

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR  
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**TOXICIDADE DO EFLUENTE DE UMA FAZENDA DE CULTIVO DE  
CAMARÃO MARINHO *Litopenaeus vannamei* E DO METABISSULFITO DE  
SÓDIO EM JUVENIS DE *Mysidopsis juniae*.**

**JANISI SALES ARAGÃO**

**Fortaleza  
2006**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR - LABOMAR**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS MARINHAS TROPICAIS**

**TOXICIDADE DO EFLUENTE DE UMA FAZENDA DE CULTIVO DE CAMARÃO**  
**MARINHO *Litopenaeus vannamei* E DO METABISSULFITO DE SÓDIO EM JUVENIS DE**  
*Mysidopsis juniae.*

**JANISI SALES ARAGÃO**

Dissertação apresentada ao  
Mestrado em Ciências Marinhas  
Tropicais do Instituto de Ciências  
do Mar da Universidade Federal  
do Ceará, como requisito parcial à  
obtenção do título de MESTRE.

Orientadora: Profa. Dra. LETÍCIA VERAS COSTA LOTUFO

Fortaleza  
2006

Esta dissertação foi submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Ciências Marinhas Tropicais outorgado pela Universidade Federal do Ceará, e encontra-se à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade.

A citação de qualquer trecho dessa dissertação será permitida, desde que seja de conformidade com as normas da ética científica.

---

Janisi Sales Aragão

Dissertação aprovada em \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_

---

Profa. Dra. Leticia Veras Costa Lotufo  
Orientadora

---

Profa. Dra. Teresa Cristina Vasconcelos Gesteira

---

Prof. Dr. Denis Moledo de Souza Abessa

Aos meus pais Humberto e Joana, por absolutamente tudo o que fizeram por mim até hoje. Eu amo vocês!!!

**Dedico**

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora Letícia Veras, sinceramente não sei qual palavras usar para agradecer esses dois anos de convivência. Mas vamos lá... carinho, atenção, amizade, paciência, ensinamentos, principalmente na área de ecotoxicologia, hoje sei que não poderia ter feito escolha melhor. Obrigada de coração!!!

Ao Daniel Lustosa, pela imensurável ajuda para a realização deste trabalho, desde a “liberação” da fazenda até a “trabalhosa” coleta do material e principalmente pelo incentivo insistente para que eu fizesse o mestrado. Obrigada por ter insistido. Amo tu de verdade!!!

Aos meus novos e queridos amigos da Ecotox pela ajuda e horas de risos: Jeamyllie (pingüim e companheira de farras, brigada pela força), Carol (pela grande ajuda nesse trabalho e em outros), Marcionília (minha nova prima, a qual tive o enorme prazer de conhecer), e aos homens desse laboratório: Wilson, Diego Coelho, Diego Pinheiro, Sidarta e David (valeu pelos os misis), vocês são umas figuras.

Aos colegas de turma: Dani, Aline (Piauí), Rossana, Odete, João, Graça, Manuel, Tatiana, Alexandra, Ítalo, Renata (Sobral) e em especial Fátima (Cris), Stock (Renata) e Pink (Gardenny), muito obrigada pelas horas de desabafo e carinho de vocês.

As reginetes: Gleire (amiga de ontem e sempre), Anahy (companheira e amigona), Karlinha, Danny, Walesca, Susy, Norma, Osca e a professora Regine Vieira, por me deixarem fazer sempre parte desse laboratório (Microbiologia), principalmente na hora do almoço e do lanche, hehehehehe!!!

A professora Teresa Cristina, pela atenção e carinho em todos esses anos.

Ao Francisco de Assis Pereira (Fran), meu eterno agradecimento a sua amizade e carinho.

Ao Buda pela ajuda nas configurações, chocolates, abraços, massagens....

À Rosângela pelas ajudas e paciência comigo. Um Beijo!!!

A FUNCAP pela concessão da bolsa de estudo durante o curso.

A todos que fazem parte dessa Instituição...Obrigada LABOMAR!!!

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	v
LISTA DE ANEXOS.....	viii
RESUMO	
ABSTRACT	
<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Produção mundial e nacional da carcinicultura.....</b>	<b>1</b>
<b>1.2. Cultivo de camarão.....</b>	<b>2</b>
1.3. Impactos da carcinicultura.....	5
1.3.1. efluentes.....	7
1.3.2. Metabissulfito de sódio.....	8
<b>1.4. Testes ecotoxicológicos.....</b>	<b>10</b>
<b>1.5. Misidáceos.....</b>	<b>11</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1. Objetivo Geral.....	14
2.2. Objetivos específicos.....	14
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>15</b>
<b>3.1. Equipamentos.....</b>	<b>15</b>
<b>3.2. Reagentes.....</b>	<b>15</b>
<b>3.3. Soluções-estoque.....</b>	<b>15</b>
<b>3.4. Área de Estudo.....</b>	<b>16</b>
<b>3.5. Coleta de água.....</b>	<b>17</b>
<b>3.6. Determinação dos parâmetros físico-químicos das amostras.....</b>	<b>18</b>
<b>3.7. Ajuste da salinidade.....</b>	<b>19</b>
<b>3.8. Validação dos ensaios.....</b>	<b>19</b>
<b>3.9. Organismo teste.....</b>	<b>20</b>
3.9.1. Condições de cultivo e manutenção dos misidáceos.....	20
3.9.2. Eclosão dos cistos de <i>Artemia sp.</i> para alimentação.....	21

<b>3.10. Avaliação da toxicidade.....</b>	<b>22</b>
3.10.1. <i>Experimentos com as amostras ambientais.....</i>	22
3.10.2. <i>Experimentos com o metabissulfito de sódio.....</i>	23
<b>3.11. Análise estatística.....</b>	<b>25</b>
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>26</b>
<b>4.1. Validação dos testes.....</b>	<b>26</b>
<b>4.2. Avaliação das amostras ambientais.....</b>	<b>26</b>
4.2.1. <i>Parâmetros físico-químicos.....</i>	26
4.2.2. <i>Nutrientes.....</i>	29
4.2.2. <i>Toxicidade.....</i>	30
<b>4.3. Avaliação do Metabissulfito de sódio.....</b>	<b>33</b>
4.3.1. <i>Parâmetros físico-químicos.....</i>	33
4.3.2. <i>Toxicidade.....</i>	34
<b>5. DISCUSSÃO.....</b>	<b>41</b>
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>52</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>53</b>
<b>8. ANEXOS.....</b>	<b>59</b>

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1.	Resumo das condições de cultivo dos misidáceos <i>Mysidopsis juniae</i> .....	22
Tabela 2.	Resumo das condições do teste de toxicidade aguda para <i>Mysidopsis juniae</i> .....	24
Tabela 3.	Valores de nutrientes da água do canal de abastecimento, viveiro 04 e viveiro 06, para os meses de agosto e novembro fornecidos pela fazenda.....	29
Tabela 4.	Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) da comporta de abastecimento, após 96 de exposição.....	31
Tabela 5.	Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) da comporta de drenagem, após 96 de exposição.....	32
Tabela 6.	Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) do metabissulfito de sódio, após 96 de exposição.....	34
Tabela 7.	Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) do metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas, após 96 de exposição.....	35
Tabela 8.	Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) do metabissulfito de sódio aerado por 24 horas, após 96 de exposição.....	36

Tabela 9. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) do metabissulfito de sódio com Ca(OH) <sub>2</sub> não aerado por 24 horas, após 96 de exposição.....	37
Tabela 10. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL <sub>50</sub> ) do metabissulfito de sódio com Ca(OH) <sub>2</sub> aerado por 24 horas, após 96 de exposição.....	38

**LISTA DE FIGURAS**

- Figura 1. Fotografia da fazenda de cultivo de camarão marinho onde foram realizadas as coletas no Estado do Piauí.....17
- Figura 2. Local de coleta na comporta de abastecimento do viveiro 06.....18
- Figura 3. Local de coleta na comporta de drenagem do viveiro 06.....18
- Figura 4. Preparação da solução de metabissulfito de sódio nos tanques para o processo da despesca.....18
- Figura 5. Fotografia de uma fêmea e macho adultos de *Mysidopsis juniae*.....20
- Figura 6. Variação do pH das amostras de água coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho. As medidas foram realizadas após a correção da salinidade da amostra para 35‰ por adição de água destilada.....27
- Figura 7. Variação do oxigênio dissolvido (OD) das amostras coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho. As medidas foram realizadas após a correção da salinidade da amostra para 35‰ por adição de água destilada.....28
- Figura 8. Variação da salinidade das amostras de água coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho.....28

- Figura 9. Médias das  $CL_{50}$  para cada grupo de testes com metabissulfito de sódio. \*  $p < 0,05$ , ANOVA seguida de Student Newman Keuls.....39
- Figura 10. Unidades toxicológicas para cada grupo de testes com metabissulfito de sódio. \*  $p < 0,05$ , ANOVA seguida de Student Newman Keuls.....40

**LISTA DE ANEXOS**

Anexo 1.	Correção da salinidade para 35‰ com adição de água destilada nas amostras da água de abastecimento coletada na fazenda.....	59
Anexo 2.	Correção da salinidade para 35‰ com adição de água destilada nas amostras da água de drenagem coletada na fazenda.....	60
Anexo 3.	Concentração final das amostras da água da comporta de abastecimento após correção das salinidades.....	61
Anexo 4.	Concentração final das amostras da água da comporta de drenagem após correção das salinidades.....	62
Anexo 5.	Valores do pH para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.....	63
Anexo 6.	Valores do oxigênio dissolvido (mg/L) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.....	64
Anexo 7.	Valores da salinidade (‰) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.....	65
Anexo 8.	Valores do pH para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.....	66
Anexo 9.	Valores do oxigênio dissolvido (mg/L) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.....	67

Anexo 10.	Valores da salinidade (‰) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.....	68
Anexo 11.	Valores dos parâmetros físico-químicos da amostra coletada em maio de 2006 no tanque onde é adicionado o metabissulfito de sódio durante a despesca.....	69
Anexo 12.	Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio.....	70
Anexo 13.	Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas.....	71
Anexo 14.	Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio aerado por 24 horas.....	72
Anexo 15.	Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio com $\text{Ca(OH)}_2$ não aerado por 24 horas.....	73
Anexo 16.	Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio com $\text{Ca(OH)}_2$ aerado por 24 horas.....	74

## RESUMO

**Toxicidade do efluente de uma fazenda de cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* e do metabissulfito de sódio em juvenis de *Mysidopsis juniae*. Autora:** Janisi Sales Aragão. **Orientadora:** Letícia Veras Costa Lotufo. Programa de Pós-graduação em Ciências Marinhas Tropicais, Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Universidade Federal do Ceará.

O camarão é o produto mais importante do setor pesqueiro mundial. Uma das grandes preocupações dos impactos negativos desta atividade está relacionada com a descarga dos efluentes dos viveiros diretamente no ambiente sem nenhum tipo de tratamento. Esses efluentes possuem matéria orgânica, nitrito, nitrato, fosfatos e outras substâncias que podem ser consideradas contaminantes potenciais, como o metabissulfito de sódio usado para evitar a ocorrência de melanose no camarão logo após a despesca. O objetivo desse trabalho foi avaliar a toxicidade de amostras de água no sistema de abastecimento e de drenagem de uma fazenda de cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* utilizando o teste de toxicidade aguda com *Mysidopsis juniae*, além da toxicidade do metabissulfito de sódio no mesmo bioensaio. A metodologia utilizada foi modificada da norma L5.251 de 1992, descrita pela CETESB. Foram realizadas 8 coletas nos meses de abril, junho, julho, novembro e dezembro de 2005 e janeiro e fevereiro de 2006 na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda. As concentrações testadas foram de 6,25; 12,5; 25; 50 e 100%. Além da toxicidade do metabissulfito de sódio, foi avaliada também a redução da toxicidade desse composto após 24 horas do preparo com e sem aeração, na presença e na ausência de  $\text{Ca(OH)}_2$ , cujas concentrações foram 10, 30, 100, 300 e 1000 mg/L. Os resultados mostraram toxicidade em apenas uma das amostras do abastecimento ( $\text{CL}_{50}$  de 82,49% para o dia 16/02/06), enquanto que na drenagem, foi observada toxicidade em 4 das 8 amostras testadas ( $\text{CL}_{50}$  variando de < 6,25% para o dia 14/04/05 a 100% para o dia 17/01/06). A amostra coletada no tanque de metabissulfito de sódio causou letalidade em todos os indivíduos em todas as concentrações testadas imediatamente após a sua adição, não sendo possível, portanto, calcular sua  $\text{CL}_{50}$ , que foi menor que a menor concentração testada (6,25%). Já para o metabissulfito de sódio a  $\text{CL}_{50}$  foi de  $38,2 \pm 4,7$  mg/L. Após 24 horas de preparo, a toxicidade do composto não sofreu alteração tanto na ausência ( $\text{CL}_{50} = 36,8 \pm 5,6$  mg/L) quanto na presença de  $\text{Ca(OH)}_2$  ( $\text{CL}_{50} = 44,4 \pm 3,2$  mg/L). Já na presença da aeração, essa toxicidade foi reduzida ( $\text{CL}_{50} = 150,7 \pm 8,5$  mg/L). Quando os tratamentos foram concomitantes, aeração na presença de  $\text{Ca(OH)}_2$ , não observou-se toxicidade em três dos cinco experimentos realizados. Enquanto que nos dois experimentos, onde foi possível calcular a  $\text{CL}_{50}$ , esses valores foram de 209,8 e 669,4 mg/L, o que indica uma acentuada redução da toxicidade deste composto. Sendo assim, os resultados sugerem um aumento de toxicidade na drenagem, apesar desta toxicidade ter sido bastante variável e ocasional. Quanto ao metabissulfito de sódio, pode-se concluir que o *M. juniae* mostrou-se bastante sensível a esse composto quando comparado a outros crustáceos e que o tratamento químico através da adição de  $\text{Ca(OH)}_2$  na presença de aeração foi parcialmente eficiente na remoção da toxicidade.

## ABSTRACT

**Toxicity of an effluent produced by a *Litopenaeus vannamei* shrimp farm and sodium metabisulphite on *Mysidopsis juniae* juveniles.** Author: Janisi Sales Aragão. Supervisor: Letícia Veras Costa Lotufo. Post-graduation on Tropical Marine Sciences, Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Universidade Federal do Ceará.

Shrimp represents the most important aquaculture product in many countries. However there are considerable ecological costs associated with this activity and the introduction of effluents into receiving water without any treatment have attracted considerable attention. These effluents contained organic matter, nitrate, nitrite, phosphates and other substances that could be considered as potent contaminants, such as the sodium metabisulphite used to prevent the melanosis during harvesting phase. The aim of the present work was to evaluate the toxicity of water samples collected at the supplying and draining composite facilities from a *Litopenaeus vannamei* shrimp farm using the acute toxicity test with *Mysidopsis juniae*, and also to evaluate sodium metabisulphite toxicity using the same assay. The ecotoxicological analyses were performed in accordance to standardized methods (CETESB L5.251 from may, 1992). It was conducted 8 water collections on april, june, july, november and december 2005, and january and february, 2006 at both the supplying and draining composite facilities. The tested concentrations from these effluents were 6.25, 12.5, 25, 50 and 100%. Despite the evaluation of sodium metabisulphite toxicity itself, the reduction of this toxicity by aeration in the presence and absence of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  during 24 hours was also assessed at sodium metabisulphite concentrations of 10, 30, 100, 300 and 1000 mg/L. The results showed measurable toxicity only in one sample from the supplying composite ( $\text{LC}_{50}$  of 82.49% on 02/16/06), while for the draining composite four among eight tested samples were considered toxic with  $\text{LC}_{50}$  ranging from less than 6.25% on 04/14/05 to 100% on 01/17/06. A water sample collected at the harvesting tank containing sodium metabisulphite led all tested organism to death immediately after exposition at all tested concentrations, and it was not possible to determine its  $\text{LC}_{50}$  (less than 6.25%). The  $\text{LC}_{50}$  for sodium metabisulphite fresh solution was  $38.2 \pm 4.7$  mg/L. After 24 hours, the toxicity was not altered both in the absence or in the presence of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , and the obtained  $\text{LC}_{50}$  were  $36.8 \pm 5.6$  mg/L and  $44.4 \pm 3.2$  mg/L, respectively. When the metabisulphite solution was aerated, the toxicity was reduced by three times ( $\text{LC}_{50}$  of  $150.7 \pm 8.5$  mg/L). The addition of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  in the presence of aeration eliminated the toxicity in three out of five experiments, and in the remaining two experiments, the toxicity was significantly reduced, and the obtained  $\text{LC}_{50}$  were 209.8 and 669.4 mg/L. Thus, present data showed that the toxicity in the draining composite was increased, what suggested a contaminants load from the shrimp farm. However this contamination is quite variable and occasional. On the other hand, *M. juniae* was very sensitive to sodium metabisulphite when compared to other described crustaceans, and moreover the addition of  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  to sodium metabisulphite solution in the presence of aeration for 24 hours partially removed its toxicity.

## **1. INTRODUÇÃO**

### **1.1. Produção mundial e nacional da carcinicultura**

A aqüicultura tem se desenvolvido nos últimos anos com dois objetivos principais: a produção de alimentos e a geração de renda. Para satisfazer a essa demanda, tem-se diversificado as espécies cultivadas e intensificado os sistemas de produção. Conseqüentemente o desenvolvimento requer uma larga parte dos recursos naturais, gerando impacto ao ambiente (LIN; YI, 2003).

O camarão é o produto mais importante do setor pesqueiro mundial. Em 2005, a carcinicultura mundial explorou 2.220.000 ha, produzindo 2.067.000 toneladas de camarão. O resultado sócio-econômico dessa atividade gerou uma receita de US\$ 12 bilhões de dólares e 6 milhões de empregos para as populações rurais litorâneas dos países produtores (ROCHA, 2005).

Ainda segundo o autor, os principais produtores foram a China com 408.000 toneladas, Tailândia com 325.000 toneladas, Vietnã com 310.000 toneladas, ficando o Brasil em décimo lugar com 65.000 toneladas e uma produtividade de 4.063 kg/ha/ano. No ranking nacional, o Rio Grande do Norte ficou em primeiro lugar, seguido pelo Ceará, Pernambuco, Bahia, Paraíba e Piauí.

No ano de 2005, a carcinicultura brasileira participou do comércio mundial do camarão com apenas 3,21% do volume exportado e 1,84% do valor. Das 199.896 toneladas (US\$ 839,8 milhões) de camarões comercializados pelo Brasil no mercado internacional, no período de janeiro 2004 a junho de 2005, 31,68% em volume e 35,97% em valor foram destinados ao mercado americano. A Espanha é o maior importador de camarões da União Européia, participando com 44,6% das exportações brasileiras no período de janeiro a agosto de 2005. Em segundo lugar vem a França com 43,4%, seguida pela Holanda (8,2%) e Portugal (2,3%) (ABCC, 2005).

A estimativa para o Brasil era de uma produção de 142.800 toneladas e US\$ 370,000,000 para as exportações em 2005. Os números apontam que a perda de produção atingiu 50,98% e que a queda das exportações alcançou 47,57%. Essas quedas se justificam pela presença da enfermidade viral conhecida com mionecrose

infecciosa (*Infectious Myonecrosis*, IMN), que provocou uma enorme mortalidade. E ainda nos últimos dois anos a carcinicultura brasileira enfrentou a ação “antidumping” promovida pelos produtores de camarão norte-americanos (PANORAMA DA AQUICULTURA, 2005).

## 1. 2. Cultivo de camarão

O cultivo de camarão teve sua origem no sudoeste da Ásia, onde pescadores artesanais construíam diques de terra nas zonas costeiras para aprisionar as pós-larvas selvagens que habitavam as águas estuarinas e acompanhar o seu crescimento nas condições naturais. A atividade manteve-se artesanal por séculos, até que no início da década de 30 o técnico japonês Motosaku Fuginaga conseguiu fazer a desova em laboratório da espécie *Marsupenaeus japonicus* a partir de fêmeas extraídas do mar, desenvolvendo assim a produção de pós-larvas em escala comercial (PLATAFORMA TECNOLÓGICA, 2001).

No Brasil, a atividade de cultivo de camarão marinho surgiu na década de 70 com a criação da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN). Inicialmente foram utilizados as espécies *Farfantepenaeus brasiliensis* e *Marsupenaeus japonicus*. Na primeira metade dos anos 80 um programa de incentivo ao cultivo de camarões marinhos possibilitou o desenvolvimento de várias empresas camaroneiras. Projetos pioneiros, subsidiados pelo governo, investiram cerca de 22 milhões de dólares na atividade. Entretanto, problemas políticos e econômicos, falta de tecnologia e a fragilidade das espécies cultivadas, dificultaram, na época, o crescimento desse setor ([www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php](http://www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php)).

Ainda nessa década, a carcinicultura brasileira redirecionou seus objetivos para as espécies nativas, o *P. subtilis*, *P. schmitti*, *P. brasiliensis* e *P. paulensis*. Devido à baixa produtividade e a pouca lucratividade dessas espécies, diversas fazendas de cultivo na região Nordeste foram desativadas (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E DO ABASTECIMENTO, 2005).

No final da década de 80 um grupo pioneiro de técnicos e produtores buscaram viabilizar a carcinicultura no Brasil com a espécie da Costa do Pacífico *Litopenaeus vannamei*. O critério básico para a adoção da nova espécie foi o fato de

ser a mesma já cultivada com êxito no Equador e Panamá e haver demonstrado capacidade de adaptação aos ecossistemas de diferentes partes do hemisfério ocidental. Já na década de 90 os laboratórios dominaram a reprodução e larvicultura e iniciaram a distribuição comercial de pós-larvas. Sendo em 1995/1996 consolidada a viabilidade comercial da produção no País (PLATAFORMA TECNOLÓGICA, 2001).

Apesar do Brasil dispor de condições favoráveis para a prática da carcinicultura em toda a extensão de sua costa, o desenvolvimento dessa atividade está concentrado na região Nordeste. O cultivo nessa região é praticamente ininterrupto durante todo o ano, o que permite gerar de 2,5 a 3 ciclos por ano. A possibilidade de obtenção de um maior número de ciclos na região Nordeste deve-se às temperaturas mais elevadas e estáveis desta região ([www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php](http://www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php)).

O cultivo de camarão marinho compreende basicamente duas fases: a larvicultura, responsável pela produção de larvas, e a engorda, responsável pelo crescimento do camarão até a idade comercial. A larvicultura é realizada em laboratórios especializados subdivididos em dois diferentes setores: a maturação e o berçário.

A maturação é o setor responsável pelo acasalamento e desova. Machos e fêmeas são mantidos juntos na proporção de 1:1, numa densidade de 4 a 5 camarões/m<sup>2</sup> em tanques apropriados até que ocorra o acasalamento. Após o acasalamento, as fêmeas maduras e inseminadas são transferidas para os tanques de desova, retornando posteriormente aos tanques de maturação (MCVEY, 1993).

As larvas recém-eclodidas vão para a larvicultura, estocadas em tanques de cultivo na razão de 50 a 100 por litro, permanecendo neste setor até atingirem o estágio de pós-larva (PL). O desenvolvimento larval passa por três estágios principais: náuplio, zoea e misis. Cada um desses se transforma morfologicamente em distintos sub-estágios e tal transição é marcada pelo processo de uma mudança no exoesqueleto. Quando as larvas chegam ao estágio de pós-larva e atingem uma idade superior a 20 dias (PL<sub>20</sub>), estas são transferidas pra os viveiros de engorda. (LUSTOSA, 2002).

De acordo com a densidade do viveiro de engorda e do tipo de alimentação que é fornecido, o cultivo de camarões pode ser classificado em três sistemas principais: extensivo, (1 a 4 camarões/m<sup>2</sup>, com alimento natural), semi-intensivo (5 a 30 camarões/m<sup>2</sup>, com alimento natural e suplementar) e intensivo (30 a 120 camarões/m<sup>2</sup>, com alimento consistindo exclusivamente em ração balanceada), sendo os sistemas extensivo e semi-intensivo, mais amplamente difundidos entre os países do terceiro mundo (BARBIERI JUNIOR; OSTRENSKY NETO, 2002).

Antes de realizar a transferência das PLs, os viveiros passam por uma série de procedimentos para oferecer as melhores condições de sobrevivência e crescimento, sendo eles:

- Limpeza e desinfecção dos viveiros: nessa etapa o objetivo é eliminar componentes tóxicos do solo (nitrato, amônia, H<sub>2</sub>S, Fe<sub>2+</sub> e etc), acelerar a decomposição da matéria orgânica e eliminar competidores, predadores e organismos causadores de doenças. Para isso é aplicado hipoclorito de cálcio na proporção de 900 g para cada 10 litros de água (HERNANDÉZ; NUNES, 2001).

- Calagem: o principal propósito é corrigir a acidez do solo, para isso utiliza-se normalmente óxido de cálcio (CaO), hidróxido de cálcio (Ca(OH)<sub>2</sub>), carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) ou calcário agrícola dolomítico (CaCo<sub>3</sub>MgCO<sub>3</sub>). As quantidades empregadas de óxido de cálcio (CaO) e hidróxido de cálcio (Ca(OH)<sub>2</sub>), variam de 1000 a 1500 kg/ha (NUNES, 2001).

- Fertilização: consiste em dar aos viveiros as condições físico-químicas e biológicas adequada para a recepção das pós-larvas. Os fertilizantes podem ser de dois tipos: orgânicos (excrementos de aves, bois, etc) e inorgânicos (uréia, superfosfato simples, superfosfato triplo e sulfato de amônia) (BOYD; GAUTIER, 2000). A quantidade aproximada de uréia utilizada é de 40 kg/ha e a de superfosfato triplo é de 4 a 10 kg/ha, aplicados em doses que variam de três a quatro vezes (LUSTOSA, 2002).

Após todos esses processos os viveiros estão prontos para serem utilizados na engorda dos camarões. Durante todo esse período, atenções especiais são dadas na qualidade de água, alimentação e controle de doenças para melhorar a saúde dos animais e conseqüentemente, a obtenção de uma boa produtividade.

Os camarões em geral são despescados para comercialização dentro de 90 a 120 dias de cultivo, quando atingem um peso médio de 12 g. Dois dias antes da data marcada, o viveiro é gradativamente seco até atingir aproximadamente 30% do seu volume inicial, sendo também recomendado a suspensão da alimentação, como forma de diminuir a ocorrência de “black spot”, manchas negras na carapaça.

O método mais comum para a despesca é através de redes chamadas “bagnet”, posicionadas no lado de fora da comporta de drenagem da água do viveiro. A quantidade de animais na rede é checada periodicamente, sendo estes levados para tanques com uma mistura de água, gelo e metabissulfito de sódio na proporção de 2%, permanecendo nesses, de 20 segundos a 10 minutos. Daí são transferidos para caixas de isopor com gelo e levados para as indústrias de beneficiamento (BARBIERI; OSTRNSKY, 2002).

### **1. 3. Impactos da carcinicultura**

Os cultivos de camarões podem causar vários impactos ambientais dependendo de fatores como a localização da fazenda, manutenção e uso de tecnologia durante a operação dos viveiros, escala de produção e a capacidade de depuração do corpo d’água (PÁEZ-OSUNA, 2001).

Segundo a Resolução CONAMA 001/86, de 23 de janeiro de 1986, impacto ambiental é qualquer alteração das propriedades físico, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente afetem:

- I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II – as atividades sociais e econômicas;
- III – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- IV – a qualidade dos recursos ambientais.

Reconhecendo-se a aqüicultura como potencial causadora de impactos ambientais, pelo consumo de recursos naturais, poluições ou interferências em níveis da biodiversidade, atenção especial deve ser dada, principalmente pelo rápido

desenvolvimento e uso da água. Esses problemas são considerados uma das maiores limitações para o crescimento da indústria de camarão.

A sustentabilidade ambiental e econômica das diferentes atividades antrópicas realizadas na zona costeira depende das interações entre os processos ecológicos e sócio-econômicos que ocorrem ao longo de suas respectivas bacias de drenagem e das características morfofuncionais dos ecossistemas costeiros propriamente ditos. A carcinicultura marinha também é atuante como geradora potencial de impactos ambientais, mas também está sujeita a pressões exercidas por outras atividades antrópicas (LACERDA et al., 2004).

Segundo o relatório do GT-Carcinicultura (2005), os cultivos de camarão afetam o ecossistema manguezal, considerado um dos mais complexos do planeta. Em vistorias realizadas em 11 estabelecimentos nos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Bahia foram relacionados os impactos gerados por essa atividade sendo alguns deles: não possuem sistema de proteção eficiente para evitar perdas ou fugas do camarão para o ecossistema durante a despesca, supressão e aterro em área de manguezal, mortandade de mangue adjacente e próximo aos tanques de carcinicultura, tanques implantados em áreas de proteção ambiental (APP) de rio com o desmatamento de áreas de manguezal, soterramento do manguezal para a implantação dos viveiros, descarte dos efluentes dos viveiros diretamente no canal do estuário.

Por outro lado, num estudo de impactos do ambiente exógeno sobre a carcinicultura marinha, Lacerda (2005) identificou os principais vetores e seus impactos sobre a região costeira sendo eles:

- Represamentos de rios: erosão e diminuição de fluxo de sedimentos e nutrientes, alteração das cadeias alimentares, diminuição da produtividade natural;
- Agricultura: salinização, sedimentação de callhas, contaminação dos recursos hídricos via uso de agrotóxicos e depreciação do produto da maricultura;
- Pecuária: aumento da carga de nutrientes e poluentes contribuindo para eutrofização;
- Urbanização/indústrias: eutrofização, contaminação de recursos hídricos exposição humana a poluentes;

- Desmatamento: aumento da erosão dos solos, e sedimentação de callhas.

### 1.3.1 Efluentes

Uma das grandes preocupações dos impactos negativos da aquicultura está relacionada com as descargas dos efluentes dos viveiros, pois estes são geralmente lançados diretamente nas águas do corpo receptor sem nenhum tipo de tratamento. O crescimento dessa indústria tem atraído a atenção das possíveis contribuições para a carga de contaminação dessas águas, sendo inclusive contribuidor potencial para a eutrofização.

Esses efluentes possuem matéria orgânica particulada viva e morta, matéria orgânica dissolvida, amônia, nitrito, nitrato, fosfatos, partículas de sólidos em suspensão e outras substâncias que podem ser consideradas contaminantes potenciais (SAMOCHA et al., 2004).

A Resolução CONAMA n° 312/02, visando minimizar esses impactos, indica que a critério do órgão licenciador deve ser solicitada a construção de bacia de sedimentação como etapas intermediárias entre a circulação ou o deságüe das águas servidas ou, quando necessário, a utilização da água em regime de recirculação nos empreendimentos da carcinicultura.

Na ausência de tratamento, as cargas de poluentes dessas atividades, podem contribuir para o aumento significativo de nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão (USEPA, 2002). Esses três componentes são considerados os mais potencialmente tóxicos das descargas das fazendas de camarão.

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes do metabolismo de ecossistemas aquáticos e é liberado sob várias formas: nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio orgânico dissolvido e particulado, etc. A principal fonte é através da lise celular, decomposição e excreção pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998), restos de alimentos e fezes de animais (AVAULT, 1996).

O nitrato, nitrito e amônia parecem ser as formas mais tóxicas do nitrogênio no ambiente aquático. Segundo ESTEVES (1998) a toxidez do nitrato é devido a seu

efeito sobre a osmorregulação e possivelmente sobre o transporte de oxigênio; o nitrito em altas concentrações provoca a oxidação do átomo de ferro da hemoglobina, fazendo parar o transporte de oxigênio nos tecidos. Já Colt e Armstrong (1981) identificaram sete efeitos tóxicos da amônia, dentre eles: efeito sobre as células, excreção, respiração.

O fósforo participa dos processos fundamentais dos seres vivos como o armazenamento de energia e estruturação da membrana celular. Está presente nas formas de fosfato particulado, fosfato orgânico e inorgânico dissolvido, fosfato total dissolvido e fosfato total (ESTEVES, 1998). Na aquicultura o fósforo está presente principalmente quando compostos inorgânicos como uréia, superfosfato triplo, diamônio fosfato são aplicados com o objetivo de fornecer nutrientes para a fertilização dos viveiros e através da alimentação por ração industrial.

Os sólidos em suspensão contêm uma alta porcentagem de conteúdo orgânico, podendo contribuir para a eutrofização e depleção de oxigênio. Podem também degradar o ecossistema aquático pelo aumento da turbidez e conseqüente redução da penetração de luz fazendo diminuir a atividade fotossintética, e ainda, aumentam a temperatura da superfície da água (USEPA, 2004). Todos esses fatores trazem conseqüências negativas para toda comunidade do ecossistema.

### *1.3.2. Metabissulfito de sódio*

O metabissulfito de sódio pertence à família dos sais inorgânicos, apresentando fórmula molecular  $\text{NaHSO}_3$  -  $\text{NaSO}_3$  e alguns sinônimos como dissulfito de sódio, piro-sulfito de sódio e bissulfito de sódio. Apresenta-se em forma de pó cristalino, de coloração branca a amarelada e com leve odor de  $\text{SO}_2$ . É solúvel em água e pouco em álcool. Pode causar reações alérgicas a indivíduos asmáticos ou sensíveis a sulfito. Quando aquecido ou misturado com ácidos, libera o anidrido sulfuroso ( $\text{SO}_2$ ) tóxico e/ou letal quando inalado (NUNES et al., 2005).

Esse produto pode ter diversas utilizações como mostrado abaixo:

- Indústria Farmacêutica: é matéria-prima para a produção de dipirona e conservantes das mucosas utilizadas na extração da heparina.

- Indústria Química e Celulose: síntese química para fabricação de sulfonatos, óleos sulfonados, aldeídos e cetonas.
- Indústria Têxtil: como abrasivos.
- Indústria Caulim: reduz compostos de ferro e material orgânico, proporcionando maior alvura à argila.
- Indústria Curtume: na operação de desencalagem, retirando o cálcio impregnado nas fibras de pele.
- Indústria Alimentícia: devido ao seu efeito inibidor na proliferação de microorganismos, é utilizado na pesca de camarão, em sucos e outros produtos derivados de frutas, bem como conservas em geral.

Na aquicultura o metabissulfito de sódio é usado para evitar a ocorrência de melanose (manchas pretas) no camarão logo após a despesca. Nesse momento os viveiros são esvaziados para retirada dos camarões e estes são imediatamente sacrificados por meio de choque térmico em tanques de aproximadamente 500 litros contendo uma solução de água, gelo e metabissulfito de sódio numa concentração que varia em torno de 2%, ou seja, aproximadamente 10 kg do produto. A cada 300 kg de camarão despescado é preparada uma nova solução e esta é normalmente descartada diretamente no corpo receptor.

Segundo um estudo realizado pelo IBAMA (2005) sobre os impactos ambientais dessa atividade no estado do Ceará, 77% das fazendas de carcinicultura não possuem bacias de sedimentação, lançando diretamente seus efluentes na água dos rios, lagoas e estuários.

Segundo o Conselho Nacional de Saúde (Resolução CNS/Nº4/88) e FDA (Food and Drugs administration, EUA), o metabissulfito de sódio é aprovado para o beneficiamento de camarões desde que as concentrações não ultrapassem no produto final (produto cru) 100 ppm (NUNES et al., 2005). Mas não existe conhecimento da quantidade desse produto que poderia ser lançado no meio ambiente, o que faz crescer a preocupação com o impacto causado pela carcinicultura, já que uma elevada quantidade de metabissulfito de sódio é liberada diariamente nas águas do corpo receptor das fazendas.

#### 1. 4. Testes ecotoxicológicos

Para avaliar o impacto de agentes químicos sobre organismos aquáticos, bem como a qualidade de um determinado corpo de água, são realizados testes de toxicidade. Estes testes subsidiam a avaliação dos riscos ambientais, com o objetivo de evitar ou minimizar os efeitos dos poluentes sobre a comunidade nos ecossistemas.

O termo ecotoxicologia foi primeiramente utilizado por Truhaut em 1969 como uma extensão natural da toxicologia; a ciência dos efeitos de venenos em organismos individuais para os efeitos ecológicos dos poluentes (HOFFMAM et al., 2003).

Sendo assim, a ecotoxicologia estuda os efeitos tóxicos das substâncias químicas e dos agentes físicos sobre os organismos vivos, especialmente em populações e comunidades incluindo os caminhos da transferência desses agentes e sua interação com o ambiente (AZEVEDO; CHASIN, 2004).

A maioria das metrópoles está localizada na região de litoral, fazendo com que grande parte das substâncias químicas e outros poluentes antrópicos sejam lançados no ambiente marinho e estuarino. Com isso os testes ecotoxicológicos em animais desses ecossistemas são essenciais para a manutenção da biodiversidade (NASCIMENTO et al., 2002).

Na década de 60, pesquisas na área da biologia e toxicologia aquática, devido a uma ampla série de problemas de poluição, começaram a ser realizadas nos Estados Unidos, Canadá e vários países da Europa para adquirir dados sobre a toxicidade aguda de efluentes e substâncias químicas industriais e urbanas e para determinar os efeitos sobre a biota e habitats (RAND, 2003).

Nos anos 70 e 80, houve uma conscientização governamental em relação à poluição aquática gerando um aumento no número de pesquisas e laboratórios especializados. Até que nas últimas décadas países como Estados Unidos, Europa, Canadá, Japão e Austrália reconheceram a utilidade da aplicação dos testes de toxicidade. No Brasil a aplicação desses testes para avaliar efluentes e diferentes poluentes sobre a biota marinha teve início no fim da década de 80 (NASCIMENTO et al., 2002).

Em 17 de março de 2005, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) criou a Resolução N° 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Vale ressaltar que pela primeira vez na legislação brasileira são exigidos testes ecotoxicológicos como um padrão de qualidade de água.

Os testes de toxicidade podem ser divididos em agudo e crônico. Os testes agudos avaliam os efeitos, em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em um curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias. Usualmente os critérios para avaliação são a mortalidade e imobilidade dos organismos-testes. Já os testes crônicos avaliam os efeitos causados pelos poluentes em todo ciclo de vida ou em parte do ciclo de vida de uma espécie e medem parâmetros subletais como crescimento, sucesso reprodutivo, efeitos bioquímicos e etc (ARAGÃO; ARAÚJO, 2006).

Com ampla utilização nos países desenvolvidos, e em uso em alguns estados do Brasil, os testes de toxicidade complementam a metodologia tradicionalmente adotada através de padrões de emissão e de qualidade, para controle de poluição das águas, servindo de instrumento à melhor compreensão e fornecimento de respostas às ações que vem sendo empreendidas, no sentido de se reduzir a toxicidade do despejo líquido, de seu efeito sobre o corpo receptor e promover a melhoria da qualidade ambiental.

Nas atividades da carcinicultura, a água utilizada para o abastecimento dos viveiros de engorda e dos tanques de larvicultura, normalmente é captada dos estuários ou diretamente do mar. Essa água depois de utilizada é então drenada retornando ao local de origem. Vale salientar que é uma água rica em nutrientes principalmente devido ao uso de produtos químicos e rações para alimentar os animais, podendo causar algum tipo de impacto no ecossistema.

### 1.5. Misidáceos

Vários organismos podem ser utilizados para a avaliação nos testes ecotoxicológicos, como as microalgas *Isochrysis galbana* e *Skeletonema costatum*, os ouriços *Lytechinus variegatus* e *Echinometra lucunter*, o microcrustáceo *Artemia* sp., os misidáceos *Mysidium gracile* e *Mysidopsis juniae*, dentre outros.

Os misidáceos pertencem à classe Crustacea, superordem Pecarida e ordem Mysidacea. São muitos parecidos com pequenos camarões, mas diferem dos demais, pois possuem uma bolsa incubadora ventral ou marsúpio. Foram descritas cerca de 780 espécies. A maioria tem de 2 a 30 mm de comprimento e algumas espécies vivem em água doce, mas a maioria é marinha e encontrada em todas as profundidades, essas vivem freqüentemente em grandes grupos e formam uma parte importante na dieta de muitos peixes. A maioria é onívora e capaz de se alimentar de pequenas partículas ou de capturar organismos planctônicos (BARNES; RUPPERT, 1996).

Os misidáceos são amplamente utilizados para testes de toxicidade em estuários (SARDO et al., 2005). Várias espécies têm sido utilizadas em testes de toxicidade aguda e crônica desde a década de 70.

No Brasil as pesquisas para uso desses animais tiveram início em 1989 através de estudos relacionados à biologia e sensibilidade da espécie *Mysidopsis juniae* ao sulfato de zinco e ao dodecil sulfato de sódio (SDS) (BADARÓ-PEDROSO, et al., 2002). O que resultou na padronização da metodologia para o teste de toxicidade aguda através da norma L5. 251 da CETESB 1992.

O Misidáceo *Mysidopsis juniae* (Silva, 1979) tem ocorrência registrada no canal de São Sebastião, litoral norte do Estado de São Paulo e Rio de Janeiro. Essa espécie distingue-se das outras pelo formato do télson e presença de um tubérculo distal no ápice deste e também pelo número e forma das cerdas do sexto segmento do exopodito do quarto pleópodo dos machos.

Esses animais são reconhecidos internacionalmente como organismos padrão em testes de toxicidade, pois seguem os seguintes critérios:

- são importantes membros da cadeia alimentar;

- os organismos adultos têm grande potencial reprodutivo;
- são de fácil aquisição e manutenção no laboratório;
- os testes apresentam boa reprodutibilidade.

Considerando a importância dos testes ecotoxicológicos na avaliação de impacto ambiental, o presente trabalho propõe a utilização do teste de toxicidade aguda com *Mysidopsis juniae* para avaliação da toxicidade do efluente de uma fazenda de cultivo de camarão. Além disso, avaliar a toxicidade do metabissulfito de sódio no mesmo ensaio e algumas estratégias de neutralização deste composto, sugeridas na literatura, uma vez que esse contaminante está presente em altas concentrações nos efluentes da carcinicultura no momento da despesca. Os estudos contendo este tipo de avaliação para efluentes dessa natureza são ainda incipientes, o que torna extremamente importante a realização deste trabalho.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. *Objetivo Geral*

Avaliar a toxicidade de amostras de água no sistema de abastecimento e de drenagem de uma fazenda de cultivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* utilizando o teste de toxicidade aguda com *Mysidopsis juniae*, além de avaliar a toxicidade de metabissulfito de sódio no mesmo bioensaio, a fim de estimar a contribuição desta substância utilizada na despesca do camarão na eventual toxicidade observada.

### 2.2. *Objetivos específicos*

- Avaliar a toxicidade aguda em *Mysidopsis juniae* de amostras de água coletadas nas comportas de abastecimento e de drenagem de uma fazenda de cultivo de camarão;
- Determinar os parâmetros físico-químicos, pH, salinidade e oxigênio dissolvido nas amostras coletadas nas comportas de abastecimento e de drenagem de uma fazenda de cultivo de camarão;
- Avaliar a sensibilidade do teste de toxicidade aguda em *Mysidopsis juniae* ao metabissulfito de sódio, antes e após alguns procedimentos de neutralização, na tentativa de simular estratégias de redução desta toxicidade.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.1. Equipamentos**

Balança de precisão – BIOPRECISA FA2104N

Bomba de vácuo – MARCONI MA058

Câmara de fotoperíodo – CIENTEC CT708

Oxímetro – QUIMIS Q-408P

pHmetro – QUIMIS Q-400<sup>a</sup>

Refratômetro – BIOBRIX mod. 201

#### **3.2. Reagentes**

Sulfato de zinco heptahidratado ( $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ ) – ACROS ORGANICS (New Jersey, NJ, EUA)

Metabissulfito de sódio ( $NaHSO_3$ - $NaSO_3$ ) – BASF (Ludwigshafen, Alemanha)

Hidróxido de cálcio ( $Ca(OH)_2$ ) – VETEC Química Fina LTDA. (Rio de Janeiro, RJ, Brasil)

Hipoclorito de sódio ( $NaClO$ ) – Indústrias Reunidas Raymundo da Fonte S.A. (Paulista, PE, Brasil)

#### **3.3. Soluções-estoque**

Todas as soluções foram preparadas no dia da realização dos testes utilizando-se balões volumétricos e pipetas automáticas, à temperatura ambiente de  $25^\circ \pm 2^\circ C$ . As soluções foram preparadas em água do mar oceânica, e filtrada em membrana de  $0,45 \mu m$ .

Solução 1 - Sulfato de zinco heptahidratado -  $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$  - 0,109 mg em 500 mL de água do mar.

Solução 2 - Metabissulfito de sódio –  $NaHSO_3$ - $NaSO_3$  – 3 g em 1 L de água do mar.

Solução 3 - Hidróxido de cálcio -  $Ca(OH)_2$  – 1,08 g em 1 L de água do mar.

Solução 4 - Metabissulfito de sódio + Hidróxido de cálcio – preparada pela adição de 1,08 g de  $Ca(OH)_2$  na solução 2.

### 3.4. Área de Estudo

A fazenda de cultivo de camarão marinho onde foram realizadas as coletas localiza-se às margens dos rios Ubatuba e Carpina na zona rural do município Cajueiro da Praia – Piauí.

O empreendimento opera com o sistema de cultivo semi-intensivo com a criação da espécie exótica *Litopenaeus vannamei*. A área total da fazenda é de 885,06 ha, mas em operação estão apenas 223 ha, sendo dividida em uma unidade de larvicultura com 7 ha para maturação e 24 ha para berçários. Os viveiros de engorda ocupam 192 ha e bacias de sedimentação, canais, diques e infra-estrutura de apoio ocupam 44 ha da área.

Dados de nutrientes são realizados em laboratório especializado para o monitoramento das águas tanto dos viveiros quanto dos canais de abastecimento e drenagem. Esses dados foram fornecidos pela fazenda e estão expostos nos resultados.



Figura 1. Fotografia da fazenda de cultivo de camarão marinho onde foram realizadas as coletas no Estado do Piauí.

### 3.5. Coleta de água

As coletas foram realizadas em dois viveiros nos meses de abril/05, junho/05, julho/05 no viveiro 04 e novembro/05, dezembro/05, janeiro/06 e fevereiro/06 no viveiro 06, na comporta de abastecimento (Figura 2) e de drenagem dos respectivos viveiros (Figura 3). Em maio de 2006, realizou-se uma coleta da solução de metabissulfito de sódio diretamente no tanque durante a despesca (Figura 4). As amostras foram coletadas na superfície diretamente em garrafas âmbar devidamente identificadas e acondicionadas em gelo. Em seguida, as amostras foram trazidas ao laboratório de ecotoxicologia marinha, num período de 8 horas, para então serem realizados os testes.



Figura 2. Local de coleta na comporta de abastecimento do viveiro 06.

Figura 3. Local de coleta na comporta de drenagem do viveiro 06.



Figura 4. Preparação da solução de metabissulfito de sódio nos tanques para o processo da despesca.

### 3.6. Determinação dos parâmetros físico-químicos das amostras

Foram determinados os seguintes parâmetros das amostras utilizadas: oxigênio, pH e salinidade. Para determinação do oxigênio dissolvido, utilizou-se um oxímetro Quimis, para a salinidade, um refratômetro modelo 211, Biobrix e para a determinação do pH, utilizou-se um potenciômetro Quimis.

### 3.7. Ajuste da salinidade

De acordo com Badaró-Pedroso et al. (2002), para a realização dos testes, as amostras devem apresentar salinidade de  $33,5 \pm 1,5\%$ . Como as amostras coletadas apresentavam salinidade superior a esse valor, foi realizada a diluição dessas pela adição de água destilada, de modo que a salinidade foi ajustada para  $35\%$ . Os anexos 1 e 2 mostram as diluições iniciais introduzidas pelo ajuste de salinidade nas amostras das águas da comporta de abastecimento e drenagem. A amostra coletada em maio de 2006 do tanque onde foi adicionado o metabissulfito de sódio durante a despesca apresentou salinidade de  $25\%$  e teve sua salinidade ajustada para  $35\%$  pela adição de salmoura, o que introduziu uma diluição inicial de  $2,7\%$ .

### 3.8. Validação dos ensaios

Para a validação dos testes de toxicidade aguda com misidáceos algumas condições devem ser atendidas (BADARÓ-PEDROSO et al., 2002). Inicialmente, o número de organismos mortos nos controles não deve ultrapassar 20% do total de organismos utilizados.

A sensibilidade dos organismos deve ser verificada através da realização de testes com uma substância de referência. Nestes testes, a  $CL_{50}$ -96h deve encontrar-se no intervalo delimitado por duas vezes o desvio padrão em relação aos valores médios obtidos anteriormente para a mesma espécie, caso contrário o teste deverá ser descartado. No presente trabalho, foi utilizado como substância de referência o sulfato de zinco heptahidratado. A concentração aceitável ( $CL_{50}$ -96h) do sulfato de zinco para o *M. juniae* está entre 0,25 e 0,45 mg/L (NIPPER; PRÓSPERI, 1993).

Além disso, parâmetros físico-químicos como salinidade, oxigênio dissolvido e pH devem ser mantidos em níveis aceitáveis, a saber: OD maior que 40% de saturação, pH entre 7,1 e 8,3 e salinidade de  $33,5 \pm 1,5$ .

### 3.9. Organismo teste

O organismo utilizado para a realização dos testes foi o microcrustáceo *M. juniae* (Figura 5). Os animais foram adquiridos do Laboratório de Análise Ambiental (LABTOX) Rio de Janeiro, sendo esses cultivados no laboratório para a obtenção dos juvenis a serem usados nos testes, onde deveriam ter de um a oito dias de idade.



Fonte: Badaró-Pedroso, 1993.

Figura 5. Fotografia de uma fêmea e macho adultos de *Mysidopsis juniae*.

#### 3.9.1. Condições de cultivo e manutenção dos misidáceos

Os misidáceos foram cultivados em aquários com capacidade para 10 litros, onde a água do mar era filtrada em membrana Millipore de 0,45  $\mu\text{m}$ , e mantida em uma salinidade de 35‰. Cada aquário recebia aproximadamente uma proporção de 300 fêmeas para 75 machos. O cultivo era mantido em temperatura constante  $24 \pm 2^\circ\text{C}$ , aeração suave e fotoperíodo de 12 h luz e 12 h escuro. Diariamente os animais eram alimentados com náuplios de *Artemia* sp., obtidos como descrito no item 3.6.2., enriquecidos com óleo de peixe e óleo de fígado de bacalhau, sendo também realizada a limpeza dos aquários por sifonamento. Além disso, uma vez por semana, um censo para quantificar o número de indivíduos e separar os juvenis para os

testes era realizado. As condições de cultivos dos organismos estão resumidas na tabela 1.

### *3.9.2. Eclosão dos cistos de Artemia sp. para alimentação*

1. Hidratação: aproximadamente 1,6 g de cisto de artemia foram colocados em 150 mL de água destilada e aerados por 30 minutos.
2. Descapsulação: nesta etapa retirou-se a água destilada e adicionou-se 150 mL de hipoclorito de sódio 2,5% e agitou-se com um bastão de vidro até atingir uma coloração alaranjada.
3. Eclosão: depois de desencapsulados os cistos eram lavados e colocados em um balão de separação com água do mar filtrada em membrana Millipore de 0,45 µm e aeração constante por 24 horas.
4. Os náuplios com 48 horas eram colocados em um béquer com água do mar enriquecida com óleo de fígado de bacalhau e óleo de peixe, para então serem administrados ao misidáceos.

Tabela 1. Resumo das condições de cultivo dos misidáceos *M. juniae*.

<b>Recipiente de cultivo</b>	Aquários de 10 litros
<b>Água de diluição</b>	Água do mar filtrada (0,45 µm)
<b>Troca de água</b>	Diariamente
<b>Proporção de animais por aquário</b>	300 fêmeas : 75 machos
<b>Salinidade</b>	35‰
<b>Temperatura</b>	25 ± 2 °C
<b>Fotoperíodo</b>	12 h luz : 12 h escuro
<b>Luz</b>	Lâmpadas fluorescentes
<b>Aeração</b>	Suave
<b>Alimentação</b>	Náuplios de <i>Artemia</i> sp.
<b>Controles diários</b>	Aeração, limpeza dos aquários, quantidade de alimento
<b>Controles semanais</b>	Oxigênio dissolvido, pH e salinidade

### 3.10. Avaliação da toxicidade

#### 3.10.1. Experimentos com as amostras ambientais

Béqueres de 400 mL foram enumerados aleatoriamente e em uma ficha à parte anotados os números dos frascos correspondentes a cada concentração e béqueres controle.

As concentrações testadas em triplicata foram de 6,25; 12,5; 25; 50 e 100%, correspondendo à concentração da amostra após a correção da salinidade (Anexo 3 e 4). Cada concentração era feita em balões volumétricos de 1 L, e colocados 300

mL nos béqueres. Uma alíquota era separada para a medição dos parâmetros salinidade, pH e oxigênio dissolvido. Como controle foi utilizada água do mar (oceânica) filtrada em membrana de 0,45 m.

Cada béquer recebia 10 juvenis de misidáceo e náuplios de artemia *ad libidum*, estes eram então levados para câmara de fotoperíodo 12 h luz e 12 h escuro. A cada 24 horas era feita uma contagem da quantidade de animais mortos, sendo estes retirados por uma pipeta de boca larga. Em seguida, era oferecida alimentação aos indivíduos remanescentes. A finalização do teste consistiu na contagem dos indivíduos vivos e mortos. A duração do teste foi de 96 horas, e ao final eram novamente mensurados os parâmetros físico-químicos (salinidade, pH e oxigênio dissolvido).

### 3.10.2. Experimentos com o metabissulfito de sódio

Foram realizados experimentos para a análise da toxicidade do metabissulfito de sódio. As concentrações utilizadas foram de 10, 30, 100, 300 e 1000 mg/L. Para a avaliação da toxicidade deste composto, foram realizados cinco testes com a solução imediatamente após seu preparo (Grupo 1). Cada teste foi realizado em triplicata.

Após esta primeira etapa de caracterização da sensibilidade dos organismos a este composto, foram realizados alguns procedimentos para neutralização do metabissulfito de sódio, na tentativa de simular estratégias de redução da toxicidade. Inicialmente foi preparada a solução-estoque (3g/L) e o teste somente foi iniciado 24 horas após o preparo (Grupo 2). Num segundo momento, a solução estoque (3g/L) foi preparada e mantida sob aeração durante 24 horas quando, então, foram realizados os testes (Grupo 3). Em seguida, foi testada a eficácia do hidróxido de cálcio na redução da toxicidade do metabissulfito de sódio. Para este grupo de experimentos, foram adicionados 1,08 g de hidróxido de cálcio à solução estoque de metabissulfito de sódio (3 g/L) que ficou armazenada durante 24 horas. Após esse período, o teste de toxicidade foi realizado com o metabissulfito de sódio nas mesmas concentrações descritas anteriormente (Grupo 4). Finalmente, foi realizado um grupo de experimentos a partir da solução-estoque de metabissulfito de sódio

(3g/L) contendo hidróxido de cálcio (1,08g/L) que foi mantida sob aeração constante por um período de 24 horas (Grupo 5). Vale ressaltar que para todos esses grupos foram realizados cinco experimentos com três réplicas/cada. O procedimento do teste foi o mesmo usado para as amostras ambientais. A Tabela 2 resume as condições de teste.

Tabela 2. Resumo das condições do teste de toxicidade aguda para *Mysidopsis juniae*.

<b>Tipo de teste</b>	Estático sem renovação de água
<b>Vidraria teste</b>	Béquer de 400 mL
<b>Volume da solução - estoque</b>	1000 mL
<b>Volume da solução teste</b>	300 mL
<b>Água de diluição</b>	Água do mar filtrada (0,45 µm)
<b>Idade dos organismos</b>	um a oito dias de idade
<b>N° de animais/béquer</b>	10
<b>N° de réplicas/concentração</b>	03
<b>Alimentação</b>	Náuplios de <i>Artemia</i> sp. <i>ad libidum</i>
<b>Temperatura de incubação</b>	24 ± 1°C
<b>Fotoperíodo</b>	12 h luz : 12 h escuro
<b>Salinidade</b>	35‰
<b>Duração do teste</b>	96 horas
<b>Resposta</b>	Mortalidade
<b>Valor medido</b>	Concentração letal que mata 50 % dos organismos expostos (CL <sub>50</sub> )

### 3.11. Análise estatística

Os resultados obtidos tanto nos testes de referência, como nos testes realizados com os efluentes da fazenda e com o metabissulfito de sódio, foram analisados através do método “Trimmed Spearman-Kärber” (HAMILTON et al., 1978). Esse método é um procedimento não paramétrico onde foram estimadas a concentração letal média ( $CL_{50}$  – 96 horas) e os respectivos intervalos de confiança (IC 95%) utilizando os dados de mortalidade observados em cada concentração.

Considerando que os valores de  $CL_{50}$  são inversamente proporcionais à toxicidade da amostra (quanto menor o valor de  $CL_{50}$ , maior a toxicidade da mesma), esses valores foram transformados em unidades tóxicas (U.T.) a partir da seguinte fórmula:  $U.T. = 100/CL_{50}$ . Essa transformação facilita a compreensão dos resultados, uma vez que a U.T. apresenta uma relação direta com a toxicidade (NASCIMENTO et al., 2002).

Os resultados do controle com as diferentes concentrações testadas nas amostras do efluente, assim como as  $CL_{50}$  e U.T. obtidos nos diferentes grupos tratados com o metabissulfito de sódio foram comparados por análise de variância (ANOVA) seguida de Student Newman Keuls, considerando um nível de significância de 5%.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Validação dos testes

Os testes realizados com a substância de referência sulfato de zinco heptahidratado, mostraram valor médio de  $CL_{50}$  de  $0,29 \pm 0,01$  mg/L ( $n = 3$ , coeficiente de variação = 8,58%), o qual encontra-se dentro dos limites aceitáveis, indicando a confiabilidade dos testes realizados.

### 4.2. Avaliação das amostras ambientais

#### 4.2.1. Parâmetros físico-químicos

Os anexos 5, 6 e 7 mostram os valores do pH, oxigênio dissolvido e salinidade mensurados no início e término de cada experimento para a água da comporta de abastecimento da fazenda de cultivo de camarão, respectivamente.

Os valores do pH da água da comporta de abastecimento (Anexo 5) variaram de 6,75 a 8,66 no início do teste e de 7,31 a 8,55 no final do teste, enquanto que o oxigênio dissolvido (Anexo 6) variou de 6,4 a 13,0 mg/L e de 3,4 a 10,4 mg/L no início e término dos testes, respectivamente. A salinidade das amostras brutas variou de 40 a 47‰ (Figura 8). Não houve variação da salinidade no início do teste já que as amostras eram ajustadas para 35‰, já no término do teste essa variação foi de 33 a 39‰ (Anexo 7).

Os anexos 8, 9 e 10 apresentam os valores do pH, oxigênio dissolvido e salinidade mensurados no início e término de cada experimento para a água da comporta de drenagem da fazenda de cultivo de camarão, respectivamente.

A variação dos parâmetros para a comporta de drenagem foi de 8,00 a 9,14 no início do teste e de 7,24 a 8,25 no final do teste para o pH (Anexo 8)). Para o oxigênio dissolvido (Anexo 9), foi de 6,5 a 17,0 mg/L e de 4,2 a 10,3 mg/L no início e término dos testes respectivamente. Assim como na comporta de abastecimento

também não houve variação da salinidade no início do teste e para o término do teste foi de 32 a 38‰ (Anexo 10). Já para as amostras brutas a variação foi de 40 a 52‰ (Figura 8).

O anexo 11 mostra os valores dos parâmetros físico-químicos do experimento realizado com a amostra coletada em maio de 2006 no tanque onde foi adicionado o metabissulfito de sódio durante a despesca.

As figuras 6, 7 e 8 mostram a variação do pH, oxigênio dissolvido e salinidade das amostras coletadas nas comportas de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho.

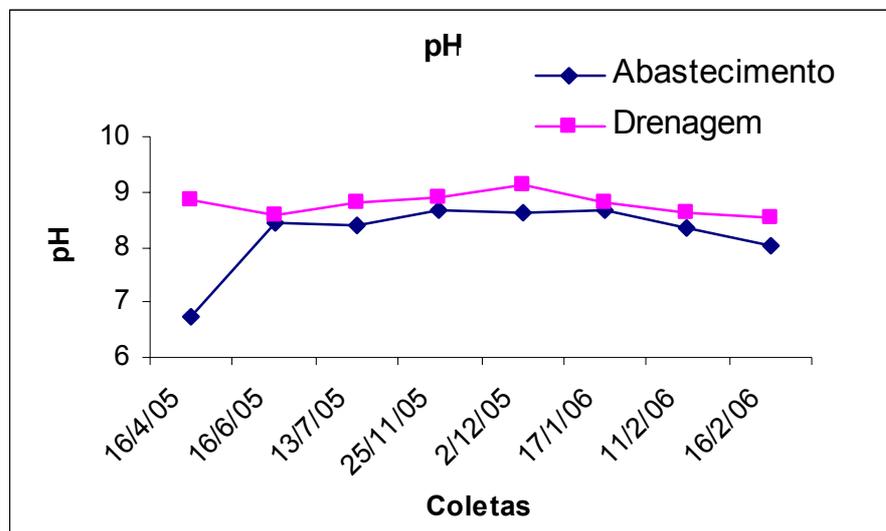


Figura 6. Variação do pH das amostras de água coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho. As medidas foram realizadas após a correção da salinidade da amostra para 35‰ por adição de água destilada.

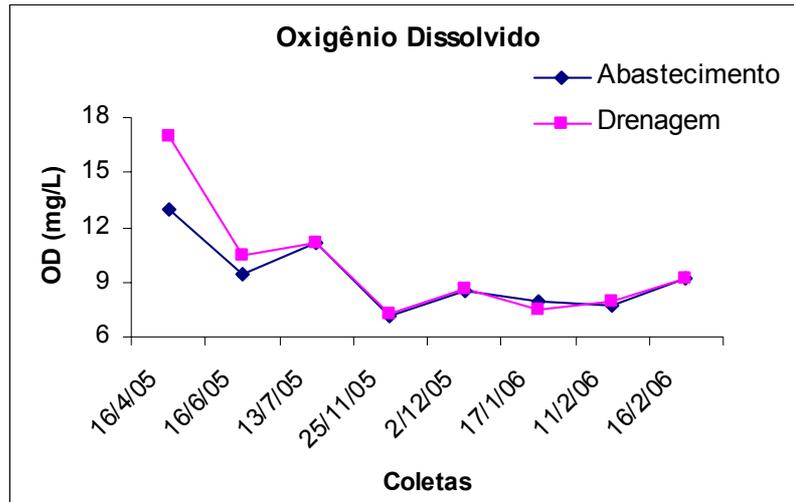


Figura 7. Variação do oxigênio dissolvido (OD) das amostras de coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho. As medidas foram realizadas após a correção da salinidade da amostra para 35‰ por adição de água destilada.

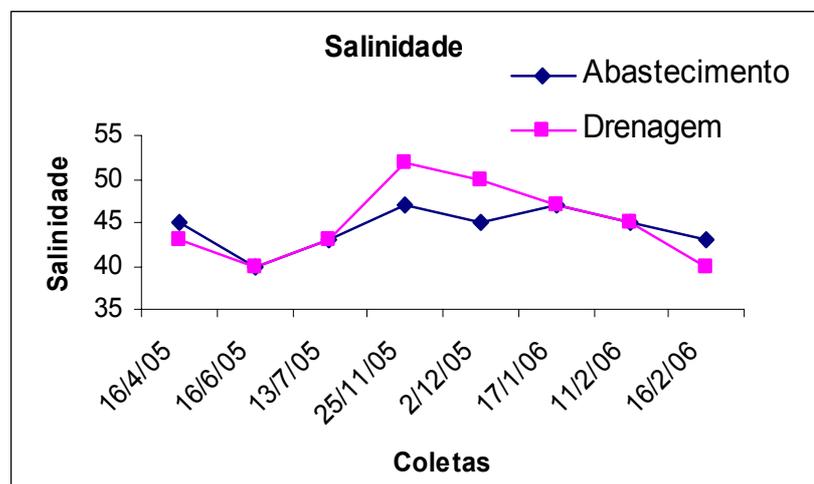


Figura 8. Variação da salinidade das amostras de água coletadas na comporta de abastecimento e drenagem da fazenda de cultivo de camarão marinho.

#### 4.2.2. Nutrientes

A tabela abaixo mostra os valores dos nutrientes, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito e fósforo, fornecidos pela fazenda, sendo estes realizados em laboratório especializado.

Tabela 3. Valores de nutrientes da água do canal de abastecimento, viveiro 04 e viveiro 06, para os meses de agosto e novembro fornecidos pela fazenda.

Parâmetros (mg/L)	Abastecimento		Viveiro 04		Viveiro 06	
	ago	nov	ago	nov	ago	nov
N-amoniacal	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nitrato	0,0	0,0	0,03	0,0	0,03	0,0
Nitrito	0,0	0,0	0,15	0,0	0,15	0,0
Fósforo	0,10	0,03	0,30	0,55	0,70	0,06

Para a água do canal de abastecimento, no mês de agosto e novembro não foram detectados valores para o nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Já o fósforo variou de 0,10 mg/L em agosto para 0,03 mg/L em novembro. O viveiro 04 apresentou valores para nitrato (0,03 mg/L), nitrito (0,15 mg/L), e fósforo (0,30 mg/L) no mês de agosto, já em novembro apenas para o fósforo que foi detectado (0,55 mg/L). Quanto à água do viveiro 06, esta só apresentou diferença em relação ao outro viveiro para os valores de fósforo que foi de 0,70 mg/L em agosto e 0,06 mg/L em novembro.

#### 4.2.3. Toxicidade

As tabelas 4 e 5 apresentam os números de animais mortos após 96 horas de exposição à água da comporta de abastecimento e da comporta de drenagem da fazenda, respectivamente, e as  $CL_{50}$  nos diferentes dias de coleta.

De acordo com os resultados obtidos nos experimentos, observa-se uma toxicidade para a água da comporta de abastecimento em apenas um dia de coleta (16/02/06), onde esse valor foi de 82,49% e quando a  $CL_{50}$  foi corrigida pela diluição inicial para correção da salinidade, esse valor baixou para 67,64% (Tabela 4). Para a água da comporta de drenagem, essa toxicidade foi mais variada, verificando-se valores de  $CL_{50}$  de menor que 6,25% (menor concentração testada) para o dia 16/04/05 a 53,97% no dia 16/02/06. Quando a  $CL_{50}$  foi corrigida a partir da diluição inicial, essa variação passou de menor que 5,12% para o dia 16/04/05 a 46,91% no dia 16/02/06. No dia 17/01/06 a  $CL_{50}$  foi igual a maior concentração testada (100%), mesmo quando houve a correção da  $CL_{50}$  (75%) (Tabela 5).

A amostra coletada em maio de 2006 no tanque onde foi adicionado o metabissulfito de sódio durante a despesca causou letalidade de todos os indivíduos em todas as concentrações testadas imediatamente após a sua adição, não sendo possível, portanto, calcular sua  $CL_{50}$ , que foi menor que a menor concentração testada (6,25%). Esses resultados indicam uma elevada toxicidade para essa amostra.

Tabela 4. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL<sub>50</sub>) da água da comporta de abastecimento, após 96 horas de exposição.

[ ] %	16/04/05	16/06/05	13/07/05	24/11/05	02/12/05	17/01/06	11/02/06	16/02/06
<b>0</b>	2	1	2	2	2	4	2	3
<b>6,25</b>	8	3	1	8	3	4	8	8
<b>12,5</b>	12	2	5	18	14	5	3	5
<b>25</b>	5	1	6	15	8	3	2	10
<b>50</b>	3	12	4	8	4	5	0	10
<b>100</b>	3	13	2	10	6	11	3	19
<b>CL<sub>50</sub> (%)</b>	<b>&gt; 100</b>	<b>82,49</b>						
<b>CL<sub>50</sub> (%) Corrigida</b>	<b>n.d.</b>	<b>67,64</b>						

n.d. - não determinado

Tabela 5. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL<sub>50</sub>) da água da comporta de drenagem, após 96 horas de exposição.

[ ]%	16/04/05	16/06/05	13/07/05	24/11/05	02/12/05	17/01/06	11/02/06	16/02/06
<b>0</b>	2	0	2	2	2	4	2	3
<b>6,25</b>	29	10	8	7	4	7	2	5
<b>12,5</b>	24	3	7	2	3	4	3	9
<b>25</b>	24	5	5	1	12	5	4	14
<b>50</b>	27	27	3	9	7	6	3	8
<b>100</b>	23	17	9	12	6	17	12	25
<b>CL<sub>50</sub> (%)</b>	<b>&lt; 6,25</b>	<b>36,92</b>	<b>&gt; 100</b>	<b>&gt; 100</b>	<b>&gt; 100</b>	<b>100</b>	<b>&gt; 100</b>	<b>53,97</b>
<b>CL<sub>50</sub> (%) Corrigida</b>	<b>&lt; 5,12</b>	<b>32,09</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>n.d.</b>	<b>75,0</b>	<b>n.d.</b>	<b>46,91</b>

n.d. - não determinado

### **4.3. Avaliação do Metabissulfito de sódio**

#### *4.3.1. Parâmetros físico-químicos*

As médias dos parâmetros físico-químicos para os testes realizados com metabissulfito de sódio (Grupo 1) estão especificadas no anexo 11, para o metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas (Grupo 2) e aerado por 24 horas (Grupo 3) anexo 12 e 13 respectivamente, e para os testes com metabissulfito de sódio com  $\text{Ca(OH)}_2$  não aerado por 24 horas (Grupo 4) (Anexo 14) e aerado por 24 horas (Grupo 5) (Anexo 15).

A variação das médias dos parâmetros de todos os testes realizados com metabissulfito de sódio foi maior para o oxigênio dissolvido com  $3,5 \pm 0,7$  a  $8,1 \pm 0,2$  mg/L no início do teste e no final de  $3,3 \pm 0,7$  a  $6,5 \pm 0,4$  mg/L, para o grupo 1. No grupo 2, 3 e 4 a variação do OD não teve diferenças significativa, entre o início e término dos experimentos. Já para o grupo 5, a variação foi de  $5,7 \pm 0,03$  a  $6,6 \pm 0,04$  mg/L e  $5,0 \pm 0,2$  a  $5,4 \pm 0,2$  mg/L no início e término do teste, respectivamente.

A média do pH para todos os grupos não variou muito, oscilação de 4,70 a  $8,26 \pm 0,1$  no início e  $4,65 \pm 0,5$  a  $7,99 \pm 0,03$  no final do teste. Já a salinidade foi o parâmetro que menos variou. Em todos os testes essa variação foi de  $35 \pm 0,0$  a um máximo de  $37,4 \pm 0,5$ .

#### 4.3.2. Toxicidade

A tabela 6 apresenta o número de indivíduos mortos após 96 horas de exposição ao metabissulfito de sódio e suas respectivas  $CL_{50}$ .

Tabela 6. Número de indivíduos mortos e concentração letal média ( $CL_{50}$ ) do metabissulfito de sódio, após 96 de exposição.

[ ]%	08/11/05	29/11/05	19/12/05	12/01/06	18/01/06
<b>0</b>	3	2	0	3	3
<b>10</b>	3	3	1	0	0
<b>30</b>	5	12	3	22	12
<b>100</b>	29	30	30	30	30
<b>300</b>	30	30	30	30	30
<b>1000</b>	30	30	30	30	30
<b><math>CL_{50}</math> (mg/L)</b>	<b>52,49</b>	<b>35,97</b>	<b>42,94</b>	<b>23,93</b>	<b>35,84</b>

As tabelas 7 e 8 apresentam os números de indivíduos mortos após 96 horas de exposição ao metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas e aerado por 24 horas e as respectivas  $CL_{50}$ .

Tabela 7. Número de indivíduos mortos e concentração letal média ( $CL_{50}$ ) do metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas, após 96 de exposição.

[ ] %	24/01/06	31/01/06	04/02/06	09/02/06	09/02/06
<b>0</b>	0	2	1	2	2
<b>10</b>	4	13	9	0	12
<b>30</b>	17	17	8	3	9
<b>100</b>	30	30	30	30	30
<b>300</b>	30	30	30	30	30
<b>1000</b>	30	30	30	30	30
<b><math>CL_{50}</math> (mg/L)</b>	<b>25,72</b>	<b>21,45</b>	<b>44,40</b>	<b>50,59</b>	<b>42,13</b>

Tabela 8. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL<sub>50</sub>) do metabissulfito de sódio aerado por 24 horas, após 96 de exposição.

[ ] %	13/01/06	24/01/06	02/02/06	06/02/06	09/02/06
<b>0</b>	0	0	1	2	2
<b>10</b>	0	3	12	5	10
<b>30</b>	0	6	9	5	8
<b>100</b>	0	5	8	2	6
<b>300</b>	30	30	30	30	30
<b>1000</b>	30	30	30	30	30
<b>CL<sub>50</sub> (mg/L)</b>	<b>173,21</b>	<b>128,30</b>	<b>137,05</b>	<b>166,04</b>	<b>149,11</b>

Os números de indivíduos mortos após 96 horas de exposição ao metabissulfito de sódio com Ca(OH)<sub>2</sub> não aerado por 24 horas e aerado por 24 horas e suas respectivas CL<sub>50</sub> estão apresentados nas tabelas 9 e 10 respectivamente.

Tabela 9. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL<sub>50</sub>) do metabissulfito de sódio com Ca(OH)<sub>2</sub> não aerado por 24 horas, após 96 de exposição.

[ ] %	21/02/06	01/03/06	02/03/06	07/03/06	13/03/06
<b>0</b>	4	3	3	2	0
<b>10</b>	3	15	8	6	4
<b>30</b>	13	12	4	4	5
<b>100</b>	30	30	30	30	30
<b>300</b>	30	30	30	30	30
<b>1000</b>	30	30	30	30	30
<b>CL<sub>50</sub> (mg/L)</b>	<b>36,25</b>	<b>37,34</b>	<b>50,08</b>	<b>50,96</b>	<b>47,41</b>

Tabela 10. Número de indivíduos mortos e concentração letal média (CL<sub>50</sub>) do metabissulfito de sódio com Ca(OH)<sub>2</sub> aerado por 24 horas, após 96 de exposição.

[ ] %	21/02/06	02/03/06	07/03/06	13/03/06	13/03/06
<b>0</b>	4	3	2	0	0
<b>10</b>	5	5	9	1	1
<b>30</b>	3	5	2	10	0
<b>100</b>	13	2	8	12	3
<b>300</b>	3	6	9	17	5
<b>1000</b>	10	5	6	18	20
<b>CL<sub>50</sub> (mg/L)</b>	<b>&gt; 1000</b>	<b>&gt; 1000</b>	<b>&gt; 1000</b>	<b>209,84</b>	<b>669,43</b>

As figuras 9 e 10 mostram as médias das  $CL_{50}$  e das unidades toxicológicas para cada grupo de testes com metabissulfito de sódio. Grupo 1: metabissulfito de sódio; grupo 2: metabissulfito de sódio não aerado por 24h; grupo 3: metabissulfito de sódio aerado por 24h; grupo 4: metabissulfito de sódio com  $Ca(OH)_2$  não aerado por 24h e grupo 5: metabissulfito de sódio com  $Ca(OH)_2$  aerado por 24h.

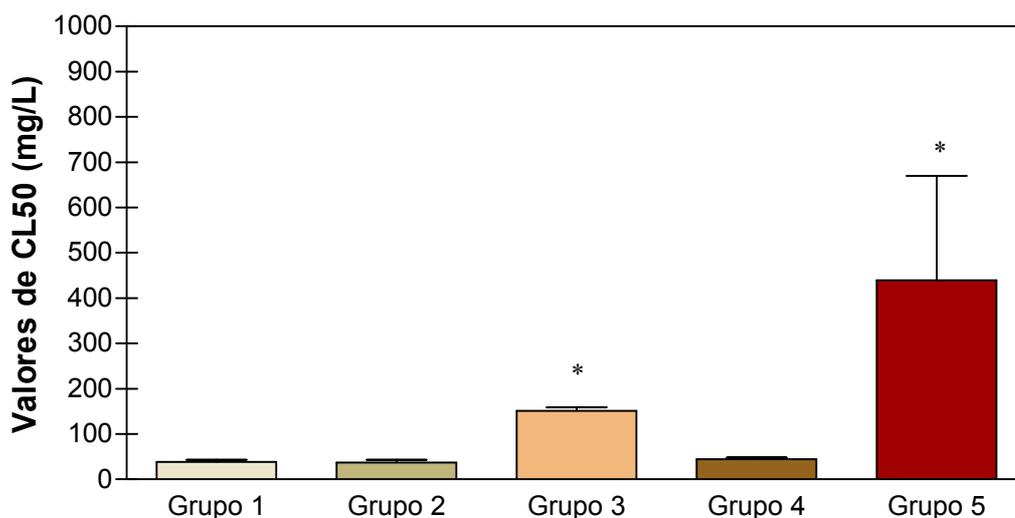


Figura 9. Médias das  $CL_{50}$  para cada grupo de testes com metabissulfito de sódio. \*  $p < 0,05$ , ANOVA seguida de Student Newman Keuls.

A  $CL_{50}$  para o metabissulfito de sódio (grupo 1) foi de  $38,2 \pm 4,7$  mg/L. Após 24 horas de preparo, a toxicidade do composto não sofreu alteração tanto na ausência (grupo 2) ( $CL_{50} = 36,8 \pm 5,6$  mg/L) quanto na presença (grupo 4) de  $Ca(OH)_2$  ( $CL_{50} = 44,4 \pm 3,2$  mg/L). Já na presença da aeração (grupo 3), essa toxicidade foi reduzida em 3 vezes ( $CL_{50} = 150,7 \pm 8,5$ mg/L) ( $p < 0,05$ ). Quando os tratamentos foram concomitantes, aeração na presença de  $Ca(OH)_2$  (grupo 5), não se observou toxicidade em três dos cinco experimentos realizados. Enquanto que nos dois experimentos, onde foi possível calcular a  $CL_{50}$ , esses valores foram de 209,8 e 669,4 mg/L, o que indica uma acentuada redução da toxicidade deste composto ( $p < 0,05$ ).

Como dito anteriormente, a expressão da toxicidade em Unidades Toxicológicas (UT) é uma estratégia para facilitar a compreensão dos dados ecotoxicológicos, uma vez que as UTs têm uma relação direta com a toxicidade. A figura 10 mostra os valores de UTs obtidos para os diferentes grupos de experimentos com o metabissulfito. O Grupo 1 apresentou número de UT igual a  $2,80 \pm 0,4$ , não diferindo estatisticamente dos grupo 2 ( $UT = 3,0 \pm 0,5$ ) e grupo 4 ( $UT = 2,3 \pm 0,2$ ) ( $p > 0,05$ ). Já os grupos 3 ( $UT = 0,7 \pm 0,03$ ) e 5 ( $UT = 0,3 \pm 0,2$ ) mostraram significativo aumento dos valores de UT ( $p < 0,05$ ).

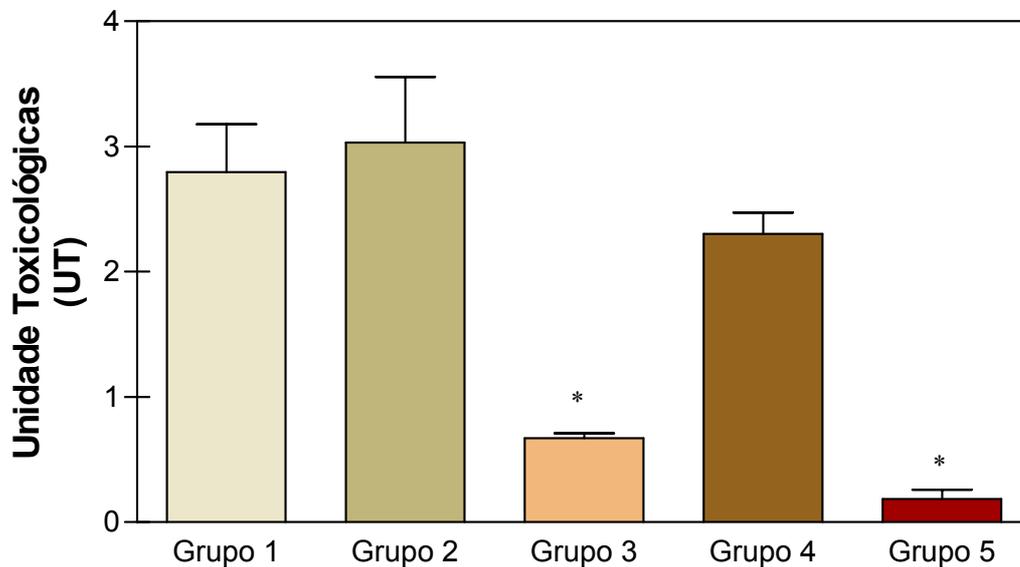


Figura 10. Unidades toxicológicas para cada grupo de testes com metabissulfito de sódio. \*  $p < 0,05$ , ANOVA seguida de Student Newman Keuls.

## 5. DISCUSSÃO

A gerência dos efluentes da aquicultura é um importante problema ambiental a ser considerado. As preocupações envolvem principalmente a avaliação do impacto ecológico desses efluentes, os métodos que devem ser utilizados na determinação e monitoramento desse impacto e, ainda, os custos financeiros associados com a minimização dessas descargas de poluentes (O'BRAYEN; LEE, 2003).

As fazendas de cultivo de camarão marinho são normalmente construídas em áreas estuarinas, com a disponibilidade de elevadas quantidades de água com alta qualidade biológica e rica em microrganismos. Contudo, durante os ciclos de cultivo, uma gama de produtos químicos é utilizada, como fertilizantes, desinfetantes conservantes, dentre outros. Tais produtos, se não utilizados corretamente podem causar prejuízos tanto na qualidade final do produto, como principalmente ao meio ambiente (NUNES et al., 2005).

As técnicas usadas para medir os efeitos da poluição de corpos hídricos são numerosas e variáveis. Estudos ecotoxicológicos fundamentados em bioensaios realizados em laboratório e/ou em campo vêm sendo utilizados para monitoramento de poluição e contaminação de corpos d'água como forma de melhor integrar, explicar objetivamente resultados e subsidiar a tomada de decisões rápidas e seguras. Os bioensaios permitem uma visão abrangente da toxicidade aguda e/ou crônica que o "todo" dos poluentes eventualmente contidos no ambiente pode exercer sobre a biota, representando um valioso instrumento para avaliação de contaminantes aquáticos, mesmo quando presentes em níveis abaixo do limite de detecção analítica convencional.

Os misidáceos já são largamente utilizados em testes toxicológicos e segundo experimentos já realizados, demonstram alta sensibilidade à extratos solúveis de óleos crus e refinados e a várias outras substâncias, além de serem de fácil manutenção e cultivo em laboratório (NIMMO; HAMAKER, 1982; WEBER, 1991; BADARÓ-PEDROSO, 1993). Como dito anteriormente, *M. juniae* tem um ciclo de vida curto, de 16 a 18 dias a 25°C, e mostra-se como organismo que se presta à utilização em testes de toxicidade aguda e crônica e seu uso vem sendo reforçado

para relacionar efeitos a curto e longo prazo (BADARÓ-PEDROSO, 1993). Essa tem sido uma das espécies mais extensivamente utilizadas em experimentos ecotoxicológicos para estudo e subsequente regulamentação de despejos de fontes pontuais de poluentes em corpos d'água marinhos e estuarinos.

Sabe-se que todos os seres vivos possuem uma faixa limite dos parâmetros ambientais para sua sobrevivência. Desta maneira, para a realização dos testes, faz-se necessário monitorar parâmetros como salinidade, pH e OD. No caso do *M. juniae*, Badaró-Pedroso et al. (2002), mostram que os valores limites para a sobrevivência desses animais são: pH entre 7,1 e 8,3; OD maior que 40% de saturação e salinidade de  $33,5 \pm 1,5\%$ .

Devido às coletas terem sido realizadas no verão, as salinidades das amostras apresentaram valores bastante elevados. Na comporta de abastecimento, houve uma variação de 43 a 47‰ e de 40 a 52‰ na de drenagem. Para a realização dos testes, estas foram inicialmente corrigidas para 35‰. Sendo que ao final dos experimentos, a salinidade chegou a um valor mínimo de 32‰ e um máximo de 39‰ em algumas réplicas. Quanto ao pH, os valores apresentados foram de 6,75 a 9,14.

Nesse estudo, foi observada uma variação maior tanto no pH quanto na salinidade, do que a proposta pelo autor sem causar mortalidade aos animais. Apenas o oxigênio dissolvido permaneceu acima do sugerido pelo autor, com exceção na concentração 100% do final do experimento do dia 16/02/2006 (Anexo 6). Essa sobrevivência fora dos limites consideráveis para a espécie, pode ter ocorrido devido à aclimatação dos animais, já que o experimento teve a duração de quatro dias.

De acordo com a Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005, são consideradas águas salinas aquelas com salinidade igual ou superior a 30‰. E estas são ainda classificadas em classes dependendo da utilização da mesma.

No caso das salinidades amostradas no presente trabalho, estas permaneceram superior a 30‰, sendo então consideradas águas salinas e ainda por serem águas destinadas a aquicultura, são classificadas na categoria de Classe 1 da referida resolução. Sendo assim, dentre as variadas condições e padrões estabelecidos para a qualidade dessas águas, estão os parâmetros inorgânicos como o fósforo, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal. Estes devem apresentar

valores máximos de 0,062; 0,40; 0,07 e 0,40 mg/L respectivamente. Já para as condições e padrões de lançamento de efluentes o nitrogênio amoniacal deve apresentar valor de 20,0 mg/L.

Nas duas análises fornecidas pela fazenda, apesar de serem medidas pontuais, o fósforo e o nitrito apresentaram valores superiores ao que exigidos pela resolução. No caso do fósforo, apenas o abastecimento e o viveiro 06 no mês de novembro permaneceram abaixo do limite, enquanto que o nitrito nos dois meses em que foi detectado mostrou valores acima do permitido (0,15 mg/L).

Os nutrientes são fundamentais para o ecossistema aquático, pois compõe a base de crescimento das algas e de toda a cadeia alimentar. Entretanto, a disponibilidade excessiva de nutrientes é bastante danosa ao meio, tendo como principal impacto adverso a eutrofização do ambiente.

Vários estudos têm estimado a concentração de nitrogênio e fósforo das descargas dos efluentes da aquicultura (PÁEZ-OSUNA et al., 1998; TEICHERT-CODDINGTON et al., 1999; TOVAR et al., 2000; TROTT et al., 2004).

JACKSON et al. (2004), num estudo sobre a quantidade de nutrientes nas descargas de três fazendas de cultivo de camarão, mostraram que as cargas de nitrogênio total variaram de 0,3 a 0,4 kg/ha ao dia em uma fazenda, numa segunda fazenda variaram de 0,13 a 0,18 kg/ha ao dia e uma terceira com cargas mais elevadas de 0,5 a 0,7 kg/ha ao dia. E ainda que as cargas de fósforo foram similares às do nitrogênio. O autor justifica a diferença nos valores pelas diferentes características, principalmente de clima e espécies cultivadas entre as fazendas.

Segundo Páez-Osuna (2001), os efeitos deletérios dos efluentes de cultivos de camarão também dependem de outros fatores como: a magnitude da descarga, a composição química do efluente e as características do corpo receptor. E ainda do tipo de cultivo, se intensivo ou semi-intensivo (SANDIFER; HOPKINS, 1996).

A fazenda em estudo tem como características, ser de grande porte, sistema de cultivo semi-intensivo e ainda localiza-se num estuário onde existe a presença de outra fazenda com as mesmas características.

A presença de várias fazendas num mesmo estuário é comum, principalmente no litoral cearense, e isso faz crescer a preocupação da capacidade de depuração desses corpos d'água.

Páez-Osuna (2001) já afirmava que era necessário avaliar a capacidade de assimilação dos ambientes que recebem as descargas dos efluentes dos viveiros de camarão em relação à entrada de nutrientes e matéria orgânica.

O principal local para a descarga desses efluentes são os estuários. Sabe-se que tais locais fornecem habitat e alimento a uma gama de organismos com papel determinante na cadeia alimentar marinha. Em razão disso, são zonas ecologicamente importantes, além de serem locais para a fonte de renda das populações ribeirinhas. Com tudo isso, justifica-se a importância da preservação.

Várias alternativas podem ser utilizadas para mitigar os efeitos dessas descargas sobre a qualidade das águas receptoras, como a construção de tanques de sedimentação (CONAMA, 2002), o policultivo com moluscos bivalves (LIN et al., 1993) e o uso de plantas como as *Salicornia bigelovii* e *Suaeda esteroa* (BROWN et al., 1999), e *Juncus kraussii* (LYMBERY et al., 2006).

Poucos estudos têm sido realizados no intuito de se verificar a toxicidade desses efluentes diretamente nos organismos, já que a maioria trata apenas de análises físicas e químicas, principalmente a quantificação de nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão. Worf (1980) já afirmava que os monitoramentos da qualidade de água pelos métodos físico-químicos não forneciam essas informações. E ainda Pillay (1992) também afirmava que os estudos dos efeitos do cultivo de camarão eram limitados e tinham foco apenas na qualidade da água dos viveiros com poucas pesquisas dos impactos ecológicos das descargas nas águas de recebimento.

Os parâmetros físico-químicos podem predizer uma degradação potencial aquática das descargas dos viveiros, mas nem sempre mostram a realidade dos efeitos biológicos nas comunidades. Com isso tem sido citado como o mais apropriado parâmetro, a mensuração direta das comunidades aquáticas (STEPHENS; FARRIS, 2004a). Os testes ecotoxicológicos poderiam ser usados como ferramentas para avaliação desses impactos, já que utiliza organismos sensíveis o qual responderiam às degradações locais.

As condições e padrões dos lançamentos de efluentes segundo a resolução CONAMA N° 357 de 17 de março de 2005 estabelece que uma das condições para a qualidade das águas é a não verificação de efeito tóxico crônico a organismos através da realização de testes ecotoxicológicos. No presente trabalho foram

realizados testes de efeito agudo, mas estes também podem servir como parâmetro para avaliar as condições de qualidade das águas.

Não foram encontrados dados na literatura sobre a realização de testes ecotoxicológicos para efluentes de cultivo de camarão. Mas Stephens e Farris (2004a), avaliando os efluentes de uma fazenda de bagre-do-canal (*Ictalurus punctatus*), mostraram não haver toxicidade aguda em 48 horas para o peixe de água doce, *Pimephales promelas*, quando expostos à água da descarga dos viveiros. Porém em testes de toxicidade crônica, a reprodução de *Ceriodaphnia dubia* quando expostas durante sete dias nas águas iniciais e finais das descargas foi significativamente reduzida.

Em um outro estudo esses mesmos autores, analisando trinta e nove efluentes avaliaram a sobrevivência de larvas de *P. promelas*, num teste agudo, estático e sem renovação de água por 48 horas quando expostos à água dos efluentes de cultivo de bagre-do-canal, no início e término da descarga do cultivo. Os resultados mostraram que 20,5 % das amostras da descarga inicial causaram reduções significativas na sobrevivência das larvas enquanto que apenas 2,6% das amostras da descarga final causam algum efeito (STEPHENS; FARRIS, 2004b).

Os valores da  $CL_{50}$  encontrados no presente trabalho podem ser considerados elevados, indicando uma baixa toxicidade do efluente pelo menos para a espécie utilizada (*M. juniae*). O que corrobora com os autores citados já que também não verificaram grandes toxicidades, mesmo avaliando os efluentes de cultivo de peixe e usando outro organismo como parâmetro, no caso a espécie de peixe *P. promelas*, para o teste de toxicidade aguda.

Comparando-se a água da comporta de abastecimento com a da drenagem, observa-se que a da drenagem apresentou toxicidade em quatro dias com valores da  $CL_{50}$  variando de menor que 6,25% a 100% (Tabela 5), enquanto que a do abastecimento apresentou toxicidade em apenas um dia de coleta (16/02/06) com uma  $CL_{50}$  igual a 67,64% (Tabela 4). Mesmo quando se comparou o controle com as diferentes concentrações testadas, foi observada toxicidade apenas nos dias onde foi possível calcular a  $CL_{50}$ .

Pode-se com isso afirmar que apesar da toxicidade observada ser variada, a água da comporta de drenagem mostrou-se mais tóxica, pois apresentou valores de

CL<sub>50</sub> mais baixos do que o encontrado na água da comporta de abastecimento. Isto indica que o efluente gerado na fazenda de cultivo de camarão está contribuindo para o aumento de toxicidade observada.

Outro método bastante citado na literatura para o monitoramento de efluentes da aquicultura é a utilização de indicadores biológicos. Jones et al. (2001) analisaram a composição de aminoácidos em macroalgas e gramíneas marinhas, além da quantificação de nitrogênio total no tecido das plantas, num estudo para avaliar os impactos ecológicos de efluentes de cultivo de camarão e detritos. De acordo com esses autores, os nutrientes presentes nessas descargas de efluentes estão sendo assimilados pela biota, o que não elimina a ocorrência de impacto no ecossistema.

Em um outro estudo, Tsutsumi (1995) utilizou a macrofauna bentônica, para a avaliação das mudanças ocorridas pela entrada de matéria orgânica nas áreas adjacentes à fazenda de cultivo de peixes. Nesse trabalho, o autor avaliou a comunidade bentônica, calculando índices de riqueza e diversidade. E ainda, observou a aparecimento de populações de poliqueta (*Capitella* sp.), que resultou no aumento da abundância da macrofauna total, na diminuição do número de espécies e no desaparecimento de equinodermas, fato considerado típico do efeito negativo de fazendas de cultivo de peixes na comunidade bentônica.

Tais métodos são eficientes, mas demandam um tempo maior para obtenção dos resultados e ainda são dispendiosos, já que há a necessidade de produtos químicos e aparelhos especializados. Os testes ecotoxicológicos, utilizando, por exemplo, *M. juniae* como organismo-teste, poderiam ser empregados para a avaliação e monitoramento dos efluentes da aquicultura, pois apresentam respostas rápidas e com um custo mais barato. E ainda, refletem diretamente os efeitos das condições ambientais sobre os organismos, podendo auxiliar no gerenciamento dessas atividades.

Sabe-se que o metabissulfito de sódio é um agente oxidante. Quando esse composto é lançado no ambiente, ele reage com oxigênio dissolvido da água formando sulfato ácido de sódio que se dissocia em sódio e íons bissulfito, diminuindo a concentração de oxigênio na água. Cada miligrama de bissulfito de sódio consome 0,15 mg/L de oxigênio dissolvido. Nessa reação, ainda acontece a liberação do gás dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) (CRUZ, 2004).

A liberação do gás dióxido de enxofre pode causar sérios problemas se os trabalhadores não estiverem utilizando adequadamente os equipamentos de proteção necessários a esta atividade como: máscaras, óculos de proteção, luvas e botas impermeáveis além de avental. Há de ressaltar também, a importância de treinamentos para utilização do produto.

O risco tóxico associado a uma substância química depende de algumas variáveis como as propriedades físico-químicas, vias de penetração no organismo, dose, alvos biológicos e capacidade metabólica de eliminação. Sendo necessário também avaliar as condições de manipulação, as possibilidades de exposição do trabalhador, a disposição final do produto químico sob a forma de resíduo e os impactos que pode causar no meio ambiente ([www.biossegurancahospitalar.com.br/files/riscoQuimico.doc](http://www.biossegurancahospitalar.com.br/files/riscoQuimico.doc)).

O metabissulfito de sódio é considerado um composto tóxico, podendo causar irritação nos olhos, pele e aparelho respiratório. Segundo dados de segurança da BASF Aktiengesellschaft (2000), esse composto é prejudicial se for ingerido ou inalado pelo homem, apresentando uma  $DL_{50}$ , dose letal que mata 50% dos indivíduos, de 10g/75kg. Em camundongos foram observados efeitos no estômago, fígado e trato gastrintestinal, com uma  $DL_{50}$  1.540 mg/Kg (OECD SIDS, 2001).

Para o ambiente, a toxicidade se dá principalmente pela retirada do oxigênio dissolvido na água, ocasionando a mortalidade por asfixia da fauna e flora.

Na carcinicultura, o metabissulfito de sódio é utilizado no momento da despesca, onde é preparado em tanques de 500 a 1000 litros, contendo uma mistura de água, gelo e o referido produto. Tais tanques servem para matar os camarões imediatamente após a despesca por choque térmico. E o metabissulfito de sódio atua como agente oxidante, evitando a ocorrência de melanose, processo bioquímico que ocasiona o aparecimento de manchas pretas no camarão, o que deprecia o valor comercial. Essa solução é repostada a cada 300 kg de camarão, sendo descartada muitas vezes no corpo hídrico receptor.

No anexo 11, são observados os parâmetros físico-químicos da coleta realizada no tanque de metabissulfito de sódio, onde foram observados baixos valores de oxigênio dissolvido (0,14 a 0,23 mg/L), e também de pH (4,09 a 5,43). Essa redução do OD provavelmente contribuiu para a letalidade nos animais

imediatamente após serem expostos, em todas as concentrações testadas. No entanto, a contribuição dessas variáveis não exclui a participação do próprio metabissulfito de sódio ou outro fator na letalidade observada.

Além disso, nos testes realizados com soluções de metabissulfito de sódio preparadas no laboratório, o oxigênio dissolvido foi o parâmetro que mais variou, diminuindo drasticamente de  $4,6 \pm 0,57$  mg/L da concentração de 100 mg/L para  $3,7 \pm 0,8$  mg/L na concentração de 300 mg/L (Anexo 12).

Segundo a Resolução CONAMA Nº 312, de 10 de outubro de 2002, que dispõe sobre licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira, em seu Art. 14, afirma que, o empreendedor deverá construir uma bacia de sedimentação, dentre outras medidas, para o tratamento e controle dos efluentes.

Num estudo realizado pelo IBAMA (2005), foi verificado que 77% das fazendas de cultivo de camarão não possuíam bacias de sedimentação, lançando os efluentes e a solução de metabissulfito de sódio diretamente no corpo hídrico, ou seja, são irregulares frente a lei e causam impactos sobre o ambiente, sendo necessário rever essa situação.

Cruz (2004) reporta em seu trabalho, que segundo relatos de carcinicultores, consultores e trabalhadores, o descarte da solução de metabissulfito de sódio é realizada de várias maneiras: no próprio local da drenagem, disposto a céu aberto, enterrado em valas escavadas e até em cisternas fechadas localizadas próximo aos viveiros, onde este passa por um processo de neutralização.

Na fazenda onde foram realizadas as coletas, o refugo da solução de metabissulfito de sódio é bombeado para um carro pipa e levado para um reservatório onde é realizado um tratamento de neutralização.

Os dados constantes na literatura sobre os possíveis impactos desse composto são muito reduzidos. Consequentemente não se sabe a quantidade desse produto que poderia ser lançado no ambiente sem causar danos ao ecossistema. Em um número limitado de organismos aquáticos têm sido realizados testes para a avaliação ecotoxicológica. Porém se tal produto retira o oxigênio dissolvido na água, é tóxico e pode ser considerado nocivo.

Alguns dados são fornecidos pela Ficha de Informação de Segurança de Produto Químico (FISPQ) da PRODUQUÍMICA (2002). As informações ecológicas do produto informam dados de toxicidade em algas (*Sceriodesmus subspicatus*) com uma EC<sub>50</sub> (72 horas) de 48 mg/L, para bactérias (*Pseudomonas putida*) com uma EC<sub>50</sub> (17 horas) de 56 mg/L e uma toxicidade aguda para dáfnias (*Daphnia magna*) com CL<sub>50</sub> (48 horas) igual a 89 mg/L.

No teste de toxicidade aguda para o metabissulfito de sódio realizado no presente estudo, a média da CL<sub>50</sub> (96 horas) para o *M. juniae* foi de  $38,2 \pm 4,7$  mg/L (Anexo 16). Comparando esse valor com o descrito na literatura para o crustáceo dáfnia, observa-se uma maior sensibilidade do misidáceo ao produto testado.

Como dito anteriormente, alguns carcinicultores utilizam produtos químicos como, o peróxido de hidrogênio, hidróxido de sódio e o hidróxido de cálcio, para a neutralização do metabissulfito de sódio, antes que este seja descartado no corpo receptor.

Algumas medidas são recomendadas por Nunes et al. (2005), para a neutralização da solução de metabissulfito de sódio utilizado nas despescas. Esta deve ser levada para um local apropriado e adicionar 0,36 kg/L de Ca(OH)<sub>2</sub>, sendo oxigenada mecanicamente até que se oxide para bissulfato. A solução ácida restante deve apresentar oxigênio dissolvido maior que 4 mg/L.

Entretanto não existe legislação específica para o descarte desse produto no meio ambiente. Com isso, nesse estudo foram testados diferentes métodos na tentativa dessa neutralização, inclusive o uso do hidróxido de cálcio (Ca(OH)<sub>2</sub>). O que poderá vir ajudar para uma futura normatização do descarte desse produto.

Segundo ARANA (2004), dependendo da quantidade de oxigênio presente em um cultivo, os organismos aquáticos podem enfrentar diferentes situações. Para o caso de trutas, um valor de 8,0 a 9,0 mg/L, os animais têm uma independência de oxigênio; de 5,0 a 5,5 mg/L, causam dependência alimentar. Quando esse valor diminui para 2,5 a 3,0 mg/L, ocorre uma dependência fisiológica e quando o nível de oxigênio dissolvido na água é de 0,0 a 1,0 mg/L, causa a morte desses animais.

Nos bioensaios realizados, os valores do oxigênio dissolvido permaneceram abaixo do citado por Nunes et al. (2005), para os testes com metabissulfito de sódio aerado e com a adição do Ca(OH)<sub>2</sub> na ausência da aeração, ambos por 24 horas,

nas concentrações de 300 e 1000 mg/L. (Anexo 14 e 15). Quando o teste foi realizado na ausência da aeração por 24 horas, esses valores diminuíram a partir da concentração de 100 mg/L (Anexo 13). Já quando, adicionou-se  $\text{Ca(OH)}_2$  e deixou-se sob aeração, o nível de oxigênio dissolvido permaneceu acima de 6,0 mg/L (Anexo 16).

Tomando-se como referência os valores citados por ARANA (2004), a letalidade para os misidáceos nos experimentos ocorreu mesmo quando o nível de oxigênio dissolvido estava acima do citado pelo referido autor. Como podemos observar nos anexos das médias dos parâmetros físico-químicos (Anexo 12 a 16) e nas tabelas do número de organismos mortos durante o teste (Tabelas 6 a 10), essa mortalidade ocorreu imediatamente à exposição dos misidáceos nas soluções de metabissulfito de sódio.

A simples aeração da solução de metabissulfito de sódio reduziu a sua toxicidade, o que pode ser observado pelo aumento dos valores de  $\text{CL}_{50}$  em cerca de três vezes (Tabela 8 e Figura 9). Esse resultado corrobora a importância da redução da disponibilidade de oxigênio com um dos fatores importantes na letalidade induzida pelo metabissulfito de sódio. Entretanto, a aeração por si não deve ser considerada uma estratégia eficaz na remoção de toxicidade. O tratamento químico através da adição de  $\text{Ca(OH)}_2$  na presença de aeração, por sua vez, foi mais eficiente na remoção da toxicidade deste composto. Neste caso não foi observada toxicidade em três dos cinco experimentos realizados, e mesmo naqueles onde foi possível determinar a  $\text{CL}_{50}$ , os valores obtidos foram superiores aos do tratamento apenas com aeração (Tabela 10 e Figura 9).

Sendo assim, esses resultados mostram que o metabissulfito de sódio possui uma elevada toxicidade para esses organismos, que são considerados sensíveis na avaliação de impacto sobre a biota, tornando altamente necessários os tratamentos químicos de neutralização deste composto. As concentrações deste composto utilizadas nos tanques de despescas são bem elevadas e extremamente tóxicas, como comprovado no presente trabalho onde mesmo com uma diluição de quase cem vezes, a água do tanque de despescas causou letalidade em 100% dos organismos teste imediatamente após a exposição.

O teste de toxicidade aguda com *M. juniae* mostrou uma boa sensibilidade ao metabissulfito de sódio, que como demonstrado pode contribuir significativamente

para a toxicidade do efluente pelo menos no momento da despesca. Entretanto, esse trabalho utilizou apenas esse teste, e seria muito relevante que outros estudos, utilizando outros bioensaios, fossem realizados na tentativa de caracterizar a toxicidade do efluente, permitindo o estabelecimento de um modelo eficiente de avaliação de impacto ambiental relacionado à carcinicultura.

## 6. CONCLUSÃO

A avaliação de amostras de água coletadas nas comportas de abastecimento e de drenagem de viveiros em uma fazenda de cultivo de camarão marinho utilizando o teste agudo com juvenis de *M. juniae* mostrou toxicidade variada, sendo que a água da comporta de drenagem mostrou-se mais tóxica, pois apresentou valores de  $CL_{50}$  mais baixos do que o encontrado na água da comporta de abastecimento. Isto indica que o efluente gerado na fazenda de cultivo de camarão está contribuindo para o aumento de toxicidade observado.

Quanto aos testes com metabissulfito de sódio, pode-se concluir que o *M. juniae* mostrou-se bastante sensível a esse composto, quando comparado a outros crustáceos e que o tratamento químico através da adição de  $Ca(OH)_2$  na presença de aeração foi parcialmente eficiente na remoção da toxicidade. Sendo assim, o metabissulfito de sódio deve contribuir significativamente para a toxicidade do efluente, pelo menos no momento da despesca.

Finalmente, o monitoramento da qualidade do efluente das fazendas de cultivo de camarão marinho não deve se basear apenas na avaliação de parâmetros físico-químicos e nutrientes. Faz-se necessária a inclusão de testes ecotoxicológicos neste monitoramento.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Criadores de Camarão - ABCC. N. 3, ano 7, setembro, 2003.

ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. Cap. 6. In ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. 2006. Ed. Rima.

ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarão**. 2004, p. 231, 2 ed, ed UFSC.

AVAILT, J. 1996, Fundamentals of aquaculture apud USEPA. Economic and environmental benefits analysis of the final effluent limitations guidelines and new source performance standards for the concentrated aquatic animal production industry point source category. chapter 7, jun, 2004.

AZEVEDO, F. A. & CHASIN, A. A. da M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. 2004, p. 340, Ed RiMa e InterTox.

BADARÓ-PEDROSO, C. Toxicidade crônica de amostras do canal de São Sebastião e de substâncias puras a *Mysidopsis juniae* (Crustácea – Mysidacea). Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, 165p. 1993.

BADARÓ-PEDROSO, C.; REYNIER, M. V.; PRÓSPERI, V. A. Testes de toxicidade aguda com misidáceos – ênfase nas espécies *Mysidopsis juniae* e *Mysidium gracile* (Crustácea: Mysidacea). In NASCIMENTO, I. A.; SOUSA, E. C. P. M.; NIPPER, M. **Métodos em ecotoxicologia marinha**. Aplicações no Brasil. 2002, p. 262, Ed. Artes gráficas e indústria LTDA.

BASF AKTIENGESALLCHAFT INDÚSTRIA QUÍMICA, 2000. Disponível em: <<http://www.basf.com.br/documentos/msds/Metabisulfito%20de%20Sódio.pdf>>

Acesso em: 25 nov. 2006

BARBIERE JUNIOR, R. C.; NETO OSTRENSKY, A. **Camarão marinho: engorda**. Viçosa-MG, 2002, p. 351, v.2, ed. Aprenda fácil.

BARNES, R. D.; RUPPERT, E. **Zoologia dos invertebrados**. 1996, p. 1029, 6nd ed, ed. Roca.

\_\_\_\_ <[www.biossegurancahospitalar.com.br/files/riscoQuimico.doc](http://www.biossegurancahospitalar.com.br/files/riscoQuimico.doc)>. Acesso em: 04 mai. 2006.

BOYD, C. E.; GAUTIER, D. Effluent composition and water quality standards. **Global aquaculture advocate**, v. 3, n. 5, p. 61-66, 2000.

BROWN, J. J.; GLENN, E. P.; FITZSIMMONS, K. M.; SMITH, S. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. **Aquaculture**, v. 175, p.255-268, 1999.

COLT, J.; ARMSTRONG, D. 1981, apud ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aqüicultura**: uma revisão para peixes e camarões. 2004, p. 231, 2 ed, ed UFSC.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 001 de 23 de janeiro de 1986.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 312 de 10 de outubro de 2002.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.

CRUZ, R. R. M. O uso do metabissulfito de sódio na criação de camarão marinho em cativeiro e seu perigo para o trabalhador e o meio ambiente. Monografia de especialização. UNIFOR, 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de liminologia**. 1998, p. 602, 2 ed, ed. Interciência.

FISPQ - Ficha de Informação de Segurança de Produto Químico, PRODUQUÍMICA. Metabissulfito de sódio. N. 007, agosto, 2002.

GT-Carcinicultura - Diagnóstico sobre os impactos da carcinicultura (cultura de crustáceos em viveiros) no meio ambiente, nas regiões Norte e Nordeste. Jun 2005. Disponível em < [www.mma.gov.br/port/conama/processo](http://www.mma.gov.br/port/conama/processo)>. Acesso em: 26 jan. 2006.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science Technological**, v. 12, n. 4, p. 471, 1978.

HERNANDÉZ, J. N.; NUNES, A. J. P. Biossegurança de camarão marinho. In Qualidade de água e fatores ambientais. **Revista da ABCC**. p. 53, ano 3, n 2, set, 2001.

HOFFMAM, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JUNIOR, G. A.; CAIRNS JUNIOR, J. **Handbook of Ecotoxicology**. 2003, p. 1290, 2nd ed.

IBAMA, 2005. Estudos sobre os impactos ambientais da carcinicultura, In. MEIRELES, A. J. A. Riscos sócio-ambientais ao longo da zona costeira. Simpósio Riscos Naturais e Antrópicos na zona costeira. Disponível em < [www.mma.gov.br/port/conama/processo](http://www.mma.gov.br/port/conama/processo)>. Acesso em: 26 jan. 2006.

JACKSON C.; PRESTON, N.; THOMPSON, P. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. **Aquaculture research**, v. 35, p.1053-1061, 2004.

JONES, A. B.; O'DONOHUNE, M. J.; UDY, J.; DENNISON, W. C. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 52, p. 91-109, 2001.

LACERDA, L. D. Impacto do ambiente exógeno sobre a carcinicultura marinha. Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC), Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal (ISME-BR), Fortaleza, p. 87, 2005.

LACERDA, L. D.; MARINS, R. V.; VAISMAN, A. G.; MAIA, S. R. R.; AGUIAR, J. E.; DIAS, F. J. S. Contaminação por metais pesados nas bacias inferiores dos Rios Curimataú e Açu (RN) e Rio Jaquaribe (CE). Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal do Brasil; Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC), Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), Fortaleza, p. 63, 2004.

LIN, C. K.; RUAMTHAAVEESUB, P.; WANUCHSOONTORN, P. Integrated culture of green mussel (*Perna viridis*) in waste-water from an intensive shrimp pond: concept and practice. **World aquaculture**, v. 44, p. 187-200, 1993.

Lin, C. K.; Yi, Y. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. **Aquaculture**, v. 226, p. 57-68, 2003.

LUSTOSA, D. C. P. Relatório sobre o acompanhamento das atividades desenvolvidas em um cultivo semi-intensivo de camarão branco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), realizado na fazenda Camarões do Brasil, município de Cajueiro da Praia. Relatório de monografia. 2002.

LYMBERY, A. J.; DOUPÉ, R. G.; BENNETT, T.; STARCEVICH, M. R. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. **Aquaculture engineering**, v. 34, p. 1-7, 2006.

MACVEY, J. P. **Handbook of mariculture**: Crustacean aquaculture. 1993, p. 512, v. 1, 2nd ed.

Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Histórico da Carcinicultura Brasileira. Disponível em: [www.mercadodapesca.com.br/cadeias.camaraomarinho.php](http://www.mercadodapesca.com.br/cadeias.camaraomarinho.php). Acesso em: 18 ago. 2005.

NIMMO, D.R.; HAMAKER, T.L. Mysids in toxicity testing – a review. **Hydrobiology**, 93: 171-178. 1982.

NIPPER, M. G.; PRÓSPERI, V. A. Desenvolvimento de testes de toxicidade com organismos marinhos. Relatório Técnico, CETESB, P. 20, 1993.

NUNES, A. J. P. Fundamentos da engorda em cativeiro. **Revista Panorama da Aqüicultura**. p. 41-49, v. 06, 2001.

NUNES, A. J. P.; GESTEIRA, T. C. V.; OLIVEIRA, G. G.; LIMA, R. C.; MIRANDA, R. M. Princípios para boas práticas de manejo (BPM) na engorda de camarão marinho do Estado do Ceará. Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR-UFC). Programa de Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) do Estado do Ceará, Fortaleza, Ceará. P.109, 2005.

O'BRYEN, P. J.; LEE, C.S. Management of aquaculture effluents workshop discussion summary. **Aquaculture**, v. 226, p. 227-242, 2003.

OECD SIDS. Disodium disulphite. CAS n. 7681-57-4, nov. 2001. Disponível em: [www.Chem.unep.ch/irptc/sids/OECDIDS/DISODIUM.pdf](http://www.Chem.unep.ch/irptc/sids/OECDIDS/DISODIUM.pdf). Acesso em: 06 fev. 2006.

PÁEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: Causes, effects, and mitigating alternatives. **Environmental management**, v. 28, n. 1 p. 131-140, 2001.

PÁEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. **Environmental pollution**, v. 112, p. 229-231, 2001.

PÁEZ-OSUNA, F.; GALVÁN, S. R. G.; FERNÁNDEZ, A. C. R. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in México. **Marine pollution bulletin**, v. 36, n. 1, p. 65-75, 1998.

PANORAMA DA AQUICULTURA. Aumenta o Consumo de Camarão na Europa. março/abril, n. 88, v. 15, p. 33-37, 2005.

PILLAY, T. V. R. 1992, apud JONES, A. B.; O'DONOHUNE, M. J.; UDY, J.; DENNISON, W. C. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 52, p. 91-109, 2001.

PLATAFORMA TECNOLÓGICA DO CAMARÃO MARINHO CULTIVADO. Seguimento de mercado/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Departamento de Pesca e Aquicultura. Brasília: MAPA/SARC/DPA, CNPq, ABCC, p. 276, 2001.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology**: effects, environmental fate and risk assessment. 2003, p. 1125, 2nd ed, Taylor & Francis LTD.

ROCHA, I. P. Impactos sócio-econômico e ambientais da carcinicultura brasileira: mitos e verdades. **Revista da ABCC**, p. 29, ano 7, n 3, dez, 2005.

SAMOCHA, T. M.; LOPEZ I. M.; JONES, E. R.; JACKSON, S.; LAWRENCE, A. L. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. **Aquaculture research**, v. 35, p. 321-339, 2004.

SANDIFER, P. A.; HOPKINS, J. S. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. **Aquaculture engineering**, v. 15, p. 41-52, 1996.

SARDO, A. M.; MORGADO, F.; SOARES, A. M. V.M. *Mesopodopsis slabberi* (Crustácea: Mysidacea): can it be used in toxicity test ?. **Ecotoxicology and Environmental safety**, v. 60, p. 81-86, 2005.

SHAEFFER-NOVELLI, Y. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros com ênfase sobre o ecossistema manguezal. Edição especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo, n. 7, p. 1-16, 1989.

\_\_\_\_\_. <[www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php](http://www.shrimp.ufscar.br/historico/cultivo.php)>. Acesso em: 20 mar. 2006.

STEPHENS, W. W.; FARRIS, J. L. A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. **Aquaculture**, V. 241, P. 319–330, 2004b.

STEPHENS, W. W.; FARRIS, J. L. Instream community assessment of aquaculture effluents. **Aquaculture**, V. 231, P. 149–162, 2004a.

TEICHERT-CODDINGTON, D. R.; ROUSE, D. B.; POTTS, A.; BOYD, C. E. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. **Aquaculture engineering**, v. 19, p. 147-161, 1999.

TOVAR, A.; MORENO, C.; MÁNUEL-VEZ, A. P.; GARCÍA-VARGAS, M. Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds. **Marine pollution bulletin**, v. 40, n. 11, p. 981-988, 2000.

TROTT, L. A.; MCKINNON, A. D.; ALONGI, D. M.; DAVIDSON, A.; BURFORD, M. A. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. **Estuarine coastal and shelf science**, v. 59, p. 197-207, 2004.

TSUTSUMI, H. Impact of fish net pen culture on the benthic environmental of a cove in south Japan. **Estuaries**, v. 18, p. 108-115, 1995.

USEPA. Economic and environmental impact analysis of the proposed effluent limitations guidelines and standards for the concentrated aquatic animal production industry. chapter. 9, set., 2002.

USEPA. Economic and environmental benefits analysis of the final effluent limitations guidelines and new source performance standards for the concentrated aquatic animal production industry point source category. chapter 7, jun, 2004.

WEBER, C.I. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. 4ed. Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-90/027F, 293P. 1991.

WORF, D. L. 1980, Biological monitoring for environmental effects, apud JONES, A. B.; O'DONOHUNE, M. J.; UDY, J.; DENNISON, W. C. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. **Estuarine, coastal and shelf science**, v. 52, p. 91-109, 2001.

## 8. ANEXOS

Anexo 1. Correção da salinidade para 35‰ com adição de água destilada nas amostras da água de abastecimento coletada na fazenda.

<b>Data das Coletas</b>	<b>Salinidade inicial (‰)</b>	<b>Adição de água destilada (mL)</b>	<b>Volume da amostra (mL)</b>	<b>Volume final (mL)</b>
16/04/05	45	570	2000	2570
16/06/05	40	290	2000	2290
13/07/05	43	450	2000	2450
24/11/05	47	686	2000	2686
02/12/05	45	570	2000	2570
17/01/06	47	686	2000	2686
11/02/06	45	570	2000	2570
16/02/06	43	450	2000	2450

Anexo 2. Correção da salinidade para 35‰ com adição de água destilada nas amostras da água de drenagem coletada na fazenda.

<b>Data das Coletas</b>	<b>Salinidade inicial (‰)</b>	<b>Adição de água destilada (mL)</b>	<b>Volume da amostra (mL)</b>	<b>Volume final (mL)</b>
16/04/05	43	540	2000	2540
16/06/05	40	290	2000	2290
13/07/05	43	450	2000	2450
24/11/05	52	971	2000	2971
02/12/05	50	857	2000	2857
17/01/06	47	686	2000	2686
11/02/06	45	570	2000	2570
16/02/06	40	290	2000	2290

Anexo 3. Concentração final das amostras da água da comporta de abastecimento após correção das salinidades.

Concentração nominal (%)	Concentração considerando a diluição inicial de cada amostra (%)							
	16/04/05	16/06/05	13/07/05	24/11/05	02/12/05	17/01/06	11/02/06	16/02/06
6,25	4,87	5,4	5,12	4,6	4,87	4,6	4,87	5,12
12,5	9,75	10,8	10,2	9,3	9,75	9,3	9,75	10,2
25	19,5	21,7	20,5	18,7	19,5	18,7	19,5	20,5
50	39	43,5	41	37,5	39	37,5	39	41
100	78	87	82	75	78	75	78	82

Anexo 4. Concentração final das amostras da água da comporta de drenagem após correção das salinidades.

Concentração nominal (%)	Concentração considerando a diluição inicial de cada amostra (%)							
	16/04/05	16/06/05	13/07/05	24/11/05	02/12/05	17/01/06	11/02/06	16/02/06
6,25	5,12	5,4	5,12	4,1	4,3	4,6	4,87	5,4
12,5	10,2	10,8	10,2	8,3	8,7	9,3	9,75	10,8
25	20,5	21,7	20,5	16,7	17,5	18,7	19,5	21,7
50	41	43,5	41	33,5	35	37,5	39	43,5
100	82	87	82	67	70	75	78	87

Anexo 5. Valores do pH para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	8,62	8,11	8,50	8,03	8,30	7,83	8,19	7,50	8,32	7,97	8,15	7,80	8,15	7,85	8,12	7,76
<b>6,25</b>	8,47	8,0	8,46	8,11	8,25	8,00	8,18	7,43	8,35	7,93	8,19	7,84	8,19	7,82	8,25	7,78
<b>12,5</b>	8,39	8,03	8,46	8,12	8,21	7,85	8,22	7,39	8,37	7,95	8,29	7,89	8,22	7,87	8,27	7,79
<b>25</b>	8,10	8,09	8,44	8,11	8,16	7,99	8,28	7,45	8,40	7,93	8,31	7,87	8,32	7,92	8,31	7,73
<b>50</b>	7,69	8,07	8,43	8,12	8,14	8,03	8,46	7,33	8,45	7,93	8,42	7,87	8,33	7,91	8,39	7,72
<b>100</b>	6,75	8,07	8,43	8,15	8,39	8,02	8,65	7,31	8,60	7,94	8,66	7,80	8,33	7,80	8,01	7,61

Anexo 6. Valores do oxigênio dissolvido (mg/L) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	9,6	7,2	6,9	6,2	9,7	9,9	6,7	4,8	8,4	8,4	7,1	5,4	6,5	6,0	6,8	4,8
<b>6,25</b>	10,1	6,9	7,3	7,6	9,7	10,4	8,1	6,5	8,5	8,3	7,2	5,3	6,6	6,0	6,4	4,7
<b>12,5</b>	10,4	7,1	7,3	7,6	9,7	10,0	8,2	6,2	8,4	8,5	7,3	5,4	6,7	6,1	6,5	7,8
<b>25</b>	10,5	7,0	7,6	7,7	9,8	10,3	7,4	5,2	8,8	7,5	7,5	5,3	6,7	6,0	6,8	4,4
<b>50</b>	11,0	6,9	8,1	7,4	10,2	10,1	7,2	5,3	8,6	8,6	7,6	5,2	7,0	5,9	7,7	4,5
<b>100</b>	13,0	6,7	9,4	7,2	11,2	10,0	7,1	5,3	8,5	7,2	8,0	4,8	7,7	5,9	9,2	3,4

Anexo 7. Valores da salinidade (‰) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de abastecimento da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	35	34	35	36	35	35	35	36	35	35	35	35	35	36	35	37
<b>6,25</b>	35	34	35	36	35	36	35	37	35	37	35	37	35	35	35	35
<b>12,5</b>	35	34	35	37	35	36	35	35	35	38	35	39	35	36	35	39
<b>25</b>	35	34	35	35	35	37	35	34	35	34	35	35	35	35	35	36
<b>50</b>	35	33	35	34	35	34	35	36	35	35	35	34	35	38	35	37
<b>100</b>	35	30	35	35	35	36	35	35	35	37	35	37	35	37	35	37

Anexo 8. Valores do pH para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	8,00	7,50	8,50	8,11	8,30	7,92	8,19	7,52	8,32	7,97	8,15	7,88	8,15	7,86	8,12	7,78
<b>6,25</b>	8,65	8,12	8,42	8,13	8,25	7,73	8,21	7,47	8,40	7,98	8,18	7,88	8,29	7,88	8,15	7,89
<b>12,5</b>	8,46	8,14	8,39	8,05	8,25	7,80	8,26	7,46	8,46	7,96	8,22	7,88	8,30	7,82	8,16	7,84
<b>25</b>	8,44	8,11	8,39	8,09	8,24	7,88	8,35	7,43	8,74	7,87	8,32	7,86	8,37	7,77	8,24	7,86
<b>50</b>	8,43	8,18	8,39	8,09	8,25	7,84	8,63	7,27	8,75	7,85	8,49	7,86	8,46	7,83	8,29	7,81
<b>100</b>	8,86	8,23	8,57	8,25	8,08	7,87	8,88	7,24	9,14	7,62	8,80	7,78	8,63	7,74	8,52	7,73

Anexo 9. Valores do oxigênio dissolvido (mg/L) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	8,7	8,0	6,9	7,6	9,7	9,5	6,7	5,1	8,4	8,6	7,3	5,6	6,5	5,6	6,8	4,8
<b>6,25</b>	11,6	7,6	7,3	7,6	9,6	9,9	7,0	5,1	8,4	8,4	7,5	5,4	6,7	5,8	7,0	5,2
<b>12,5</b>	10,7	7,7	7,3	7,4	9,6	10,3	7,1	5,3	8,5	8,6	7,6	5,1	6,7	5,8	7,2	4,8
<b>25</b>	12,6	7,8	7,8	7,3	9,7	10,1	7,2	5,2	8,5	8,6	8,0	5,2	6,5	5,4	7,5	5,4
<b>50</b>	12,7	8,3	7,7	7,3	9,9	9,8	7,2	5,0	8,6	8,2	7,6	4,4	6,9	5,9	8,0	5,0
<b>100</b>	17,0	7,9	10,5	7,4	11,1	9,8	7,3	5,0	8,6	8,2	7,5	4,5	8,0	5,4	9,2	4,2

Anexo 10. Valores da salinidade (‰) para cada concentração no início e término dos testes da água da comporta de drenagem da fazenda.

[ ] %	16/04/2005		16/06/2005		13/07/2005		24/11/2005		02/12/2005		17/01/2006		11/02/2006		16/02/2006	
	inicial	final														
<b>0</b>	35	32	35	36	35	35	35	36	35	37	35	34	35	37	35	37
<b>6,25</b>	35	32	35	36	35	37	35	38	35	36	35	35	35	34	35	35
<b>12,5</b>	35	32	35	36	35	38	35	35	35	38	35	36	35	36	35	37
<b>25</b>	35	32	35	34	35	35	35	36	35	35	35	35	35	36	35	38
<b>50</b>	35	32	35	34	35	34	35	37	35	36	35	35	35	35	35	35
<b>100</b>	35	35	35	35	35	36	35	35	35	37	35	37	35	37	35	37

Anexo 11. Valores dos parâmetros físico-químicos da amostra coletada em maio de 2006 no tanque onde foi adicionado o metabissulfito de sódio durante a despesca.

[ ] %	Salinidade (‰)		pH		OD (mg/L)	
	inicial	final	inicial	final	inicial	Final
<b>0</b>	35	35	8,34	7,85	5,60	5,85
<b>6,25</b>	35	n.d.	5,43	n.d.	0,23	n.d.
<b>12,5</b>	35	n.d.	5,06	n.d.	0,20	n.d.
<b>25</b>	35	n.d.	4,71	n.d.	0,19	n.d.
<b>50</b>	35	n.d.	4,40	n.d.	0,15	n.d.
<b>100</b>	35	n.d.	4,09	n.d.	0,14	n.d.

n.d. – não determinado.

Anexo 12. Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio.

[ ] mg/L	Inicial			Final		
	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH
<b>0</b>	35	8,0±0,46	8,26±0,14	35,2±0,20	6,3±0,67	7,81±0,18
<b>10</b>	35	8,1±0,25	8,11±0,12	35,2±0,20	6,5±0,44	7,91±0,06
<b>30</b>	35	7,3±0,37	7,58±0,09	36±0,30	5,8±0,74	7,90±0,06
<b>100</b>	35	4,6±0,57	6,65±0,10	36±0,40	4,1±0,36	6,92±0,18
<b>300</b>	35	3,8±0,80	5,88±0,14	36±0,40	3,5±0,71	5,88±0,14
<b>1000</b>	35	3,5±0,75	5,12±0,28	35,4±0,24	3,3±0,70	5,12±0,28

Anexo 13. Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio não aerado por 24 horas.

[ ] mg/L	Inicial			Final		
	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH
<b>Sol. estoque</b>	35	0,4±0,40	4,49±0,40	-	-	-
<b>0</b>	35	6,5±0,38	8,20±0,07	35,2±0,20	6,2±0,44	7,96±0,03
<b>10</b>	35	5,9±0,50	7,76±0,32	36,8±0,37	6,1±0,36	7,86±0,12
<b>30</b>	35	4,7±0,56	7,76±0,06	36,8±0,20	5,5±0,43	7,78±0,15
<b>100</b>	35	2,7±1,33	7,04±0,24	36,8±0,48	2,1±0,91	6,89±0,25
<b>300</b>	35	1,8±1,21	5,42±0,46	35,2±0,20	0,6±0,17	5,18±0,60
<b>1000</b>	35	0,6±0,26	4,70±0,55	35,8±0,58	0,5±0,26	4,65±0,59

Anexo 14. Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio aerado por 24 horas.

[ ] mg/L	Inicial			Final		
	Sal (%)	OD (mg/L)	pH	Sal (%)	OD (mg/L)	pH
<b>Sol. estoque</b>	35	5,8±0,40	3,39±0,11	-	-	-
<b>0</b>	35	6,1±0,16	8,14±0,09	35±0,0	6,5±0,33	7,88±0,04
<b>10</b>	35	6,4±0,10	8,05±0,06	35,7±0,20	6,3±0,40	7,91±0,05
<b>30</b>	35	6,2±0,21	8,14±0,02	36±0,31	6,4±0,46	7,93±0,04
<b>100</b>	35	5,8±0,29	7,82±0,07	36±0,44	6,4±0,47	7,89±0,05
<b>300</b>	35	2,5±0,48	7,04±0,20	35,5±0,40	2,5±0,48	7,10±0,20
<b>1000</b>	35	1,6±0,66	5,55±0,36	35,7±0,48	1,6±0,66	5,55±0,36

Anexo 15. Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  não aerado por 24 horas.

[ ] mg/L	Inicial			Final		
	Sal (%)	OD (mg/L)	pH	Sal (%)	OD (mg/L)	pH
<b>Sol. estoque</b>	35	0,2±0,01	7,21±0,17	-	-	-
<b>0</b>	35	6,5±0,08	8,11±0,03	36,2±0,48	5,1±0,17	7,73±0,05
<b>10</b>	35	6,0±0,68	8,07±0,02	36±0,54	5,2±0,22	7,73±0,03
<b>30</b>	35	6,3±0,07	8,06±0,03	36,2±0,37	5,0±0,19	7,74±0,05
<b>100</b>	35	4,1±0,36	7,99±0,03	35±0,0	4,1±0,36	7,99±0,03
<b>300</b>	35	0,4±0,09	7,76±0,04	35±0,0	0,4±0,09	7,77±0,04
<b>1000</b>	35	0,2±0,03	7,25±0,06	35±0,0	0,2±0,03	7,25±0,06

Anexo 16. Média dos parâmetros físico-químicos no início e término dos experimentos dos cinco testes realizados com metabissulfito de sódio com  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  aerado por 24 horas.

[ ] mg/L	Inicial			Final		
	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH	Sal (‰)	OD (mg/L)	pH
<b>Sol. estoque</b>	35	6,9±0,08	7,54±0,07	-	-	-
<b>0</b>	35	6,4±0,03	8,10±0,03	37±0,07	5,1±0,20	7,69±0,04
<b>10</b>	35	6,6±0,04	8,07±0,04	36,2±0,20	5,0±0,025	7,68±0,04
<b>30</b>	35	6,5±0,04	8,04±0,01	35,4±0,40	5,1±0,38	7,70±0,03
<b>100</b>	35	5,7±0,03	8,04±0,02	37,4±0,50	5,1±0,30	7,70±0,40
<b>300</b>	35	6,5±0,25	8,03±0,03	35,7±0,37	5,4±0,26	7,71±0,03
<b>1000</b>	35	6,6±0,03	7,95±0,07	36,2±0,58	5,1±0,29	7,58±0,05