulação com *Tubifex tubifex* (USEPA, 2000; ASTM, 2000). FONSECA (1997) implantou o cultivo e o teste de toxicidade para *C. xanthus*, uma espécie nativa, tendo sugerido um ensaio com a duração de 96 h em que é avaliada apenas a sobrevivência dos organismos. ALMEIDA (2002), aprimorou o método de Fonseca, propondo um método de ensaio crônico, onde avalia-se a emergência dos adultos, além da sobrevivência.

O uso de espécies nativas para bioensaios

Atualmente há grande preocupação acerca das conseqüências das invasões biológicas. Espécies exóticas têm sido transplantadas e introduzidas ao redor do mundo tão freqüentemente, por diversas razões, que encontrar uma dessas espécies em qualquer lugar é só uma questão de tempo e esforço.

Os habitats dulcícolas são particularmente vulneráveis à introdução de invertebrados exóticos: além da dispersão natural, as introduções acidentais têm aumentado exponencialmente. Um grande problema atualmente é o uso de peixes exóticos em piscicultura, os quais escapam para lagos naturais e rios, levando à introdução dos invertebrados associados. (AGOSTINHO, 1997).

Outra possível rota para a introdução de invertebrados exóticos é o cultivo em laboratório de invertebrados exóticos usados em bioensaios. As agências ambientais de muitos países da América do Sul mantêm invertebrados oriundos do Hemisfério Norte em culturas de laboratório e os utilizam em testes de toxicidade e bioensaios. Esses organismos incluem *Daphnia magna*, *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia* que são planctônicos e as espécies *Chironomus tentans*, *Chironomus riparius* e *Hyalella azteca* entre os organismos bentônicos. Essas espécies de *Chironomus* são amplamente utilizadas em testes de toxicidade do sedimento, e as vantagens do seu uso incluem aspectos biológicos como o curto intervalo de gerações e alta fecundidade, bem como a existência de protocolos de teste padronizados internacionalmente e a grande quantidade de informação toxicológica acerca de sensibilidade a substâncias de referência (REYNOLDSON *et al.*, 1995).

A possibilidade de trocarmos organismos teste exóticos por espécies nativas de sensibilidade similar é de grande interesse, pois, além de prevenirmos a introdução acidental de espécies exóticas, facilita-se a obtenção de inóculos, da renovação das culturas e até a extrapolação dos resultados laboratoriais para situações de campo.

Aspectos da Ecologia Energética.

Dentre a enorme variedade de disciplinas e possibilidades de estudo sobre Ecologia energética reconhece-se quatro linhas conceituais de pesquisa:

- 1- A elucidação dos fluxos de transferência de energia ou matéria entre os constituintes dos ecossistemas.
- 2- O manejo racional dos recursos naturais.
- 3- A detecção dos efeitos da poluição.
- 4- Desenvolvimentos de teorias gerais.

Energia é a possibilidade de realizar Trabalho. Todo fluxo de energia obedece às duas primeiras leis da Termodinâmica (parte da Física que estuda os fenômenos de transferência de energia). A partir delas pode-se deduzir algumas características do fluxo energético que ocorre nos ecossistemas. A Primeira Lei da Termodinâmica estabelece que "em um sistema fechado a energia não se perde, mas transforma-se de uma forma para outra". Conseqüentemente, a energia que entra num ecossistema é a mesma que dele sai.

Para a maior parte dos ecossistemas, a principal fonte de energia é o Sol; sem o qual não poderia haver vida neste planeta. Outra fonte de energia são as reações de oxidação, realizadas pelas bactérias quimiossintetizantes. Entretanto, a

quantidade de energia obtida por este processo não é suficiente para sustentar grandes ecossistemas.

Estima-se que, da energia solar que incide sobre as camadas superiores da atmosfera, 47% chegue sobre a superfície terrestre e apenas de 1 a 2% seja utilizada na fotossíntese e passe a entrar efetivamente nos ecossistemas, via cadeia alimentar. A energia solar refletida é responsável pela luminosidade da Terra, para quem a vê do espaço. A energia absorvida, principalmente sob a forma de calor, promove o aquecimento e a circulação da atmosfera, gerando os ventos, frentes frias e outros fenômenos atmosféricos e climáticos.

A Segunda Lei da Termodinâmica afirma que "em todas as transformações de energia, sempre há uma perda sob a forma de calor". Nos ecossistemas, a energia entra em cada nível trófico na forma de alimento e é utilizada - em sua grande parte - pelos organismos para se manterem vivos. Isso supõe várias atividades (divisão celular, movimento, reações químicas, reprodução) que exigem a transformação da energia química do alimento em outras formas (por exemplo mecânica, no movimento) que é realizada através da respiração celular. Com isso, uma parcela significativa de energia é dissipada para o ambiente na forma de calor.

A 2ª Lei da Termodinâmica é também conhecida como a lei da entropia. (entropia = desordem, ruído). Embora a energia não seja criada nem destruída, quando utilizada é degradada para uma forma inutilizável (calor que se dispersa). Diz-se que essa energia é "perdida", porque os seres vivos não têm capacidade de aproveitar o calor ambiental como fonte de energia. E como o alimento nunca retorna ao nível trófico anterior, fica claro que a energia, já utilizada, não pode ser reaproveitada. E por isso, o fluxo de energia só pode ser unidirecional, isto é, com uma única direção, indo do produtor ao decompositor. Como alguma energia é

sempre dissipada, sob a forma não aproveitável de energia calorífica, nenhuma transformação pode ser 100% eficiente (quantidade) - há sempre perdas (calor).

Conseqüentemente, o montante de energia disponível (armazenado no corpo dos organismos na forma de alimento) é cada vez menor, nos níveis tróficos sucessivos de uma cadeia alimentar. De modo geral, cada nível trófico, de uma cadeia alimentar, recebe cerca de apenas 10% da energia que o nível trófico anterior recebeu (JORGENSEN & SVIRESHEV, 2004).

À medida que se avança pelos níveis tróficos, a EXERGIA (ou seja, a quantidade de energia disponível para a realização de trabalho) torna-se menor. Quanto maior a distância do nível trófico à fonte primária de energia, menor o número de indivíduos dos constituintes deste nível. É importante quantificar o fluxo de energia num ecossistema para conhecer os seus processos internos de funcionamento (sua dinâmica).

A quantidade de energia existente num ecossistema, ou num nível trófico, pode ser medida diretamente ou indiretamente. A combustão da matéria orgânica presente produz uma determinada quantidade de calor, que corresponde à energia acumulada nela. Nesse procedimento usam-se aparelhos chamados de calorímetros e que fornecem uma medida direta da energia acumulada. A Física utiliza, como unidade de energia, a Kcal, que corresponde à quantidade de energia necessária para aumentar a temperatura de 1,0 kg de água, em 1°C.

Uma medida indireta da energia acumulada pode ser feita através da biomassa. Biomassa é a quantidade total da matéria orgânica, incluindo todas as partes do corpo do organismo, bem como os seus restos (folhas secas, excrementos) e a matéria de decomposição (cadáveres, frutos podres). Ela pode ser expressa em termos de peso seco, em gramas ou kg - ao que alguns ecólogos

chamam de "produto em pé" (*standing crop*,) - ou em termos de peso/área (g/m^2 ou kg/m^2), o que facilita as comparações (PETRUSEWICZ & MACFADYEN, 1970).

Três abordagens de estudo sobre balanço energético de um organismo podem ser mencionadas: Balanço energético instantâneo, avaliando-se o fluxo de biomassa e energia de um determinado organismo em um dado instante; Balanço Energético Geracional Cumulativo, em que se avaliam os fluxos de biomassa e energia ao longo do desenvolvimento ontogenético de um organismo e Balanço Energético Intergeracional Cumulativo, que leva em conta investimento energético de uma geração em produzir a geração seguinte.

2. Objetivos e Hipóteses

Os objetivos do presente trabalho foram: desenvolver e implementar métodos de cultivo e de bioensaios para os organismos *Chironomus xanthus* e *Branchiura sowerbyi*, ambos nativos da região Neotropical, viabilizando o uso dessas espécies como organismos-testes em ensaios toxicológicos com sedimentos, possibilitando a substituição das espécies exóticas usadas nas avaliações toxicológicas de sedimentos; Realizar o balanço energético de *C. xanthus*, complementando os estudos que existem sobre a biologia desse organismo; Realizar bioensaios de toxicidade com amostras ambientais e efetuar uma análise comparativa dos resultados dos testes com parâmetros limnológicos e de biodiversidade da área de estudo através de uma avaliação integrada de fatores bióticos e abióticos, inspirada nos princípios da Tríade de Qualidade de Sedimentos.

Os objetivos específicos desse trabalho foram:

1. Realizar o balanço energético de *C. xanthus*.
2. Realizar testes de sensibilidade ao PCP (pentaclorofenol) com *C. xanthus*.
3. Realizar testes de toxicidade às amostras ambientais, provenientes do sistema de lagos do Vale do Rio Doce e dos reservatórios do Rio Tiete, com *C. xanthus*.
4. Realizar testes de sensibilidade ao KCL (cloreto de potássio) como substâncias químicas de referência com *B. sowerbyi*.
5. Aplicação dos dados normalizados na elaboração de gráficos em “teia” para a análise comparativa dos ambientes estudados.

As hipóteses de trabalho consideram que os dois organismos estudados têm potencial para serem padronizados como organismos-teste para bioensaios com sedimento, e podem substituir as espécies exóticas nas avaliações ecotoxicológicas realizadas em ambientes da região neotropical.

Os gráficos em “teia”, ferramentas da análise comparativa da qualidade ambiental, podem fornecer informações visuais de mais fácil interpretação do que outros métodos de análise freqüentemente usados em trabalhos desse tipo, além disso, o cálculo da área das figuras geradas no gráfico geraria um índice de similaridade entre os ambientes estudados.

3. Material e métodos

3.1 *Chironomus xanthus* como organismos-teste

3.1.1 Ocorrência, distribuição e sistemática

O ciclo de vida da espécie Neotropical do Diptera *Chironomus xanthus* tem sido investigado e um protocolo de cultivo laboratorial foi desenvolvido com o objetivo de padronização desta espécie como um organismo teste (FONSECA & ROCHA, 2004).

Os insetos da família Chironomidae (Ordem Diptera) são organismos extremamente adaptáveis a todos os tipos e ambientes, apresentando uma grande riqueza de espécies, ampla distribuição geográfica e grande abundância. São característicos de ambientes lênticos e lóticos, de águas frias ou quentes, ricas ou pobres de oxigênio, apresentando, portanto, amplo espectro quanto aos requisitos ambientais (LINDEGAARD, 1995). A maioria das espécies vive em tubos, formados por seda e lodo, enterrados a poucos centímetros do sedimento.

Os adultos são organismos pequenos, delicados. As larvas são aquáticas, vivendo em tubos, formados por seda e lodo, que ficam enterrados a poucos centímetros de profundidade do sedimento. Os quironomídeos constituem freqüentemente a proporção mais significativa da biomassa bentônica, possuindo papel significativo na reciclagem de nutrientes do sedimento, sendo importantes na dieta dos pássaros e peixes (GIESY *et al.*, 1988; NUCHO, 1992).

São os únicos insetos, além dos percevejos, a possuírem a hemoglobina, o que os torna capazes de tolerar baixas quantidades de oxigênio. As trocas gasosas

são facilitadas através de ondulações do corpo dentro dos tubos, produzindo fluxo de água ao redor do corpo (CRANSTON, 1995).

A espécie *C. xanthus* foi descrita inicialmente por Rempel (1931) e possui sinomímia com *C. domizzi* (PAGGI, 1977 apud FONSECA, 1997) e *C. sancticaroli* (STRIXINO; STRIXINO, 1982). É uma espécie que ocorre no estado de São Paulo, sendo portanto de grande relevância ecológica regional. A biologia e o comportamento desta espécie em testes de toxicidade vêm sendo estudados com o objetivo de padronizar os protocolos de testes de toxicidade com essa espécie (FONSECA, 1997; ALMEIDA, 2002).

A metodologia de manutenção desse organismo foi primeiramente desenvolvida por STRIXINO & STRIXINO (1980), e posteriormente modificada por FONSECA (*op.cit.*) e ALMEIDA (*op. Cit.*) a fim de adaptar o método aos requisitos de cultivo para ensaios ecotoxicológicos.

3.1.2. Descrição e ciclo de vida

O ciclo de vida dos *Chironomus* pode ser dividido em quatro distintos estágios: de ovo, de larva, com quatro ínstaes ou estádios larvais, de pupa e adulto (Figura 1).

Com aproximadamente dois dias de vida após a emergência, os adultos de *Chironomus* copulam e as fêmeas grávidas depositam os ovos reunidos numa massa gelatinosa presa por um pedúnculo geralmente aderido a parede da bandeja de cultivo, mas em contato com a água. Cada fêmea deposita em média 500-600

ovos dispostos em forma espiral. A ovoposição ocorre geralmente no início da manhã. A matriz gelatinosa que envolve os ovos, em contato com a água, se expande dando à massa ovígera um aspecto tubular recurvado (FONSECA, 1997).

Após cerca de 48h, quando em temperaturas na faixa de 22°C a 25°C, ocorre a eclosão das larvas que medem em torno de 0,0999 - 0,005 mm de largura de cabeça (FONSECA, *op.cit.*). As larvas nadam com movimentos de chicote do corpo, característicos, possuindo a cor vermelha (BORROR & DeLONG, 1969).

As larvas de *Chironomus* iniciam a construção de tubos a partir do segundo ínstar, durante o primeiro permanecem entre as partículas do substrato, alimentando-se de bactérias. Este estágio larval é predominantemente planctônico. Os tubos aumentam de largura e tamanho conforme o crescimento da larva com a adição de pequenas partículas de areia colocadas juntas graças aos fios que são formados na boca das larvas. As larvas atraem o alimento para dentro do tubo e também se alimentam nas imediações da parte final do mesmo que é aberta, sendo que suas extremidades caudais encontram-se ancoradas dentro do tubo. Após o quarto ínstar o organismo passa para o estágio de pupa que possui coloração preta (últimos dias antes de atingir a fase adulta) e cabeça bem diferenciada, emergindo depois como adulto (ímagem) terrestre (USEPA, 2000). A largura da cápsula cefálica é a melhor variável para definir o ínstar da larva dos quironomídeos. Cada ínstar tem um tempo de duração diferente, sendo que o quarto ínstar é o mais longo devido à taxa de crescimento geométrico do tamanho do corpo (FONSECA & ROCHA, 2004).

Em condições ótimas a larva chegará ao estágio de pupa e emergirá como adulto entre 12 a 15 dias após a eclosão na temperatura de 24°±1°C (FONSECA & ROCHA, *op.cit.*). Os machos se distinguem das fêmeas por apresentarem as antenas plumosas, abdome mais delgado com genitália visível (USEPA, 2000).

Figura 3 . Desenho esquemático da massa de ovos, da larva (vista lateral), da pupa com a pele larval ainda não completamente eliminada (vista lateral) e do macho adulto de um quironomídeo genérico, segundo BORROR e DeLONG, 1996, modificado.

3.1.3. Cultivo e manutenção das culturas

Desovas de *C. xanthus* foram obtidas através de culturas pré-existentes fornecidas pelo Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de Organismos Aquáticos do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Universidade de São Paulo, São Carlos e das culturas mantidas pelo Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos.

Serão apresentadas a seguir as condições adequadas para o cultivo de *C. xanthus* com relação à água, substratos e alimentos, intensidade luminosa, fotoperíodo, temperatura, além dos cuidados necessários para a manutenção das

culturas e a forma de obtenção dos organismos jovens para a realização dos testes de toxicidade. O procedimento de cultivo é baseado na metodologia desenvolvida por FONSECA (1997) e por ALMEIDA (2002).

3.1.3.1. Condições de cultivo

Água de cultivo

Deve-se utilizar água natural filtrada ou reconstituída com dureza total na faixa de dureza de 40 a 48 mg/L de CaCO_3 e pH entre 7,0 a 7,6.

Alimentos e Substratos

Chironomus pode ser cultivado adotando como substrato areia (FONSECA, 1997, ASTM, 2000; USEPA, 2000) ou papel toalha deixadas de molho na água por vários dias (ASTM, 2000; USEPA, 2000). A areia deve ser coletada em local isento de contaminação e deve ser lavada diversas vezes com água de torneira e destilada, seca em estufa antes do uso nas culturas. Recomenda-se que seja feita análise granulométrica e de contaminantes (metais, organoclorados). Para eliminação da matéria orgânica deve-se proceder a incineração em mufla a 500°C por 4h antes do uso da areia para o cultivo dos organismos.

Como alimento a USEPA (2000), ASTM (2000) e FONSECA (1997) indicam o fornecimento de uma suspensão de ração de peixe floculada Tetramin®.

Intensidade luminosa e fotoperíodo

A USEPA e ASTM recomendam uma intensidade luminosa de aproximadamente 100 a 1000 lux, com fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro (ASTM, 2000; USEPA, 2000) enquanto FONSECA (1997) adota 12 horas de luz e 12 horas de escuro. No presente estudos optamos por usar o fotoperíodo de doze horas.

Recipiente para cultivo

Pode-se utilizar bandejas de plástico branco leitoso (47 x 32,5 x 8,5 cm) com cerca de 6L de água. Neste caso pode-se adicionar de 200 a 400 larvas. Cobrir cada cultura com uma tampa feita com ripa de madeira e recoberta de tela de náilon para reter os adultos emergentes (Figura 2).

Temperatura

A faixa de temperatura de cultivo recomendada é de $24\pm 2^{\circ}\text{C}$.

Figura 4 Cultivo de *Chironomus* em laboratório, evidenciando as bandejas plásticas e a tampa com cobertura de tela de náilon.

3.1.3.2. Procedimentos de cultivo e manutenção das culturas

Deve-se observar diariamente as culturas principalmente com relação à coloração dos organismos, a temperatura, aeração e presença de desova. A temperatura da água e da sala, máxima e mínima, devem ser medidas diariamente.

As culturas devem ser alimentadas com uma solução de 5g/L de ração de peixe em flocos Tetramin®, fornecido a cada 48 horas, respeitando-se a proporção de 10mL/L de água de cultivo (ALMEIDA, 2002). Para manter o oxigênio dissolvido em concentrações adequadas (>4,0mg/L de OD) acrescentar aeração branda em cada recipiente de cultivo.

Para retirar as desovas, utilizar uma pipeta Pasteur de ponta arredondada. Transferir cuidadosamente as desovas para cristalizadores limpos contendo água, tomando o cuidado para destacar a desova da parede da bandeja. Estes organismos poderão ser utilizados para testes ou para montar novas culturas.

Dar início a novas culturas utilizando organismos jovens obtidos após a eclosão das desovas. A nova cultura pode ser iniciada com cerca de 200 a 400 organismos, separados com o auxílio de uma pipeta de ponta arredondada.

Quando do início de novas culturas, observar a temperatura da água para que seja semelhante a que os organismos estavam sendo mantidos, isto é esta diferença não deve ser superior a 1°C. Verificar também a condutividade, pH, dureza e oxigênio dissolvido do lote novo de água .

Os dados de controle de temperatura e fornecimento de alimento para as culturas, assim como informações sobre a manutenção e observações do estado das culturas, devem ser registrados em fichas de registro de dados de manutenção e cultivo e de controle diário da temperatura e fornecimento de alimento.

Obtenção de jovens para teste

As desovas devem ser colocadas num cristalizador com cerca de 1L de água. Recomenda-se que não sejam colocadas muitas desovas por recipiente (três e quatro desovas). Após a eclosão (cerca de 48h) fornecer alimento para os organismos, ou seja, suspensão de ração de peixe Tetramin. Alimentar e manter nas mesmas condições da cultura até que as larvas atinjam o 2° ínstar, ou seja, por cerca de 4 dias quando mantidas a 23°C.

3.1.3.3 Avaliação da qualidade das culturas

A avaliação da qualidade da cultura dos organismos-teste é necessária para que se possam comparar os resultados obtidos nos diversos bioensaios realizados com lotes diferentes de organismos e em diferentes datas. Para tanto foram realizados testes de avaliação da sensibilidade dos organismos-teste para KCl (considerado como substância de referência padrão) seguindo-se as recomendações da USEPA (1993), bem como a contagem do número médio de ovos produzidos por desovas (fecundidade).

O princípio do método de avaliação da qualidade das culturas consistiu em expor os organismos (a partir do 2º ou 3º instar) a diferentes concentrações de uma solução-teste de cloreto de potássio (KCl) por 96 horas, alimentando-os no primeiro dia e mantendo a densidade de 10 organismos para cada 300 ml de solução. A temperatura foi mantida entre 22 e 25 °C, com um fotoperíodo de 12 horas. Após o período de teste registrou-se o número de mortos e se estabeleceram os valores de CL50 (concentração letal para 50% da população).

ALMEIDA (2002) estimou a faixa de sensibilidade de *C. xanthus* ao KCl entre 2,83 e 4,1 g/L. Qualquer cultura que apresentou um desempenho fora dessa faixa foi descartada.

Observou-se também a avaliação da fecundidade das culturas através do cálculo do número médio de ovos por desova utilizando-se o método proposto por STRIXINO (1980):

$$N = \frac{a \cdot n}{4} + \frac{b \cdot n}{2} + \frac{c \cdot n}{4} + s$$

Onde:

N = número de ovos na massa ovígera

n = número de “voltas” na massa

a = número de ovos em meia “volta” na extremidade livre

b = número de ovos em meia “volta” no centro a massa

c = número de ovos em meia “volta” na extremidade fixa

s = sobras de ovos em “voltas” incompletas nas extremidades

As massas ovígeras produzidas por diversas gerações obtidas em laboratório foram analisadas e foram considerados aptos os lotes para os quais foram obtidas fecundidades iguais a 513 ± 126 ovos por massa ovígera, os valores de fecundidade compatíveis com os obtidos por STRIXINO (1980), que obteve uma média de 470 ± 250 ovos, por FONSECA (1997) que obteve desovas com 500 a 600 ovos e dentro da média de ovos obtidos ao longo deste trabalho. A Figura 3 ilustra a disposição dos ovos nas massas ovígeras. Culturas que começam a produzir um número menor de ovos por desovas são descartadas.

Figura 3 Desenho esquemático mostrando a disposição dos ovos nas massas ovíferas de *C. xanthus* (adaptado de STRIXINO, 1980).

3.1.4. Determinação de sensibilidade de *Chironomus xanthus* ao Pentaclorofenol (PCP).

O pentaclorofenol (PCP) é produzido industrialmente em larga escala e usado principalmente como praguicida profilático no tratamento de madeiras para controlar o crescimento de cupins, fungos e microorganismos. Tem aplicação também como herbicida, algicida e inseticida, embora em menor escala. Como outros compostos organoclorados, o PCP é reconhecidamente tóxico e bioacumulativo nos tecidos da biota exposta a águas contaminadas. Possui grande afinidade por compostos

celulares dos organismos e, por isso, tem uma potencial capacidade de bioacumulação.

Testes estáticos de toxicidade aguda foram realizados com a intenção de avaliar-se a toxicidade do PCP sobre o organismo-teste *C. xanthus*, dando continuidade aos trabalhos de avaliação das respostas desse organismo-teste à contaminantes, trabalhos estes que iniciaram-se com Fonseca (1997) e Almeida (2002), e fazem parte dos estudo necessários à padronização da espécie como organismo-teste. As tabelas 28 a 33 mostram os resultados desses ensaios.

O princípio do método consistiu em expor os organismos (a partir do 2º ou 3º instar) a diferentes concentrações de uma solução-teste por 96 horas. Dez organismos foram mantidos, individualmente, em recipientes contendo 30 mL de solução-teste para cada concentração. Após o período de teste registrou-se o número de mortos e estabeleceram-se os valores de CL50 (concentração letal para 50% da população). O cálculo da CL (50) foi feito através do método trimmed Spearman – Karber (HAMILTON, RUSSO & THURSTON, 1978), e a faixa de sensibilidade determinada pela CL (50) média $\pm$ 2 vezes o desvio padrão. As concentrações usadas nos testes variaram de 0,05 a 0,75 mg/L.

Como o pentaclorofenol é pouco solúvel em água, durante a preparação das soluções-teste usou-se uma solução metanólica de PCP, a partir da qual foram preparadas as diferentes concentrações. Em função disso também foram realizados ensaios com metanol, seguindo o mesmo princípio. As concentrações usadas no teste com metanol variaram de 0,03 a 25 % de diluição do metanol.

3.1.5 Balanço energético de *C. xanthus*

O uso de metodologias que permitam utilizar o balanço energético de *C. xanthus* como *endpoint* para os bioensaios pode fornecer informações importantes evidenciando impactos subletais aos organismos testes, que seriam desprezados nos métodos ecotoxicológicos tradicionais. LAWTON (1971), foi o primeiro autor a descrever o balanço energético de um inseto carnívoro e desenvolveu algumas das abordagens usadas neste trabalho.

Várias abordagens podem ser usadas para a realização de balanços energéticos, todavia todas estão calcadas nas relações entre consumo (C), assimilação (A), produção (P), respiração (R) e excreção e defecação (FU) dos organismos alvo de estudo (GRODZINSKI *et al.*, 1975). Essas relações resumem-se nas equações:

$$C = P + R + FU$$

$$A = P + R$$

Onde:

C = consumo

P = produção

A = assimilação

R = respiração

FU = excretas

Considerando-se a história natural de *C. xanthus*, cada um dos elementos do balanço energético foram estimados, em condições ideais de cultivo, para cada

estágio do seu desenvolvimento ontogenético, gerando valores referenciais de eficiências ecológicas.

Eficiência ecológica é, grosso modo, a razão entre duas taxas de fluxo de energia; isto é, a medida de quanto de energia é retida no fluxo. Dito de outra maneira é a razão entre a energia que sai pela energia que entra.

Como a energia, dentro do ecossistema, não pode ser criada; sempre o que sai será menor do que a que entra. Assim, os valores de eficiência ecológica nunca serão superiores a 1.

Valores máximos (1 ou 100%) indicam que nenhuma energia é retida, durante a passagem ou transformação e, diz-se, que a eficiência é alta. Valores baixos mostram que muita energia é retida no processo e que o fluxo está, praticamente, interrompido.

A eficiência pode ser medida dentro do nível trófico ou entre eles. Quando medida dentro do nível trófico, chama-se eficiência de crescimento e corresponde à razão entre energia em respiração dividida pela energia ganha na alimentação. Ela mede a parcela da energia consumida que é gasta no crescimento e manutenção da vida e o quanto sobra disponível para o nível trófico seguinte. Plantas gastam cerca de 40% da energia, obtida com a fotossíntese, na respiração; enquanto que, os carnívoros pecilotermos (de sangue frio) usam na respiração 63% a 84% da energia assimilada. Já os animais homeotérmicos (de sangue quente) gastam de 97 a 99% da energia obtida, principalmente para manter a temperatura do corpo. Isso significa que, apenas 1 a 3% fica disponível para os níveis tróficos seguintes.

Primeiramente foram avaliados o tamanho e o peso seco de 30 organismos em cada instar de desenvolvimento, a fim de se estabelecer uma relação de peso-

comprimento. Medidas de crescimento em função do tempo, considerando-se a biomassa e o tamanho dos organismos também foram realizadas.

As medidas de comprimento do corpo e da cápsula cefálica foram feitas com o auxílio de um estereomicroscópio com objetiva graduada, as medidas de biomassa e peso seco foram feitas em balança analítica, depois dos organismos serem desidratados em estufa por 48 h.

A avaliação do consumo e das fezes produzidas foram realizadas em um segundo ensaio onde 10 organismos do terceiro instar foram colocados em placas de petri contendo apenas água de cultivo, afim de que o conteúdo do tubo digestivo fosse eliminado, o que se verificou cerca de duas horas depois do início do ensaio. A visualização do tubo digestivo do organismo pode ser facilmente realizada com o auxílio de um esteromicroscópio. Então, os organismos foram transferidos para recipientes individuais contendo alimento em quantidade conhecida onde se avaliou a taxa de consumo para o terceiro instar. Ao encherem o tubo digestivo foram novamente transferidos para placas de Petri apenas com água de cultivo para a coleta e pesagem das fezes.

A partir da taxa de consumo para o terceiro instar, foi calculada a taxa de consumo para os outros estágios, baseado no crescimento dos organismos.

3.2 *Branchiura sowerbyi* como organismo –teste

3.2.1 Caracterização de *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta)

Os Oligochaeta possuem grande importância ecológica nos ecossistemas lacustres, principalmente na reciclagem de nutrientes e como alimento para peixes e crustáceos. Os representantes da família Tubificidae são provavelmente os oligoquetas mais significativos nos ambientes aquáticos, sendo comumente encontrados em ambientes intensamente contaminados por matéria orgânica. *Branchiura sowerbyi* é um tubificídeo cosmopolita de fácil identificação devido a características únicas da espécie (a presença de expansões respiratórias ou brânquias, na região posterior do corpo) que vem sendo utilizado com êxito como bioindicador e organismo-teste em estudos sobre poluição dos ambientes aquáticos. A classe Oligochaeta contém as familiares minhocas e muitas espécies que vivem na água doce.

Dentre os oligoquetas aquáticos, os representantes da família Tubificidae são conhecidos como sendo capazes de formar densas colônias em águas densamente poluídas com matéria orgânica, e em geral são os representantes mais significativos nesses ambientes. Eles são encontrados em qualquer tipo de água doce ou estuário, e não somente em “lama orgânica”. Formas especializadas podem ser encontradas em águas subterrâneas, em lagos oligotróficos e rios, e como comensais ou simbioses em caranguejos, moluscos e até em sapos.

Os representantes da família Tubificidae são vulgarmente conhecidos como tubifex, medem em média 2 cm de comprimento e vivem tanto em ambientes de

água doce ou marinhos. Esses organismos são comumente encontrados em áreas altamente poluídas e vem sendo utilizados com êxito como bioindicadores e na realização de testes de toxicidade em diversos estudos de poluição da água (CASTELLATO & NEGRISOLO, 1989; CASTELLATO, 1992).

Dentre os tubificídeos utilizados nos estudos de avaliação da qualidade da água a espécie *Branchiura sowerbyi* teve seu ciclo reprodutivo e sua biologia extensamente estudados por CASTELLATO (1984), que chegou a desenvolver métodos de manutenção e de testes de toxicidade com esses organismos, o que, juntamente com a facilidade de identificação, tem feito desse organismo um organismo-teste utilizado para este tipo de estudo. A Figura 4 mostra um desenho esquemático de *B. sowerbyi*.

A identificação destes organismos é fácil devido às características únicas dessa espécie (a presença de expansões respiratórias, ou branquias, na região posterior do corpo), o que pode ser confirmado nas chaves de identificação apresentadas por THORP & COVICH (1991), PENNAK (1953) e BRINKHURST (1971).

Figura 4 Desenho esquemático de *Branchiura sowerbyi*. Vista posterior e anterior, mostrando os órgãos internos (sp, espermateca; t, testículos; pr, prostomium; o, ovário; v, vasos deferentes; a, átrio; pt, próstata) e os poros genitais (modificado de PENNAK, 1953 e BRINKHURST, 1971).

3.2.2 Cultivo de *Branchiura sowerbyi*

Inicialmente foram obtidos 12 exemplares de *B. sowerbyi*, provenientes da lagoa do Diogo, localizada dentro dos limites da reserva Ecológica do Jataí no município de Luiz Antônio na região de Ribeirão Preto (SP).

Esses organismos foram divididos em três grupos, contendo 4 indivíduos cada e foram mantidos em recipientes de 500 mL com água reconstituída e três diferentes substratos: (1) sedimento natural, proveniente da lagoa do Diogo; (2) mistura de sedimento natural e da mesma areia usada nas culturas de *C. xanthus*, na proporção 1:1; (3) apenas areia. Os três grupos receberam igual quantidade de

alimento, que consistiu de uma suspensão da ração de peixe Tetramin (a mesma utilizada no cultivo de *C. xanthus*) na concentração de 5 g/L, fornecendo-se 40 ml dessa suspensão para cada recipiente por semana.

Posteriormente os exemplares coletados em campo foram mantidos no laboratório de Ecotoxicologia do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da UFSCar (São Carlos – SP) e submetidos a dois tratamentos de cultivo: o primeiro consiste na utilização de sedimento natural da lagoa do Diogo (Luiz Antônio – SP) enquanto que o segundo é um sedimento composto por areia, coletada no entorno do reservatório do Lobo (Itirapina – SP), enriquecida com matéria orgânica oriunda da decomposição de macrófitas e de ração de peixes Tetramin®, que foram misturados mecanicamente à areia. A ração Tetramin® também é usada para alimentar as culturas, fornecendo-se semanalmente 80 mL de uma suspensão de 5 g/L. Os organismos foram mantidos em temperatura constante de 25 ± 2 °C, com um foto período de 12 horas de luz e 12 horas de escuro. A água de cultivo consistiu de água de abastecimento desclorada e aerada, acertando-se o pH para neutro, efetuando-se a reposição do volume de água do recipiente de cultivo sempre que necessário. Cada recipiente de cultivo foi mantido sob aeração branda e constante, para se garantir que não houvesse depleção das concentrações de oxigênio dissolvido.

Após o início das culturas foram efetuadas observações uma vez a cada mês, avaliando-se a mortalidade, o crescimento da população e o crescimento médio individual dos organismos.

Exemplares deste organismo também foram coletados no reservatório de Bariri, localizado na bacia do médio Tietê (SP), com o objetivo de iniciar o cultivo em

laboratório, que se estabeleceu seguindo a metodologia desenvolvida para os organismos provenientes da Lagoa do Diogo.

3.2.3 Testes de sensibilidade com *Branchiura sowerbyi*

A determinação da faixa de sensibilidade de *B. sowerbyi* para KCl (cloreto de potássio), faz parte do processo de averiguação da qualidade e da estabilidade das culturas que foram estabelecidas. Foram realizados testes estáticos de curta duração expondo os organismos individualmente a diferentes concentrações da substância de referência em recipientes (placas de Petri) contendo 40 mL de solução-teste, sendo avaliado a sobrevivência dos indivíduos. O cálculo da CL (50) foi feito através do método Spearman – Karber (HAMILTON, RUSSO & THURSTON, 1978) e a faixa de sensibilidade foi determinadas pela CL (50) média $\pm$ 2 vezes o desvio padrão.

3.3 Estudo comparativo dos sedimentos dos reservatórios do Rio Tiete (S.P.) e dos lagos naturais do Vale do Rio Doce (M.G.)

3.3.1 A área de estudo

3.3.1.1 O Vale do Rio Doce

A Região político-administrativa do vale do Rio Doce é de grande importância para o desenvolvimento econômico do Estado de Minas Gerais, possuindo um extenso pólo industrial conhecido como “Vale do Aço”.

Outra área, denominada Zona da Mata, é constituída por rica rede de drenagem e remanescentes de Mata Atlântica sendo de particular interesse para o trabalho, pois é onde se encontra inserido o sistema de lagos do Vale do Rio Doce. A área enfocada neste trabalho é formada pela “Depressão Interplanáltica do Vale do Rio Doce”, pertencente à região político-administrativa do Vale do Rio Doce (CETEC, 1981).

A bacia hidrográfica do Rio Doce possui uma área de 83.400 km² e abriga uma população de mais de 3,1 milhão de habitantes.

Há grande diversificação da economia praticada na região da bacia. Nas regiões do Alto Rio Doce existem grandes projetos de mineração; no Médio Rio Doce encontra-se o maior pólo siderúrgico da América Latina, além de indústrias de celulose, carvão vegetal, atividades agropecuárias e hidroelétricas de médio porte; a região do Baixo Rio Doce caracteriza-se pela cultura de café e outras atividades agropecuárias.

Segundo SETTI (1996) os principais problemas que o sistema do Vale do Rio Doce apresenta são:

- Grandes retiradas de água, associadas ao lançamento de elevadas cargas poluidoras nas regiões de concentração urbana.
- Elevada demanda de água e o alto potencial poluidor das regiões industriais e de mineração.
- A substituição da mata atlântica nativa por áreas de reflorestamento de eucalipto para alimentar a indústria de celulose e de carvão vegetal.

Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, a região do Vale do Rio Doce é uma região importante que apresenta altos índices de endemismos, e que devido às atividades econômicas desenvolvidas é considerada bastante ameaçada (MORETTO, 2002).

O sistema de lagos do Rio Doce é formado por cerca de 160 lagos não conectados como o Rio Doce, predominantemente permanentes e fechados, com dimensões variadas.

De LUCCA (2006), produziu uma série de dados limnológicos e de diversidade biológica, que serão comparados com os dados dos bioensaios com amostras de sedimento oriundas dessa região.

Os esforços amostras envolveram coletas em quatro lagoas do sistema do Rio Doce: Carioca, Águas Claras, Alméciga e Verde, coletando-se sedimento da região central do corpo d'água. As coordenadas geográficas e principais características morfométricas são apresentadas na Tabela 1. O mapa com a localização das lagoas é apresentado na Figura 5.

Tabela 1: Localização geográfica e principais características morfométricas de quatro lagoas do Vale do Médio Rio Doce, MG, ordenadas por área. Valores de área e perímetro determinados a partir de mapas da Embrapa. IDM = Índice de desenvolvimento de margem – como citado em: Tavares, 2007.

Lagoas	Coordenadas geográficas	Área (km ²)	Perímetro (km)	IDM	Profundidad e Máxima (m)
Carioca	19°45'20"S; 42°37'12"W	0,14	1,82	1,36	9,5
Verde	19°53'11"S; 42°35'11"W	0,23	2,83	1,65	8,5
Águas Claras	19°49'02"S; 42°35'47"W	0,55	6,52	2,47	8,0
Almécega	19°51'43"S; 42°37'41"W	1,14	11,02	2,91	8,5

Figura 5: Localização da região do Vale do médio Rio Doce em Minas Gerais e a área do Parque Estadual do Rio Doce. Abaixo a imagem de satélite da região, indicando a localização das lagoas estudadas. Como citado em: Tavares, 2007.

3.3.1.2 O Sistema de Reservatórios em cascata do Rio Tietê.

O rio Tietê é um rio bastante impactado, com problemas de contaminação e poluição ocorrendo ao longo de seu curso. A região mais crítica está situada no trecho que atravessa a Grande São Paulo (até a represa de Barra Bonita), que recebe resíduos industriais e urbanos de cerca de 20 milhões de habitantes (52% da população paulista), os quais são lançados sem quase nenhum tratamento (CETESB, 2002). Estudos realizados por BEVILACQUA (1996) revelam que o ambiente do Tietê desde o trecho de Pirapora do Bom Jesus, próximo à região metropolitana, até a entrada do reservatório de Barra Bonita, é predominantemente anóxico, indicando um avançado estado de degradação. SOARES & MOZETO (2006), analisando a qualidade da água de reservatórios do Tietê encontraram valores elevados de concentração para todos os nutrientes avaliados. Além disso o sedimento desses reservatórios age como fonte de espécies dissolvidas de nutrientes para a coluna d'água, o que caracteriza uma situação bastante crítica, uma vez que, mesmo controlando-se as fontes de nutrientes, os sedimentos teriam um potencial de liberação de nutrientes para a coluna d'água.

Os níveis de poluição e contaminação são bastante críticos. A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental estimou que o rio Tietê recebe mais de 4500 m³ de esgoto por dia (CETESB, 2003). Além da carga poluidora da região metropolitana de São Paulo, vários de seus afluentes também estão bastante eutrofizados, como o rio Sorocaba e o rio Piracicaba e contribuem para o aumento da carga de poluentes no rio Tietê.

À medida que a distância das regiões metropolitanas da Grande São Paulo vai aumentando, os problemas de poluição e contaminação devidos aos esgotos industriais e domésticos vão se reduzindo.

O rio Tietê tem seu potencial hidroenergético bastante aproveitado. As barragens construídas em toda sua extensão, formando uma verdadeira “cascata” de reservatórios, funcionam como bacias de decantação o que melhora a qualidade dos reservatórios localizados à jusante (PETRERE JR., 1996).

Os reservatórios que constituem o sistema de cachoeiras ocupam uma área de drenagem de aproximadamente 52377 Km² onde reside uma população de cerca de 5 milhões de pessoas. Barra Bonita é o primeiro reservatório do sistema de cachoeiras e apresenta altos níveis de degradação, uma vez que recebe a elevada carga poluidora oriunda da região Metropolitana e do rio Piracicaba. A qualidade do sistema só passa a ser considerada boa a partir do reservatório de Promissão, o terceiro do sistema (SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS, SANEAMENTO E OBRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2001).

É nítido que o principal vetor de contaminação do sistema de cachoeiras do Rio Tietê é o despejo de efluentes da região Metropolitana de São Paulo. Todavia, as pressões antrópicas causadas pelas atividades locais e pela ocupação urbana também são importantes vetores de degradação.

Estimativas atuais da Coordenadoria de Planejamento Ambiental do Governo de São Paulo (SEMA, 1999) apontam que as novas tendências de ocupação humana no Estado estão sendo direcionadas para as cidades de porte médio, sendo a região do Médio Tietê Superior um local bastante atrativo para a instalação de pólos industriais devido ao aprimoramento da Hidrovia Tietê-Paraná (CESP, 1997). É evidenciado que as bacias do rio Piracicaba e Capivari já

correspondem ao mais importante núcleo industrial do Estado depois da cidade de São Paulo, sendo responsável por aproximadamente 7% do Produto Interno Bruto. Essas cidades, por sua vez, já começam a ter problemas com o abastecimento de água com a demanda comprometendo 75% da vazão mínima (GRECCHI, 1998).

A área da Bacia do Médio Tietê (região que abriga o reservatório de Barra Bonita e seus tributários) possui um grande número de municípios, sendo alguns de elevada representatividade econômica como Campinas, Piracicaba, Limeira e Rio Claro. E entre as indústrias localizadas nesta área, encontram-se numerosas empresas, em destaque as usinas de açúcar e álcool, as indústrias químicas e metalúrgicas e as produtoras de alimentos. Frente ao quadro atual, programas de monitoramento ambiental de caráter analítico, que considerem fatores biológicos, físicos, químicos, em suas diversas interações são essenciais e devem ser desenvolvidos, visando não somente a preservação da biota aquática (conservação da biodiversidade, como consta na Agenda 21) como também a melhoria da qualidade da água para abastecimento público, garantindo melhor qualidade de vida para a população humana.

A área da Bacia do Médio Tietê sofre a influência de um grande número de municípios, sendo alguns de elevada representatividade econômica como Campinas, Piracicaba, Limeira e Rio Claro. E entre as indústrias localizadas nesta área, encontram-se numerosas empresas com grande potencial de impactos ambientais, estando em destaque as usinas de açúcar e álcool, as indústrias químicas e metalúrgicas e as produtoras de alimentos.

Há, então, uma grande quantidade de efluentes domésticos e industriais (além da vinhaça utilizada como fonte de nutrientes na cultura de cana-de-açúcar) lançados *in natura* diretamente nos corpos hídricos receptores desta região, que

incluem os rios Piracicaba, Tietê, e os tributários do reservatório de Barra Bonita (CESP, 1989).

Barra Bonita é o primeiro da série de reservatórios construídos em cascata no rio Tietê, e devido à sua grande capacidade assimilativa, característica de ambientes lânticos, representa um importante papel na recuperação da qualidade das águas do Rio Tietê (CETESB, 2001), reduzindo consideravelmente as quantidades de nutrientes e de material em suspensão que são transportadas para as próximas represas.

Os esforços amostrais foram realizados em outubro de 2002 nos reservatórios Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos, coletando-se amostras de sedimento da região central dos reservatórios.

As represas de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga localizam-se no médio rio Tietê. Considera-se que são as primeiras represas fora da área de influência da metrópole de São Paulo

A Tabela 2 apresenta as principais características morfométricas e funcionais das represas do médio Tietê.

Tabela 2: Valores médios do tempo de residência da água (TR), área de inundação (A), volume total (V), profundidade média (Prof.) e ano de enchimento das represas do médio rio Tietê/Paraná (CESP, 1998).

Represas	TR (dias)	A (km ²)	V (m ³ x 10 ⁶)	Prof. média (m)	Ano de enchimento
Barra Bonita	90,3	310	3135	10,1	1964
Bariri	14,2	63	542	8,6	1969
Ibitinga	21,6	56	981	8,6	1969

Os reservatórios do baixo rio Tietê pertencem a bacia do Paraná, além de integrarem a grande bacia do rio da Prata. A Tabela 3 apresenta as principais características morfométricas e funcionais das represas do baixo Tietê.

As figuras 6 e 7 mostram o Estado de São Paulo dividido em bacias hidrográficas e a localização dos reservatórios estudados.

Tabela3: Valores médios do tempo de residência da água (TR), área de inundação (A), volume total (V), profundidade média (Prof.) e ano de enchimento das represas do baixo rio Tietê (Cesp, 1998).

Represas	TR (dias)	A (km²)	V (m³ x 10⁶)	Prof. média (m)	Ano de enchimento
Três Irmãos	217.9	81.7	13.800		1990
Nova Avanhandava	45.7	21.7	2.720		1982
Promissão	134.1	58.55	7.418	12 m	1974

Figura 6: O Estado de São Paulo dividido em bacias hidrográficas, evidenciando as bacias que compõe o sistema do Rio Tietê.

Figura 7 Localização do Sistema Tietê no estado de São Paulo e das principais represas no rio Tietê, evidenciando as represas de Barra Bonita, Bariri, Ibitinga, Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos. Desenho: Cristina Criscuolo

3.3.1.3 . Coleta, transporte, estocagem e validade das amostras de sedimento

A amostragem de sedimentos pode ser realizada utilizando-se pegadores ou “corers”. A escolha do equipamento mais apropriado para coleta depende das características do sedimento, volume e eficiência necessária, e objetivos do estudo.

Um dos amostradores mais utilizados em reservatórios é o pegador de Ekman tanto pela facilidade de operação do equipamento quanto por sua eficiência. Este tipo de pegador é adequado para a coleta de sedimentos finos, que são objeto de estudo na avaliação do grau de contaminação de ecossistemas aquáticos. Como se trata de um equipamento muito leve não é indicado para locais com correnteza moderada ou forte e em substrato duro. Todos os procedimentos de coleta acarretam um certo grau de distúrbio na integridade da coluna de sedimento.

O volume de coleta para a realização de testes de toxicidade com sedimento depende do tipo e número de testes que serão realizados por amostra. No caso de se realizar um teste de toxicidade com *Chironomus*, foram coletados um volume de sedimento correspondente a aproximadamente 1kg. Do mesmo volume devem ser retiradas amostras para análises químicas e ensaios ecotoxicológicos.

Na coleta da amostra cuidados devem ser tomados para que as condições de oxi-redução do sedimento amostrado sejam mantidas, já que os sedimentos oxidam-se rapidamente quando em contato com o ar, alterando a disponibilidade de contaminantes. Para tanto, a amostra deve ser o mínimo exposta ao ar e o recipiente de coleta preenchido até a boca (MUDROCH & McKNIGHT, 1994).

Para fazer amostras compostas é necessário que exatamente o mesmo volume seja tomado de cada réplica e que a homogeneização seja bem executada. Para evitar a oxidação os volumes das réplicas a serem misturados devem ser mantidos, até o momento da homogeneização, em saco plástico ou qualquer outro recipiente que possibilite a retirada de ar.

As amostras devem ser colocadas em frascos de boca larga, identificados adequadamente

Depois de coletadas, as amostras foram transportadas em caixas térmicas com gelo e guardadas em geladeira a 4°C, no escuro, até a realização dos testes, respeitando-se o prazo de validade dessas amostras, de duas semanas até oito semanas após a coleta (USEPA, 2000).

3.3.2 Testes de Toxicidade

Foram realizados bioensaios crônicos com amostras de sedimento dos sistemas estudados, usando como organismo-teste *Chironomus xanthus*. O princípio do método consiste em expor o organismo teste ao sedimento do local estudado, respeitando-se a proporção de 1:4 sedimento e água de manutenção e de 30 ml de água por organismo, com aeração constante e efetuando-se a troca de 1/3 da água e alimentação a cada 48 horas. Foram feitas pelo menos, quatro réplicas para cada estação amostral (ALMEIDA, 2002). As metodologias empregadas nos testes foram baseadas nos trabalhos; FONSECA (1997) e ALMEIDA (*op.sit.*). A análise dos resultados dos testes de toxicidade foi realizada através de testes de normalidade (teste de chi-quadrado) e homogeneidade (teste de Hartley), para posterior realização das Análises de Variância (ANOVA) adequadas.

Os resultados destes testes foram relacionados com os dados sobre as características físicas e químicas e da diversidade biológica, seguindo-se as diretrizes da tríade de qualidade de sedimento, fornecendo informações acerca da qualidade ambiental dos sistemas estudados.

É dentro deste contexto que os estudos realizados por este trabalho se enquadram, ao realizar um estudo ecotoxicológico do sedimento dos reservatórios do Médio Tietê e dos lagos do Vale do Rio Doce, e comparando os resultados às informações existentes sobre os dois sistemas.

3.3.3 Análise Qualitativa dos Reservatórios do Tietê e dos Lagos do sistema do vale do Rio Doce.

O estudo das interações entre o ambiente sedimentar, a coluna d'água e os organismos revela a complexa dinâmica dos ecossistemas aquáticos. A avaliação da qualidade dos sedimentos é, conseqüentemente, essencial para a compreensão dos processos que ordenam a disponibilidade e a destinação dos poluentes dispostos nos corpos hídricos, uma vez que é o compartimento preferencial de armazenamento e transformação da maioria dos poluentes lançados pelo homem. Todavia, a integração de dados tão diversos como os gerados por esforços de monitoramento ambiental é controverso e muito discutido acerca da acuracidade dos resultados dos diversos métodos que possam ser aplicados. Apesar do desenvolvimento de métodos mais completos, como as análises multivariadas (Agrupamento, PCA, etc.), ainda não se tem uma ferramenta capaz de lidar

satisfatoriamente com o amplo espectro de situações e de dados gerados em pesquisas desse tipo.

CHAPMAN et al. (1987) sugerem que os dados sejam todos tratados quantitativamente, fazendo-se a devida normalização de seus valores (parâmetros limnológicos, químicos e biológicos), através da conversão dos valores para razões de referência (RTR, do inglês *ratio to reference*), para poderem ser combinados e gerar um perfil de degradação de cada unidade amostral. Os critérios para a definição das razões de referência são baseados na suposição de que as concentrações em um ponto de coleta referência, relativamente conservado, são representativas de condições “*background*”. Os aumentos relativos das concentrações de substâncias químicas, em relação a uma média de referência de uma unidade amostral específica, são usados como evidência para considerar que essas substâncias têm origem antrópica. Devido à grande extensão dos estragos causados pelo homem ao meio ambiente, muitas vezes não existe um local relativamente livre de contaminação que possa ser usado como referência de um determinado ambiente, nesse caso a determinação de RTR pode levar em consideração os máximos valores obtidos (RTM, *ratio to maximum value*), (CHAPMAN, 1990).

Essa estratégia de estudo, foi aplicado a dados produzidos por este e por outros trabalhos para os reservatórios do Rio Tietê e para os Lagos do Sistema do vale do Rio Doce. Os valores desses parâmetros foram convertidos em razões para o valor máximo. Na tríade, propõe-se que os valores de RTR sejam transformados em três índices: toxicológico, de diversidade biológica e de contaminação. Cada índice é plotado em um eixo para a visualização e análise comparativa dos dados. No presente trabalho cada parâmetro analisado foi plotado em um eixo

separadamente, gerando um gráfico de teia, possibilitando-se analisar visualmente a influência de cada parâmetro, bem como a identificação de padrões de estabilidade comparando-se as figuras formadas ao longo de uma série histórica de dados. O cálculo da área das figuras formadas nessa abordagem pode fornecer um índice de classificação quanto impacto sofrido pelos ambientes comparados.

Essa mesma abordagem de análise já foi usada por ALMEIDA & ROCHA (2006) no estudo comparativo da qualidade do sedimento de reservatórios do Rio Tietê comparando-se os resultados dos bioensaios com concentrações de contaminantes e dados de biodiversidade desses ambientes.

As conversões dos parâmetros analisados para razões de referência e a construção dos índices da TQS são mostrados a seguir. Para o cálculo da área da figura valemo-nos das relações trigonométricas estabelecidas na figura.

Cálculo de RTM

$$\text{RTM} = V_{yi} / V_{my}$$

Integração dos valores de RTM

$$I_{\max} = \sum \text{RTM}_i / n$$

Onde:

y = variável avaliada

i = estação de coleta

V_{yi} = parâmetro y na estação i

V_{my} = valor máximo da variável

n = número de amostras

$$\sum S = \frac{\text{LadoA} \cdot \text{LadoB} \cdot \text{sen}(\alpha)}{2}$$

$$\alpha = \frac{360^\circ}{N}$$

Onde:

ΣS = área da figura

Lado A = Valor RTM

Lado B = Valor RTM

sen (α) = seno do ângulo α

N = número de parâmetros avaliados

Devido à diversidade de informações com a qual se deve lidar em estudos desse tipo é necessária uma avaliação de como os parâmetros estudados influenciam o ambiente. Nesse estudo adotou-se como referencial valores próximos de 1 como influenciando negativamente o ambiente, enquanto valores próximos de 0 seriam condições ótimas. Todavia, nem todas variáveis avaliadas comportam-se dessa forma. Para corrigir isso, nas variáveis em que altos valores significam condições favoráveis, usou-se um modificador igual a -1 , normalizando o comportamento de todas variáveis estudadas.

Os dados limnológicos e de biodiversidade dos lagos do Vale do Rio Doce foram obtidos a partir dos trabalhos de De LUCCA (2006). Os dados limnológicos e de biodiversidade dos reservatórios Três Irmãos, Nova Avanhandava, Promissão, foram retirados de FRANÇA (2006) e os dados referentes aos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga foram obtidos de SURIANI (2006).

4. Resultados

4.1 Ciclo de Vida e Balanço energético de *Chironomus xanthus*

Os resultados dos ensaios para o balanço energético de *C. xanthus* estão expressos nas figuras 8, 9, 10 e 11.

Figura 8: Variação da biomassa de *C. xanthus* nas suas diversas fases larvais.

Figura 9: Relação peso-comprimento de *C. xanthus*.

Figura 10: Curvas de crescimento (tamanho e biomassa) calculadas para *C. xanthus*.

Figura 11: Balanço energético de *C. xanthus*

As eficiências metabólicas foram calculadas a partir dos parâmetros do balanço energético C, P e R de acordo com as definições usadas por GRODZINSKI *et al.* (1975), obtendo-se os seguintes valores para *C. xanthus*:

a) Coeficiente instantâneo de eficiência de assimilação de:

$$U_i^{-1} = A / C \times 100 = 98,14 \%$$

b) Coeficiente instantâneo de utilização de energia consumida para o crescimento, ou coeficiente de produção bruta:

$$K1_i = P / C \times 100 = 14,76 \%$$

c) Coeficiente instantâneo de utilização de energia assimilada para o crescimento, ou coeficiente de produção líquida:

$$K2_i = P / A \times 100 = 15,03 \%$$

4.2 Cultivo de *Branchiura sowerbyi*.

As figuras 12 e 13 ilustram o desenvolvimento da população cultivada e o crescimento dos organismos, respectivamente. Apenas os organismos presentes no sedimento natural conseguiram sobreviver e se reproduzir.

As figuras 14 e 15 mostram *B. sowerbyi* em vista geral e em detalhe respectivamente. A Figura 16 mostra detalhes das expansões respiratórias, localizadas na região posterior do corpo.

Figura 12: Crescimento populacional de *B. sowerbyi* cultivado em laboratório em sedimento da Lagoa do Diogo e alimentado com ração Tetramin na temperatura de 24+1C,.

Figura 13: Crescimento individual médio de *B. sowerbyi* em sedimento da Lagoa do Diogo cultivado em laboratório com sedimento da Lagoa do Diogo, a 24±1°C, e alimentado com ração TetraMin. Tamanho do corpo expresso em cm.

Figura 14: Vista geral de *B. sowerbyi*

Figura 15: Vista em detalhe de *B. sowerbyi*, oriundo da Lagoa do Diogo, SP, em cultivo de laboratório

Figura 16: Detalhe das expansões respiratórias (brânquias) de *B. sowerbyi*, na porção terminal do corpo.

A partir desses resultados implementou-se um cultivo desses organismos usando como substrato o sedimento natural da lagoa do Diogo, onde foram mantidos organismos provenientes tanto do Diogo quanto do reservatório de Bariri. Essas culturas foram usadas para produzir exemplares para a realização de bioensaios.

4.3 Determinação da sensibilidade de *Branchiura sowerbyi* ao KCl.

Os resultados dos testes permitiram calcular uma CL50 (96h) da ordem de 0,36 (0,17-0,55) g/L de KCl. Para efeito de comparação a faixa de sensibilidade (96H) ao KCl para *Tubifex tubifex* (outro Oligochaeta Tubificidae) é 0,73 – 0,93 g/L de KCl (PAN – Pesticides Database, 2004) e para *Chironomus xanthus*, outro macroinvertebrado bentônico que vem sendo usado como organismo-teste, é de 2,83 - 4,1 g/L (ALMEIDA, 2002). Os resultados estão expressos na tabela 1 e na Figura 17.

Tabela 4: CL50 calculada e faixa de sensibilidade de *B. sowerbyi* para a substância cloreto de potássio (KCl).

CL50 (g/L)	Desvio padrão	Faixa de sensibilidade (g/L)
0,3645	0,0935	0,177 - 0,551

Figura 17- Faixa de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio (KCl).

4.4 Determinação de sensibilidade de *Chironomus xanthus* ao Pentaclorofenol (PCP).

A Tabela 5 mostra o valor médio calculado da CL50 e a faixa de sensibilidade. Na Figura 18 observa-se a CL50 dos testes realizados e os limites inferior e superior da faixa de sensibilidade de *C. xanthus*. A Tabela 6 mostra a faixa de sensibilidade ao PCP para outros organismos (PAN – Pesticide Database, 2004).

A CL50 (96h) calculada em testes de sensibilidade de *C. xanthus* ao metanol foi de 4,36 (2,06 - 9,26), ou seja, é necessário uma concentração de 4,36% de metanol para ser letal a 50% da população em 96 horas. A solução-estoque de 1 mg/L de PCP utilizada nos testes continha uma concentração de apenas 0,00017% de metanol, que foi considerada insuficiente para influenciar o teste.

Tabela 5: CL50 (96h) calculada e respectiva faixa de sensibilidade de *C. xanthus* para pentaclorofenol (PCP).

CL50 (mg/L)	Desvio padrão	Faixa de sensibilidade
0,111	0,015	0,082 - 0,141

Tabela 6: Faixas de sensibilidades de outros organismos para pentaclorofenol (PCP).

Organismo	Endpoint	mg/L PCP	Faixa de sensibilidade
<i>Chironomus thummi</i> (Díptera)	LC 50 (24h)	0,38	(0,29 – 0,43)
<i>Callibaetes skokianos</i> (Neuroptera)	LC 50 (96h)	1,78	(1,27 – 2,48)
<i>Aedes aegypti</i> (Díptera)	LC 50 (48h)	7,20	-----
<i>Monhystera disjuncta</i> (Nematoda)	EC 50 (96h)	2,10	(0,5 – 7,0)

Figura 18 : Faixa de sensibilidade de *C. xanthus*, oriundos dos cultivos em laboratório, ao pentaclorofenol.

4.5. Estudo comparativo dos sedimentos dos reservatórios do Rio Tiete (S.P.) e dos lagos naturais do Vale do Rio Doce (M.G.).

4.5.1 Bioensaios com amostras de sedimento.

Os resultados dos bioensaios são mostrados nas figuras 19 e 20 e indicaram toxicidade para o sedimento do reservatório de Barra Bonita, o que não aconteceu para os outros sistemas analisados. O resultado obtido nos testes com amostras provenientes do sistema de lagos do Vale do Rio Doce não indicaram toxicidade em nenhuma das amostras

Figura 19: Percentual de mortalidade e emergência de *C. xanthus* em bioensaios com amostras de sedimento dos lagos dos sistema do vale do Rio Doce em dezembro de 2002 e abril de 2003.

Figura 20: Percentual de mortalidade e emergência de *C. xanthus* em bioensaios com amostras de sedimento dos reservatórios do rio Tietê em novembro de 2002.

4.5.2 Análise Qualitativa dos Reservatórios do Tietê e dos Lagos do sistema do vale do Rio Doce.

4.5.2.1 O Sistema do vale do Rio Doce.

As figuras 21 a 29 mostram o resultado da análise comparativa entre os lagos do sistema do Vale do rio Doce.

As figuras 30 a 45 mostram os dados da caracterização limnológica das áreas amostrais.

Dezembro de 2002

Figura 21 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Carioca coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Março/Abril de 2003

Figura 22 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Carioca, coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Dezembro de 2002

Figura 23 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Verde coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Março/Abril de 2003

Figura 24 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Verde coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Dezembro de 2002

Figura 25 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Águas Claras coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Março/Abril de 2003

Figura 26 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Águas Claras coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Dezembro de 2002

Figura 27 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Almécega coletados em dezembro de 2002 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Março/Abril de 2003

Figura 28 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, proporção entre oligoquetos e quironomídeos (O/O+C), índice de estado trófico (IET), relação entre nitrogênio e fósforo totais e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento da Lagoa Almécega coletados em março de 2003 - Vale do Rio Doce (M.G.).

Figura 29 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de lagos do Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002 e novembro de 2003.

Figura 30 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 31 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 32 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 33 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Águas Claras – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 34 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 35 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 36 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 37 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de março de 2002 para a região central da Lagoa Verde – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 38 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Almécga – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 39 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Almécga – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 40 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Almécega – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 41 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Almécega – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 42 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 43 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 44 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de dezembro de 2002 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.)

Figura 45 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta de março de 2003 para a região central da Lagoa Carioca – Vale do Rio Doce (M.G.)

4.5.2.2 Os reservatórios do Rio Tietê.

As figuras 46 a 52 mostram o resultado da análise comparativa entre os lagos do sistema do Vale do rio Doce.

As figuras 53 a 64 mostram os dados da caracterização limnológica das áreas amostrais.

Figura 46 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Três Irmaos (S.P.).

Figura 47 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Nova Avanhandava (S.P.).

Figura 48 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Promissão (S.P.).

Figura 49 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Ibitinga Tiete (S.P.).

Figura 50 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Bariri (S.P.).

Figura 51 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios, realizado com amostras de sedimento do Reservatório de Barra Bonita (S.P.).

Figura 52 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de reservatórios do Rio Tiete, em novembro de 2002.

Figura 53 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Três Irmãos (S.P.).

Figura 54 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Três Irmãos (S.P.).

Figura 55 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Nova Avanhandava (S.P.).

Figura 56 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Nova Avanhandava (S.P.).

Figura 57 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Promissão (S.P.).

Figura 58 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Promissão (S.P.).

Figura 59 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Ibitinga (S.P.).

Figura 60 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Ibitinga (S.P.).

Figura 61 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Bariri (S.P.).

Figura 62 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Bariri (S.P.).

Figura 63 Perfil de pH e de condutividade (uS/cm) obtidos durante a coleta de novembro de 2002 para a região da barragem do Reservatório de Barra Bonita (S.P.).

Figura 64 Perfil de oxigênio dissolvido (mg/l) e de temperatura (°C) obtidos durante a coleta novembro de 2002 para a região da barragem do reservatório de Barra Bonita (S.P.).

4.5.2.2 Análise comparativa entre os reservatórios do Rio Tietê e os lagos do Vale do Rio Doce.

As figuras 65 a 75 mostram o resultado da análise comparativa entre os lagos do sistema do Vale do rio Doce e os Reservatórios do Rio Tietê .

Figura 65 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 66 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 67 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 68 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 69 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 70 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 71 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 72 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 73 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 74 Análise comparativa da diversidade biológica, riqueza de espécies, índice de estado trófico (IET) e resultados de emergência e mortalidade em bioensaios.

Figura 75 Áreas calculadas para as figuras geradas pelos gráficos em teia de cada ambiente amostrado no sistema de reservatórios do Rio Tiete, em novembro de 2002 e do sistema de lagos do Vale do Rio Doce, em dezembro de 2002

5. Análise e Discussão

5.1 *Branchiura sowerbyi* como organismo-teste

O cultivo de *B. sowerbyi* propiciou resultados satisfatórios, que permitiram o desenvolvimento de cultivos capazes de fornecer organismos para a realização de bioensaios.

Os testes de sensibilidade ao KCl, que foram realizados, indicam que essa espécie é sensível à essa substância de referência dentro da mesma ordem de sensibilidade que o *Tubifex tubifex*, outro Tubificideo usado em ensaios toxicológicos, sendo mais sensível que *Chironomus xanthus*, a outra espécie estudada.

5.2 Balanço energético de *Chironomus xanthus*

O uso de metodologias que permitam utilizar o balanço energético de *C. xanthus* como *endpoint* para os bioensaios pode fornecer informações importantes evidenciando impactos subletais aos organismos testes, que seriam desprezados nos métodos ecotoxicológicos tradicionais.

O cálculo das eficiências ecológicas pode prover subsídios para inferirmos o impacto de um determinado contaminante sobre o metabolismo do organismo teste. A alta eficiência de assimilação encontrada, perto de 98% é característica de organismos detritívoros, e mais ainda de organismos que estão em fase larval, pois devem acumular energia que será usada durante as drásticas transformações que ocorrem na fase de pupa (metamorfose).

5.3 Determinação de sensibilidade de *Chironomus xanthus* ao Pentaclorofenol (PCP).

Chironomus xanthus se mostrou mais sensível ao PCP do que outros organismos-testes, indicando que essa espécie tem potencial para ser usada. A faixa de sensibilidade de 0,082 a 0,141 mg/L de PCP é inferior do que as estabelecidas para *C. thummi* (0,29 a 0,43 mg/L), *Callibaetes skokianos* (1,27 a 2,48 mg/L), *M. disjuncta* (0,5 a 7,0 mg/L), outros organismos-teste usados em estudos com essa substância.

5.4 Análise da Qualidade Ambiental dos lagos naturais do Vale do Rio Doce e dos reservatórios do Rio Tiete.

Os gráficos em “teia” permitiram uma interpretação mais visual dos resultados, uma vez que cada variável avaliada pode ser analisada individualmente e comparada com o restante dos dados tanto entre os vários reservatórios estudados, quanto em um mesmo reservatório ao longo do tempo. O desenho formado por cada ambiente nos gráficos em “teia” também permite fazer inferências acerca da estabilidade dos ambientes estudados avaliando-se como e quanto o formato da figura difere ao longo do tempo, possibilitando analisar visualmente a influência de cada variável, a influência de fenômenos sazonais, bem como a identificação de padrões de estabilidade.

Esse método de análise se mostrou muito versátil, sendo possível escolhermos quais e quantos parâmetros serão avaliados, sem muitas modificações do método e dos cálculos. Fica a critério do pesquisador avaliar quais parâmetros devem ser analisados e como a variação desse parâmetro afeta o ambiente (positiva, ou negativamente).

A área do gráfico nos dá uma indicação da qualidade ambiental de cada ambiente comparativamente, as maiores áreas são indicativas de maiores impactos sofridos. O cálculo dessa variável gerou um índice comparativo de qualidade ambiental classificando os sedimentos dos ambientes estudados quanto ao grau de impacto sofridos.

Segundo essa classificação o reservatório de Barra Bonita seria o de maior impacto, seguido por Ibitinga, Três Irmãos, Promissão, Nova Avanhandava e Ibitinga. O fato do reservatório de Ibitinga ser considerado o último dos reservatórios em uma escala de degradação é uma aparente inconsistência que pode ser explicada pela alta riqueza de espécies encontrada nesse reservatório, o que diminui consideravelmente a área calculada da figura formada na análise desse reservatório. Todavia, observando-se os dados de IET e dos ensaios ecotoxicológicos, é possível inferir que este reservatório também encontra-se em condições ambientais críticas.

Entre os reservatórios do sistema Tietê o de Barra Bonita é de grande importância ecológica, justamente por ser o primeiro da série de cachoeiras. Apesar da já constatada contaminação em Barra Bonita, a partir de Ibitinga os reservatórios apresentam índices pelo menos aceitáveis, do ponto de vista da toxicologia do ambiente, embora uma análise temporal da qualidade desses ambientes indica que a qualidade ambiental vem se degradando com o tempo e com o aumento da ocupação urbana no entorno. Esse gradiente de degradação confirma o conceito de *Continuum* entre Reservatórios em Cachoeira onde os mesmos processos estão acontecendo ao longo do sistema de reservatórios. Apesar dos maiores impactos acontecerem no primeiro Reservatório, ao longo do tempo, todo o sistema será comprometido. Isso fica mais evidente quando se analisa trabalhos anteriores sobre os impactos antrópicos no sistema do Rio Tietê.

FRACÁCIO (2001), encontrou valores de concentrações de metais acima das estipuladas pela resolução CONAMA 20 para águas de classe 2 em reservatórios do Baixo Tietê. COSTA (2001) analisando a água e sedimento provenientes do reservatório de Barra Bonita constatou que os metais cádmio, manganês e cromo encontram-se em concentrações mais altas do que o limite estabelecido pelo

CONAMA. As análises realizadas no projeto QUALISED (2006) , também indicaram a contaminação por metais acima dos limites permissíveis para a coluna d'água, embora as conclusões desse projeto demonstrem que a principal substância responsável pela toxicidade presente em alguns dos reservatórios do Tietê seja a amônia resultante da decomposição de matéria orgânica oriunda dos lançamentos de esgotos domésticos. Nesse trabalho os reservatórios de Barra Bonita e Bariri foram classificados como de qualidade ruim e regular, enquanto os reservatórios a jusante de Promissão são considerados de qualidade boa e ótima

Com relação aos lagos do sistema do Vale do rio Doce, as lagoas apresentam-se ainda relativamente bem preservadas, é importante ressaltar a influência da sazonalidade do clima nesses ecossistemas, que fica evidenciado quando se analisa o formato das figuras dos gráficos em todas as duas coletas.

A lagoa Águas Claras desperta certo interesse do ponto de vista toxicológico, uma vez que na coleta de março de 2003 apresentou alguma toxicidade nos bioensaios. Acredita-se que esse resultado seja causado por fenômenos de eutrofização natural, uma vez que não há fatores de impacto significativos no entorno desse lago, todavia, mais investigações são necessárias para poder fazer essa afirmação.

6. Conclusões

Os dois organismos – teste estudados apresentaram os requisitos adequados para serem utilizados em ensaios toxicológicos, sendo de relativamente fácil cultivo em laboratório, com elevada sensibilidade a substâncias de referência e são exemplares de importantes grupos taxômicos presentes na biota bentônica de ambientes de água doce.

O cultivo de *Chironomus xanthus* mostrou-se eficiente o suficiente para produzir quantidades suficientes de organismos para testes, as modificações do método de cultivo introduzidas por ALMEIDA (2002), e adotadas nesse trabalho, não prejudicaram a produtividade das culturas.

O cultivo de *Branchiura sowerbyi* também pode ser considerado bem sucedido, sendo capaz de produzir organismos para testes sem comprometer o desenvolvimento da cultura. Cumpre ressaltar que a reprodução e o desenvolvimento de *B. sowerbyi* não é tão rápido quanto o de *C. xanthus*, assim recomenda-se um planejamento adequado de modo a sincronizar os períodos de teste com a maior disponibilidade de organismos.

O desenvolvimento de um método de análise do balanço energético de *C. xanthus* é uma importante contribuição para o estudo da biologia dessa espécie, que tem grande potencial de aplicação em análises ecotoxicológicas.

A análise comparativa da qualidade dos ambientes permitiu concluir que os lagos do Vale do Rio Doce ainda preservam sua qualidade ambiental, enquanto que nos Reservatórios do Tiete o que se observa é um gradiente de degradação, em que os reservatórios à montante são mais eutrofizados do que a jusante, o que corrobora

com a idéia de que a principal fonte poluidora do sistema Tietê são as cidades das regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas. Os reservatórios mais a jusante do Tiete já se encontram em processo de eutrofização, o que está de acordo com o conceito de *Continuum* entre Reservatórios em Cascata.

Referências Bibliográficas

AGOSTINHO A. A, (1997), Biodiversidade em águas interiores: introdução de espécies. Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia, 4: 11.

ALMEIDA, C.A. (2002) “Estudo ecotoxicológico do sedimento de represas do Rio Tietê com organismo - teste bentônico: *Chironomus xanthus* Rempel (Insecta: Diptera)”. Dissertação (mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP

ALMEIDA, C. A. & ROCHA, O. (2006), Estudo comparativo dos sedimentos dos reservatórios do rio Tietê. Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology, vol 1 nº 2, pp. 141-145, ed. RIMA, São Carlos – SP.

ASTM (2000). *Test method for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*. Philadelphia: American Society for Testing and Materials. 117 p.

BAISH, P., (1997). Geoquímica dos sedimentos do Estuário da Lagoa dos Patos. Elementos metálicos e matéria orgânica. In: Estudo de impacto ambiental do porto do Rio Grande-R.S. Relatório final. FURG. Rio Grande.R.S. 800pp.

BAUDIN, J.P. & NUCHO, R. (1992). ^{60}Co accumulation from sediment and planktonic algae by midge larvae *Chironomus luridus*. *Environment Pollution*, v.76,p.133-140.

BEVILACQUA, J.E. (1996). "Estudo sobre a caracterização e a estabilidade de amostras de sedimento do rio Tietê, S.P." São Paulo 171pp. Tese (Doutorado) Instituto de Química – USP.

.

BERGMAN, L & PUGH, D. M. eds. (1994). Environmental toxicology, economics and institutions: the atrazine case study. Kluwer Academic Publishers, v.8, pp. 1-89.

BORROR, D.J.; DeLONG, (1969). D.M. *Estudos dos insetos*. São Paulo:Edgard Blucher,. Cap. 27. p.353-411.

BRINKHURST, R.O. & JAMIESEN, B.M.G., (1971), *Aquatic Oligochaeta of the world*. Oliver and Boyd, Edinburg, 860p

BUFFON, G.L.L. (1756) *Natural History: General and Particular*. Trad. Eng. W. Creech, Edinburg. Em:Pinto-Coelho,R.M. (2000). Fundamentos em Ecologia. Porto Alegre; Artmed Editora. 252pp.

BURTON, G.A., Jr., (1995). "Laboratory-to-field extrapolations of toxicity data". In: Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton, G.A., Jr.; Cairns, J., Jr., (Ed.) *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers.

BURTON, JR., G. A., (1992) Plankton, macrophyte, fish and amphibian toxicity testing of freshwater sediments. In: BURTON, A. G. ed. *Sediment toxicity assessment*. Boca Raton: Lewis Publishers, cap. 8, p. 167-182.

BURTON, A. G.; NELSON, M. K.; INGERSOLL, C. G., (1992) *Freshwater benthic toxicity tests*. In: BURTON, JR., A. G. ed. *Sediment toxicity assessment*. Boca Raton: Lewis Publishers. cap.10, p. 213-240.

CASTELLATO, S., (1992) *Long term experiment on Branchiura sowerbyi (Oligochaeta: Tubificidae)*, Hydrobiologia 232(2): 169-172.

CASTELLATO, S., (1984) *Life cycle and karyology Branchiura sowerbyi Beddard (Oligochaeta: Tubificidae)*. Hydrobiologia 115:65-69

CASTELLATO, S. & NEGRISOLO, P. A., (1989) *Acute and cronic effects of an anionic surfactant on some freshwater Tubificidae species*. Hydrobiologia 180: 243-252.

CARSON, R., (1962) *Silent Spring*, Houghton Mifflin Company, Boston.

CESP COMPANHIA ELÉTRICA DE SÃO PAULO (1997) Hidrovia Tietê-Paraná; Hidrovia do Mercosul: Um rio de negócios. São Paulo. 25p. (Série Divulgação e Informação, 206).

CETEC. (1981). Programa de pesquisas ecológicas no Parque Estadual do Rio Doce. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 1o.Vol Relatório Final não publicado.

CETESB COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2003), Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002. Relatório da Diretoria de Controle da Poluição do Interior, CETESB, São Paulo, 274 pp.

CETESB COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2001), Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2000. Relatório da Diretoria de Controle da Poluição do Interior, CETESB, São Paulo, 213 pp.

CETESB COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1991). Água — Avaliação de toxicidade crônica, utilizando Ceriodaphnia dubia Richard 1894 (Cladocera, Crustacea) — Método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1991. 25 p. (Norma CETESB L5.022 novembro/1991).

CHAPMAN, P.M.; POWER, E.A.; BURTON JR., G.A. (1992). *Integrative assessments in aquatic ecosystems*. In: BURTON JR., G.A. (Ed.). *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, p. 313-340.

CHAPMAN, P.M. (1990). *The Sediment Quality Triad Approach to Determining Pollution-Induced Degradation*. *The Science of the Total Environment*, 97/98 (1990) 815-825. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.

CHAPMAN, P. M.; DEXTER, R. N.; LONG, E. R. (1987). *Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality Triad)*. *San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser.* v.37. pp.75-96.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). Resolução nº 357, 17 de março de 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (1986). Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983. Art 7, resolução 020, 18 de junho de 1986.

CORSON, W., 1990. Manual Global de Ecologia. São Paulo, Ed. Augustus.

COSTA, J.B., (2001) “Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento de tributários do reservatório de Barra Bonita (médio Tietê superior – SP)” São Carlos. 244pp. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

CRANSTON, P.S., (1995). Introduction. In Armitage,P.; Cranston,P.S.; Pinder,L.C.V. eds. *The Chironomidae –The biology and ecology of nonbiting midges*. London, Chapman & Hall, p1-5

DARWIN, C. (1859). *The Origin of Species by Means of Natural Selection. Modern Library* (reprint), Random House, New York. Em:Pinto-Coelho,R.M. (2000). Fundamentos em Ecologia. Porto Alegre; Artmed Editora. 252pp

De LUCCA , V. (2006) “ Caracterização limnológica e análise da comunidade bentônica sujeita à invasão por espécies exóticas, em lagos do Vale do Rio Doce, M.G., Brasil”.Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP

FAO, (2003) www.fao.org/ag/agl/aglw/aquasat/main/ United Nations Population Division World Population Prospects 1950-2050: The 2000 Revision. United Nations, New York.

FONSECA, A. L. (1997). “Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados”. São Carlos. 184pp. Tese (Doutorado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP

FONSECA, A. L.; ROCHA, O. (2004) Laboratory cultures of the native species *Chironomus xanthus* Rempel, 1939 (Diptera-Chironomidae). Acta Limnologica Brasiliensis, n. 16,v. 2, p. 153-161.

FRACÁCIO, R. (2001). “Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com *Danio rerio* (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê (S.P.)” São Carlos. 233pp. Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos - USP

FRANÇA, R. S. (2006) “A comunidade de invertebrados bentônicos nos reservatórios da Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos (baixo Rio Tietê – S.P.)”. Dissertação (mestrado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - UFSCar

GIESY, J.P.; *et al.*(1988). *Comparisson of three sediment bioassay methods using Detroit river sediments*. Environ. Toxicol. Chem. 7:483-498.

GOLDEMBERG, J. (2001). Energia, Meio Ambiente e Desenvolvimento, Ed.USP. São Paulo. 235p.

GRECCHI, R. C. (1998). Zoneamento geoambiental da região de Piracicaba-SP, com o auxílio de geoprocessamento. Dissertação de mestrado. EESC – USP, São Carlos, SP. 132p.

GLEICK, P.H. (2000). *The World's Water Resources 2000-2001*.EUA: Island Press., 2000.

GRODZINSKI, W.; KLEKOWSKI, R.Z.; DUNCAN, A. (1975) *Methods for Ecological Bioenergetics*. IBP Handbook, nº 24, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 367pp.

HAMILTON, M.A; RUSSO, R.C; THURTON, R.V (1977). "Trimed Sperman-Karber method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays." Environ.Sci.Technol.v.11, n.7, p.714-719.

JARDIM, W.F.,(1992) A contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico e industrial. *Qui. Nova*, 15:144-146.

LAWTON, J.H. (1971) *Ecological energetics studies on larvae of the damselfly *Pyrrshoma nymphula* (Sulz) (Odonata: Zygoptera)*. J. Anim. Ecol., 40: 385-419.

JÖRGENSEN, S.E. (1990); *Modelling in Ecotoxicology*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam.

JÖRGENSEN, S.E. & SVIREZHEV, Y. M. (2004). Towards a Thermodynamic Theory for Ecological Systems. Elsevier, Amsterdam, 366p.

LEE, C. M. (1980). *Aquatic toxicity seminar*. curso. São Paulo. CETESB.

LINDEGAARD, C. (1995) *Classification of water-bodies and pollution*. In Armitage,P.; Cranston,P.S.; Pinder,L.C.V. eds. *The Chironomidae –The biology and ecology of nonbiting midges*. London, Chapman & Hall, p385-404.

LONG, E.R. & CHAPMAN, P.M. (1985) *A Sediment Quality Triad: Measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound*. Mar. Pollut. Bull., v 16, n10, p 405-415.

LOVELOCK, J.E. (1979) *Gaia: A New Look at Life on Earth*. Oxford, UK. Oxford University Press.

MALTHUS, T.R. (1798). *An Essay on the Principle of Population*. (Reprint) Mcmillan, New York. Em:Pinto-Coelho,R.M. (2000). Fundamentos em Ecologia. Porto Alegre; Artmed Editora. 252pp.

MANAHAN, S.E. (1992) *Toxicological Chemistry*, 2^a ed., Boca Raton, US Lewis Publishers.

MATURAMA, H. & VARELA, F. (1980) *Autopoiesis and Cognition: The realization of the Living*. Dordrecht, Holland. Reidl & Co.

MARGULIS, L. (2001). O planeta simbiótico: Uma nova perspectiva da evolução. Rio de Janeiro, Brasil. Rocco ed. 138 pp.

MELETTI, P. C., (1997) “Avaliação da Qualidade da água e do sedimento na bacia do rio Piracicaba, SP, através de parâmetros ecotoxicológicos”, São Carlos 149pp Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

MORETTO, E. M. (2002). “Diversidade zooplantônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do vale do rio doce – MG, e suas relações com o entorno”, São Carlos 268 pp Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

MORIN, E., (1991) Introdução ao Pensamento Complexo. 17/19):

MOZETO, A. A. & PATELLA, E. (1997) Como avaliar a qualidade da água de mananciais . *Ciência Hoje*, 22(127): 16-19.

MUDROCH, A. & MACKNIGHT S.D.(1994) *Handbook of Techniques for Aquatic Sediment Sampling*. 2nd edition. Lewis Publisher.235pp.

NASCIMENTO, L. V. & SPERLING, M. V. (1998). Os padrões brasileiros de qualidade das águas e os critérios para proteção da vida aquática, saúde humana e animal. SANARE. v.10. nº 10. pp. 39-46.

ODUM, E. P., (1985) Ecologia. Interamericana, Rio de Janeiro, 434 pp.

PAN (2004) – PESTICIDES DATABASE “Chemical Toxicity Studies on Aquatic Organisms”: http://www.pesticideinfo.org/List_AquireAll.jsp?Rec_Id=PC36510.

PENNAK, R.W.; (1953) “*Freshwater Invertebrates of the United States*”, The Ronald Press Company, New York, 770 pp.

PETRERE JR., M. (1996). *Fisheries in large tropical reservoirs in South America. Lakes & Reservoirs: Research and Management* v.2, p.111-133.

PETRUSEWICZ, K. & MACFADYEN, A. (1970). *Productivity of Terrestrial Animals. Principles and Methods*. IBP Handbook no. 13, International Biological Programm, Blackwell Scientific Publications, Oxford, 190p.

PRESTON, S.; COAD. N.; TOWNSEND, J. KILLHAM, K. & PATON, G. I. (2000). *Biosensing the acute toxicity of metal interactions: are they additive, synergistic, or antagonistic?*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, v.19. Nº 3. SETAC Press. pp. 775-780.

QUALISED (2006). Métodos de coleta, análises físico-químicas e ensaios biológicos e ecotoxicológicos de sedimento de água doce. Mozeto, A.A., Umbuzeiro, G.A., Jardim, W.F., editores. São Carlos. Ed. Cubo Multimídia. 224p.

RAND, G. M. (1995). *Fundamentals of aquatic toxicology - effects, environmental fate, and risk assessment*. Florida, Ed. Taylor & Francis.

REYNOLDSON, T.B.; BAILEY, R.C.; DAY, K.E. & NORRIS, R.H., (1995). *Biological guidelines for freshwater sediment on Benthic Assesment of SedimenT (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. Austr. J. Ecol.*, 20:198-219

SEMA - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (1999). Perfil Ambiental do estado de São Paulo, CD-ROM.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS, SANEAMENTO E OBRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (2001). Bacias Hidrográficas. <http://www.rekursoshidricos.sp.gov.br/> (23/05/2001).

SETTI, A.A. (1996). A necessidade do uso sustentável dos recursos hídricos. IBAMA, Brasília. Em: Moretto, E. M. (2002). “Diversidade zooplancônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do vale do rio doce – MG, e suas relações com o entorno”, São Carlos 268 pp Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos – USP.

SOARES, A. & MOZETO A. A., (2006) *Water quality in the Tietê river reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP-Brazil) and nutrient fluxes across sediment-water interface (Barra Bonita). Acta Limnol. Bras.*, 18(3): 247-266.

STRIXINO, S., (1980) Estudos sobre a fecundidade de *Chironomus sancarlensis* sp (Diptera: Chironomidae). São Paulo 157p. Tese (doutoramento) – Universidade Federal de São Carlos.

STRIXINO, T.S. & STRIXINO G., (1982) Ciclo de vida de *Chironomus sancticaroli* Strixino & Strixino, (Diptera: Chironomidae). *Revta. Bras. Ent.* 26(2):183-189

SURIANI, A. L.; (2006) “A estrutura da comunidade de macro-invertebrados bentônicos das represas do médio Tietê (SP), com ênfase nas espécies exóticas *Melanoides tuberculata* (Gastropoda) e *Corbicula fluminea* (Bivalvia)”. Dissertação (mestrado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - UFSCar

TAVARES, K.S. (2007) “Caracterização limnológica e inventário de diversidade das comunidades de macrófitas em cinco lagoas tropicais: composição florística, biomassa e invertebrados associados”. Tese (doutorado). Centro de Ciências Biológicas e da Saúde - UFSCar

THORP, J.H. & COVICH, A.P.; (1991) “North American Freshwater Invertebrates”, Academic Press Inc., San Diego 912pp.

TODD, J. (1984) *The Practice of Stewardship*. In: Jackson, W.; Berry, W. & Coleman, B. (org.) *Meeting the expectations of the land*. San Francisco, North Point Press, Capítulo 12.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (1992). Chemical pollution: a global overview. Geneva, 105p.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2000). USEPA/600/R-94/064. *Methods for measuring toxicity and bioaccumulation of*

sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Washington, D. C., 192 p..

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1993).
USEPA/600/4-90/027f. *Methodos for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms*. Cincinnati, Ohio, 273 pp.

WEBER, P. S.; (1998) Água, o ouro do século XXI. SANARE. v.10. nº 10. P. 39-46.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION, (2002). *The World Health Report*. Suíça, Genebra.

WWF (2006). World Wildlife Foundation Relatório Planeta Vivo 2006
http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/meio_ambiente_brasil/clima/mudancas_climaticas_publicacoes/index.cfm?uNewsID=4420

Anexos

Anexo I

Tabela 7: Valores de emergência, porcentagem de emergência, mortalidade, porcentagem de mortalidade, índice de diversidade de Shannon, índice de riquezas de espécies e índice de estado trófico dos lagos do Sistema do Rio Doce nas coletas de dezembro de 2002 e Março de 2003 (dados limnológicos e de biodiversidade em De LUCCA, 2006).

Vale do Rio Doce		Dez/02	emerg.	% emerg	mort.	% mort	%sobrev	diversidade	Riqueza	IET
Carioca	meio		15	100	0	0	100	2.42	18	44
	margem		15	100	0	0	100			
verde	meio		15	100	0	0	100	2.76	15	37
	margem		15	100	0	0	100			
A. claras	meio		15	100	0	0	100	1.01	11	41
	margem		15	100	0	0	100			
Almecega	meio		15	100	0	0	100	2.08	23	38
	margem		15	100	0	0	100			

Vale do Rio Doce		Mar/03	emerg.	% emerg	mort.	% mort	%sobrev	diversidade	Riqueza	IET
Carioca	meio		15	100	0	0	100	2.84	20	49
	margem		15	100	0	0	100			
verde	meio		15	100	0	0	100	2.71	18	35
	margem		15	100	0	0	100			
A. claras	meio		15	100	0	0	100	1.05	10	39
	margem		15	100	0	0	100			
Almecega	meio		15	100	0	0	100	2.09	18	39
	margem		15	100	0	0	100			

Tabela 8: Valores de emergência, porcentagem de emergência, mortalidade, porcentagem de mortalidade, índice de diversidade de Shannon, índice de riquezas de espécies e índice de estado trófico dos reservatórios do Rio Tiete na coleta de novembro de 2002 (Dados Limnológicos e de Biodiversidade em FRANÇA, 2006 e SURIANI, 2006).

Reservatórios do Tietê		nov/02							
		emerg.	%emerg	mort	% mort	% sobreviv	diversidade	riqueza	IET
Três Irmãos	bar	14.00	70	1.00	5.00	95	0.172	15	56.2
	meio	13.00	65	1.00	5.00	95			
N	bar	10.00	50	4.00	20.00	80	0.333	24	55
Avanhandava	meio	8.00	40	2.00	10.00	90			
Promissão	bar	11.00	55	2.00	10.00	90	0.476	22	55.6
	meio	10.00	50	4.00	20.00	80			
Ibitinga	bar	14.00	70	0.00	0.00	100	0.67	25	53.6
	meio	12.00	60	1.00	5.00	95			
Bariri	bar	12.00	60	4.00	20.00	80	0.957	29	58.7
	meio	10.00	50	4.00	20.00	80			
Barra Bonita	bar	11.00	55	2.00	10.00	90	0.677	21	66
	meio	6	30	9	45	55			

Anexo II

Tabela 9: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Águas Claras localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002.

Águas Claras		dez/02		
Prof. (m)	pH	cond	OD	temp
0	6.52	26	6.99	27.8
0.5	5.87	26	6.9	28
1	5.69	25	6.53	28
1.5	5.75	25	6.7	28.1
2	5.8	25	6.9	28.1
2.5	5.48	25	6.93	28.1
3	5.75	25	6.68	28.1
3.5	5.86	25	6.76	28.1
4	5.5	25	6.97	28.1
4.5	5.55	25	6.63	28.1
5	5.55	25	6.65	28.1
5.5	5.43	26	6.34	28.1
6	5.75	26	0.1	27
6.5	5.19	32	0	26.3
7	4.87	44	0	25.8
7.5	4.87	56	0	25.4
8	4.89	64	0	25.3
8.5	4.98	74	0	24.6

Tabela 10: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Águas Claras localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2002.

Águas Claras		mar/03		
Prof. (m)	pH	cond	OD	temp
0	6.48	31	6.42	30.9
0.5	6.06	31	6.48	30.9
1	6.45	31	6.5	30.9
1.5	6.2	31	7.02	31
2	6.14	31	6.9	31
2.5	6.19	31	6.65	31
3	6	31	6.5	31
3.5	5.54	31	6.66	31
4	5.72	31	6.75	31.1
4.5	5.72	31	5.44	30.8
5	5.76	31	4.41	30.4
5.5	5.24	30	2.49	30
6	5.1	30	0.1	29.5
6.5	4.96	33	0	28.5
7	4.96	68	0	27.8
7.5	5.26	87	0	27.2
8	5.44	102	0	26.4
8.5	5.55	119	0	26

Tabela11: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Almécega localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002.

Almécega	dez/02			
Prof. (m)	pH	cond	OD	temp
0	6.02	26	5.79	28
0.5	6	26	5.81	28
1	5.9	26	5.93	28.1
1.5	5.89	26	5.91	28.1
2	5.3	26	5.93	28.1
2.5	5.29	26	5.83	28.1
3	5.29	26	5.9	28.1
3.5	5.78	26	5.76	28.1
4	5.85	26	5.88	28.1
4.5	5.85	26	5.41	28.1
5	5.68	26	5.88	28.2
5.5	5.77	26	5.77	28.2
6	5.84	26	5.77	28.2
6.5	5.83	26	5.6	28.2
7	5.85	26	5.67	28.2
7.5	5.82	26	5.6	28.2
8	5.47	26	0	28.2

Tabela 12 : Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Almécega localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003.

Almécega mar/03				
Prof. (m)	pH	cond	OD	temp
0	7.14	32	7.05	30.9
0.5	7.12	32	6.81	30.9
1	6.68	32	7.03	31
1.5	6.75	32	7.15	31
2	6.8	32	6.59	31
2.5	6.84	32	6.92	31
3	6.8	32	7.35	31
3.5	6.78	32	7.25	31
4	6.81	32	6.81	31
4.5	6.83	32	6.98	31
5	6.87	32	7.11	31
5.5	6.85	32	6.67	31
6	6.83	32	5.43	30.8
6.5	6.69	32	3.47	30.6
7	6.45	33	2.91	30.5
7.5	6.13	34	1.99	30.4
8	5.88	35	1.7	30.4

Tabela13 : Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Verde localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002.

Verde	dez/02				
Prof. (m)	pH	cond	OD	temp	
0	5.19	22	6.31	29.4	
0.5	5.4	22	6.41	29.3	
1	4.95	22	6.14	29.3	
1.5	5.09	22	6.32	29.2	
2	4.69	22	6.02	29.2	
2.5	4.94	22	6.3	29.2	
3	4.91	22	6.09	29.2	
3.5	4.84	22	5.98	29.2	
4	5.05	22	6.3	29.2	
4.5	5.07	22	6.13	29.1	
5	5.15	22	5.83	29.1	
5.5	5	22	5.73	29.1	
6	5.13	22	5.92	29.1	
6.5	5.08	22	4.8	29	
7	4.84	22	1.06	28.6	
7.5	4.37	23	0	27.8	

Tabela14: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Verde localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003.

Verde Prof. (m)	mar/03 pH	cond	OD	temp
0	5.8	26	6.64	31.5
0.5	5.91	26	6.87	31.4
1	6.06	26	7.04	31.4
1.5	6.06	26	7.2	31.3
2	6.1	26	7.27	31.5
2.5	6.11	27	7.01	31.5
3	6.14	26	6.98	31.4
3.5	6.25	26	7.26	31.4
4	6.19	27	7.41	31.5
4.5	6.25	26	7.46	31.5
5	6.17	27	6.47	31.4
5.5	6.15	27	6.22	31.3
6	6.08	26	6.13	31.2
6.5	5.94	27	4.22	30.9
7	5.81	28	2.02	30.8
7.5	5.64	30	0	30.5

Tabela 15: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Carioca localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em dezembro de 2002.

Carioca dez/02					
Prof.					
(m)	pH	cond	OD	temp	
0	5.55	20	6.12	28.9	
0.5	5.4	20	6.03	28.9	
1	5.68	20	6.36	28.9	
1.5	5.8	20	6.03	28.8	
2	5.2	20	5.81	28.4	
2.5	5.28	20	5.46	28	
3	5.62	20	4.87	27.9	
3.5	5.49	20	4.54	27.8	
4	5.55	20	3.26	27.7	
4.5	5.47	26	0.32	27	
5	5.05	33	0	25.9	
5.5	5.35	63	0	25	
6	5.66	66	0	24.2	
6.5	5.79	67	0	23.6	
7	5.71	72	0	23.2	
7.5	5.03	75	0	23	
8	5.63	76	0	22.9	
8.5	5.65	77	0	22.9	
9	5.59	78	0	22.9	

Tabela 16: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade da Lagoa Carioca localizada no Vale do Rio Doce (M.G.), em março de 2003.

Carioca mar/03					
Prof.					
(m)	pH	cond	OD	temp	
0	7.05	21	6.72	30.1	
0.5	6.97	21	6.72	30.1	
1	6.73	21	6.91	30.1	
1.5	6.64	21	6.71	30.1	
2	6.29	21	6.49	30.1	
2.5	6.33	21	6.51	30.1	
3	6.23	21	5.64	30	
3.5	5.78	19	3.48	29.4	
4	5.31	20	0	28.5	
4.5	5.02	48	0	27.4	
5	5.35	58	0	26.9	
5.5	5.27	61	0	26.1	
6	5.34	70	0	25.4	
6.5	5.35	79	0	24.9	
7	5.36	88	0	24.5	
7.5	5.33	93	0	24.2	
8	5.33	98	0	23.9	
8.5	5.32	100	0	23.7	
9	5.33	100	0	23.6	

Tabela 17: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Três Irmãos localizado no sistema de cachoeiras do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Três Irmãos

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	0	133	7.1	26.4
1	7.19	133	7.6	26.4
2	7.23	133	7.57	26.3
3	7.24	133	7.48	26.2
4	7.26	133	7.6	26.2
5	7.32	133	7.59	26.2
6	7.42	133	7.29	26.2
7	7.47	133	7.45	26.2
8	7.51	133	7.4	26.2
9	7.48	133	7.39	26.2
10	7.45	133	7.38	26.1
11	7.37	133	7.77	26.1
12	7.49	133	7.33	26.1
13	7.52	134	7.2	26.1
14	7.52	134	7.12	26.1
15	7.47	134	7.24	26.1
16	7.41	134	6.94	26
17	7.43	134	6.8	26
18	7.45	134	6.71	25.9
19	7.47	134	6.43	25.8
20	7.48	135	6.27	25.7
21	7.48	135	5.95	25.6
22	7.48	135	5.91	25.5
23	7.48	136	5.54	25.1
24	7.47	137	5.29	25
25	7.46	137	5.39	25
26	7.46	137	5.35	25
27	7.42	137	5.08	24.9
28	7.34	138	5.05	24.8
29	6.65	138	4.97	24.8
30	6.64	138	4.68	24.7

Tabela 18: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Nova Avanhandava localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Nova Avanhandava

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	7,35	163	10,59	26,6
1	7,2	163	9,9	26,4
2	7,15	163	9,71	26,3
3	7,14	162	9,4	26,2
4	7,08	162	9,11	26,1
5	6,98	162	8,74	26
6	6,95	162	8,61	26
7	6,91	162	8,48	26
8	6,9	162	8,35	25,9
9	6,86	163	8,22	25,9
10	6,81	163	8,08	25,9
11	6,79	163	7,97	25,8
12	6,77	163	7,89	25,8
13	6,75	163	7,8	25,8
14	6,71	163	7,69	25,7
15	6,69	163	7,59	25,7
16	6,64	163	7,35	25,5
17	6,61	163	7,17	25,5
18	6,57	163	7,02	25,4
19	6,54	164	6,75	25,3
20	6,49	164	6,53	25,1
21	6,45	164	6,31	25
22	6,42	164	6,14	25
23	6,38	164	5,88	24,8

Tabela 19: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Promissão localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Promissão

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	9,59	134	9,36	28,8
1	9,9	133	10,1	27,5
2	10	133	10,31	26,6
3	9,93	134	10,29	26,2
4	9,22	134	9,19	26
5	8,77	134	8,92	25,9
6	9,01	134	8,49	25,8
7	8,71	134	8,07	25,7
8	8,45	135	8,13	25,6
9	8,4	134	8	25,6
10	8,38	135	8,01	25,5
11	8,23	135	7,47	25,4
12	8,3	135	7,41	25,2
13	8,1	135	6,73	25
14	8,23	135	6,51	24,9
15	7,93	135	6,48	24,9
16	7,89	135	6,33	24,9
17	8,1	135	6,36	24,9
18	7,84	135	6,24	24,9
19	7,74	136	5,65	24,8
20	7,69	136	4,94	24,7
21	7,66	137	4,86	24,7

Tabela 20: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Ibitinga localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Ibitinga

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	10,02	220	11,24	27,2
1	9,95	220	11,38	27,2
2	9,85	219	10,77	26,7
3	9,49	219	9,21	26,4
4	9,18	219	9	26,2
5	9,48	219	8,76	26
6	9,07	219	7,74	25,5
7	8,99	219	6,53	25,2
8	8,64	219	6,75	25,1
9	9,14	220	6,11	25
10	8,48	220	5,77	24,9
11	8,55	221	5,4	24,7
12	8,4	222	5,49	24,6
13	8,31	222	5,13	24,6
14	8,19	222	4,95	24,6
15	8,24	222	5,01	24,6
16	8,34	223	5,16	24,6
17	8,48	221	4,22	24,5
18	8,58	222	4,46	24,5
19	7,61	221	3,71	24,5
20	7,87	221	2,36	24,4
21	7,81	222	1,24	24,4
22	7,77	222	0,92	24,4

Tabela 21: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Bariri localizado no sistema de cascatas do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Bariri

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	10,06	266	13,01	28,1
1	10,22	266	13,43	27
2	10,28	265	12,49	26,5
3	10,1	265	11,69	26,5
4	10,17	264	10,02	26
5	9,96	265	8,51	25,8
6	9,53	266	7,16	25,5
7	9,26	266	6,13	25,3
8	9,04	266	5,55	24,9
9	8,92	266	5,51	24,8
10	8,81	267	5,3	24,7
11	8,71	267	5,03	24,6
12	8,67	267	4,75	24,5
13	8,59	268	3,78	24,2
14	8,46	269	3,33	24,1
15	8,67	269	3,33	24,1
16	8,41	270	3,13	24
17	8,34	270	2,9	23,9
18	8,32	272	2,05	23,8
19	8,43	272	1,58	23,8
20	8,16	272	1,52	23,7
21	8,16	273	1,48	23,7

Tabela 22: Perfil de caracterização limnológica com valores de potencial hidrogênionico (pH), condutividade (cond) oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (temp), em função de profundidade do reservatório Barra Bonita localizado no sistema de cachoeiras do Rio Tietê (M.G.), em novembro de 2002.

Barra Bonita

Prof.	pH	condutividade	OD	Temp
0	10,25	294	13,27	27,6
1	10,26	293	12,59	27,3
2	10,17	292	11,6	26,8
3	9,88	292	8,09	25,4
4	9,51	292	7,75	25
5	9,46	293	6,9	24,9
6	9,28	294	6,4	24,7
7	9,26	294	5,74	24,6
8	9,07	294	5,05	24,4
9	9,06	295	4,71	24,3
10	9,15	295	3,69	24
11	9,03	295	2,84	23,8
12	8,84	295	2,77	23,7
13	8,82	296	2,3	23,6
14	8,94	296	1,93	23,5
15	8,96	296	1,63	23,5
16	9,03	296	1,42	23,4
17	9,08	296	1,35	23,4
18	9,14	296	1,23	23,4

ANEXO III

Tabela 23: Relação Peso Comprimento de *C. xanthus* para o instar 1

instar 1	tam x 83,33 um		peso seco	
			Cheio	vazio (g)
1	10	833.3	0.0135	0.0135
2	10	833.3		
3	11	916.63		
4	9	749.97		
5	10	833.3		
6	11	916.63		
7	9	749.97		
8	9	749.97		
9	11	916.63		
10	10	833.3		
11	10	833.3		
12	10	833.3		
13	10	833.3		
14	10	833.3		
15	11	916.63		
16	9	749.97		
17	10	833.3		
18	11	916.63		
19	11	916.63		
20	11	916.63		
21	10	833.3		
22	11	916.63		
23	9	749.97		
24	9	749.97		
25	10	833.3		
26	10	833.3		
27	10	833.3		
28	9	749.97		
29	10	833.3		
30	11	916.63		
soma	302	25165.66		
média	10.06667	838.8553		

Tabela 24: Relação Peso Comprimento de *C. xanthus* para o instar 2

instar 2			peso seco		
	tam x 166,66 um		cadinho	Cheio	vazio (g)
1	25	4166.5	53	0.0604	0.0596
2	18	2999.88			
3	15	2499.9			
4	15	2499.9			
5	25	4166.5			
6	15	2499.9			
7	18	2999.88			
8	16	2666.56			
9	15	2499.9			
10	17	2833.22			
11	21	3499.86			
12	14	2333.24			
13	15	2499.9			
14	15	2499.9			
15	22	3666.52			
16	15	2499.9			
17	25	4166.5			
18	10	1666.6			
19	15	2499.9			
20	24	3999.84			
21	30	4999.8			
22	15	2499.9			
23	12	1999.92			
24	30	4999.8			
25	17	2833.22			
26	20	3333.2			
27	21	3499.86			
28	18	2999.88			
29	26	4333.16			
30	24	3999.84			
soma	568	94662.88			
média	18.93333	3155.429			

Tabela 25: Relação Peso Comprimento de *C. xanthus* para o instar 3

instar 3			peso seco			
	tam x166,66 um			Cadinho	cheio	vazio (g)
1	40	6666.4				
2	35	5833.1	6944.167	16	0.0161	0.0138
3	50	8333				
4	55	9166.3				
5	48	7999.68	7833.02	10	0.022	0.0215
6	38	6333.08				
7	55	9166.3				
8	38	6333.08	7388.593	12	0.0203	0.0198
9	40	6666.4				
10	50	8333				
11	50	8333	8055.233	13	0.024	0.0237
12	45	7499.7				
13	40	6666.4				
14	43	7166.38	6833.06	39	0.0252	0.0248
15	40	6666.4				
16	45	7499.7				
17	45	7499.7	7666.36	6	0.0193	0.019
18	48	7999.68				
19	50	8333				
20	43	7166.38	7333.04	9	0.0279	0.0278
21	39	6499.74				
22	50	8333				
23	45	7499.7	8055.233	16	0.0312	0.0304
24	50	8333				
25	40	6666.4				
26	40	6666.4	6555.293	14	0.0358	0.0356
27	38	6333.08				
28	35	5833.1				
29	45	7499.7	6944.167	32	0.0276	0.0273
30	45	7499.7				
soma	1325	220824.5				
média	44.16667	7360.817				

Tabela 26: Relação Peso Comprimento de *C. xanthus* para o instar 4

instar 4				peso seco		
tam x 166,66um				Cadinho	cheio	vazio (g)
1	55	9166.3				
2	65	10832.9	9999.6	83	0.0246	0.0228
3	60	9999.6				
4	65	10832.9				
5	55	9166.3	10277.37	5	0.031	0.0293
6	65	10832.9				
7	55	9166.3				
8	60	9999.6	9610.727	11	0.0419	0.0407
9	58	9666.28				
10	60	9999.6				
11	65	10832.9	10555.13	8	0.0282	0.027
12	65	10832.9				
13	65	10832.9				
14	60	9999.6	10277.37	49	0.036	0.029
15	60	9999.6				
16	58	9666.28				
17	62	10332.92	9999.6	34	0.0353	0.0337
18	60	9999.6				
19	60	9999.6				
20	63	10499.58	10055.15	4	0.0328	0.0317
21	58	9666.28				
22	60	9999.6				
23	60	9999.6	9999.6	41	0.0546	0.0529
24	60	9999.6				
25	61	10166.26				
26	58	9666.28	9666.28	17	0.0378	0.0365
27	55	9166.3				
28	60	9999.6				
29	65	10832.9	10166.26	71	0.0271	0.0257
30	58	9666.28				
soma	1811	301821.3				
média	60.36667	10060.71				

Tabela 27: Relação Peso Comprimento de *C. xanthus* para a fase de pupa

pupa			peso seco		
	tam x166,66 um		cadinho	Cheio	vazio (g)
1	40	6666.4			
2	35	5833.1	37	0.0204	0.0188
3	37	6166.42			
4	40	6666.4			
5	40	6666.4	51	0.0314	0.0295
6	35	5833.1			
7	35	5833.1			
8	35	5833.1	18	0.0303	0.0293
9	40	6666.4			
10	35	5833.1			
11	37	6166.42	60	0.0257	0.0244
12	35	5833.1			
13	35	5833.1			

Anexo IV

Tabela 28 – Resultado do teste sensibilidade de *C. xanthus* ao Metanol.

% diluição	24h	48h	72h	96h
0,03	1	0	0	0
0,1	0	0	0	0
1	0	0	1	1
5	0	1	2	1
10	3	0	2	1
25	10	x	X	x
CL(50)	4,36 (2,06 - 9,26)			

Tabela 29 – Resultado do teste de sensibilidade de *C. xanthus* ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 4/5/2004 (teste 1).

mg/L	24h	48h	72h	96h	% total mortalidade
0,1	0	0	5	3	80
0,25	10	X	X	X	100
0,5	10	X	X	X	100
0,75	10	X	X	X	100
Controle	0	0	1	1	20
CL (50)	< 0,25	< 0,25	0,1	< 0,1	

Tabela 30 – Resultado do teste de sensibilidade de *C. xanthus* ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 13/9/2004 (teste 2).

mg/L	24h	48h	72h	96h	%mortalidade
0,1	0	1	3	1	50
0,15	0	1	3	2	60
0,2	0	1	4	2	70
0,25	0	3	5	2	100
controle	0	0	1	1	20
CL (50)			0,1896 (0,13-0,28)	0,1 not reliable	

Tabela 31 – Resultado do teste de sensibilidade de *C. xanthus* ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 28/9/2004 (teste 3).

mg/L	24h	48h	72h	96h	% mortalidade
0,05	0	0	1	1	20
0,1	0	0	1	2	30
0,15	0	2	2	1	50
0,2	0	2	5	2	90
controle	0	2	0	0	20
controle + 0,03% metanol	1	0	0	0	10
CL(50)			0,164 (0,12 - 0,23)	0,1305 (0,09 - 0,19)	

Tabela 32 – Resultado do teste de sensibilidade de *C. xanthus* ao PentaCloroFenol (PCP), realizado em 28/9/2004 (teste 4).

Mg/L	24h	48h	72h	96h	% mortalidade
0,05	0	0	0	1	10
0,1	0	0	2	2	40
0,15	0	1	1	3	50
0,2	0	3	5	2	100
controle	0	2	0	0	20
controle + 0,03% metanol	1	0	0	0	10
CL(50)			0,1732 (0,16 - 0,19)	0,1168 (0,09 - 0,15)	

Tabela 33 – Resultados dos testes de sensibilidade de *C. xanthus* ao PCP, e a faixa de sensibilidade calculada.

Testes	CL50 (96h) mg/L
1	0,1
2	0,1
3	0,1305
4	0,1168
CL (50) 96h média	0,111825
Desvio Padrão	0,015
faixa de sensibilidade (mg/L)	
0,08	0,14

Anexo V

Tabela 34 – Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio realizados em 1/3/2004.

	N0	N+24h	N+48h	N+72h	N+96h	% mortalidade
controle	4	0	0	0	0	0
g/L						
0,25	4	0	0	0	0	0
0,35	4	2	0	0	1	75
0,5	4	2	0	1	1	100
0,6	4	4	x	x	x	
CL 50		0,4 (0,32-0,50)	0,4 (0,32-0,50)	0,37 (0,31-0,46)	0,32 (0,28-0,37)	

Tabela 35 – Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio realizados em 26/2/2004.

	N0	N+24h	N+48h	N+72h	N+96h	% mortalidade
controle	4	0	0	0	0	0
g/L						
0,1	4	0	0	0	0	0
0,25	4	0	0	0	0	0
0,5	4	2	1	1x		100
1	4	4	x	x	x	100
CL 50		0,4 (0,35-0,71)	0,4 (0,31-0,57)	not reliable	0,35	0,35

Tabela 36 – Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio realizados em 10/6/2004

	N0	N+24h	N+48h	N+72h	N+96h	% mortalidade
controle	4	0	0	0	0	0
g/L						
0,1	4	0	0	0	0	0
0,25	4	0	0	0	0	0
0,5	4	2	2X	x		100
0,75	4	4	x	x	x	100
CL 50		0,465 (0,35-0,61)	0,5 not reliable	0,5	0,5	

Tabela 37 – Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao cloreto de potássio realizados em 9/8/2004

	N0	N+24h	N+48h	N+72h	N+96h	% mortalidade
controle	4	0	0	0	0	0
g/L						
0,1	4	0	0	0	0	0
0,25	4	0	0	0	1	10
0,5	4	1	1	2X		100
0,75	4	4	x	x	x	100
CL 50		0,533	0,465	0,3535	0,289	
		(0,42-0,68)	(0,35-0,61)	not reliable	not reliable	

Tabela 38 – Resultados dos testes de sensibilidade de *B. sowerbyi* ao KCl, e a faixa de sensibilidade calculada.

Testes	g/L
1	0,35
2	0,32
3	0,5
4	0,289
CL(50) 96 média	0,27725
Desvpad	0,114
faixa de sensibilidade	
0,05	0,50