

ANÁLISE ECOTOXICOLÓGICA EM VIVEIRO DE CARCINICULTURA DE ÁGUA DOCE, UTILIZANDO O CLADÓCERO *Ceriodaphnia dubia* COMO ORGANISMO-TESTE *

Luis Eugenio Bittencourt MOREIRA ¹; Julio Vicente LOMBARDI ²; Cacilda Thais Janson MERCANTE ²; Renata BAZANTE-YAMAGUISHI ¹

RESUMO

Devido ao aumento do consumo e à diminuição dos estoques pesqueiros, a aquicultura sofreu um grande incremento nos últimos anos. A produção do camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* cresceu com a utilização de sistemas intensivos, que geram mais matéria orgânica, podendo levar à eutrofização do ambiente. Atualmente a atividade precisa ser sustentável do ponto de vista econômico, social e ambiental. Neste sentido, a resolução do CONAMA 357 de 2005 propõe a utilização de ensaios ecotoxicológicos para o controle da qualidade de efluentes lançados nos corpos hídricos. O objetivo do presente trabalho foi realizar ensaios ecotoxicológicos em amostras de água provenientes da atividade de carcinicultura de água doce, utilizando o cladóceros *Ceriodaphnia dubia* como organismo-teste. As amostragens foram realizadas, mensalmente, durante seis meses, em um empreendimento de cultivo do camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii*. Os pontos de amostragem foram distribuídos de forma a cobrir todo o fluxo hídrico, ou seja, desde o abastecimento do sistema (afluente), passando pelo viveiro de cultivo, pelo efluente e pelo seu lançamento no corpo receptor. Todos os pontos de amostragem manifestaram resultados de toxicidade (aguda ou crônica). A diluição do efluente, considerando-se uma média de todas as coletas, apresentou CENO de 50%, CEO de 100% e CI₅₀:168h de 56,62%. As variáveis físicas e químicas foram também analisadas e comparadas com os resultados de toxicidade.

Palavras-chave: Carcinicultura; *Ceriodaphnia dubia*; ecotoxicologia; efluente; *Macrobrachium rosenbergii*

ECOTOXICOLOGICAL ASSESSMENT IN A POND OF FRESHWATER SHRIMP FARMING, USING THE CLADOCERA *Ceriodaphnia dubia* AS TEST-ORGANISM

ABSTRACT

Aquaculture has risen considerably in the last years due to an increase in consumption and also to the reduction in the natural fishery stocks. The production of the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* has increased due to the use of intensive systems, generating more organic matter in the natural environment, and possibly causing its eutrofization. Presently, for this activity to be sustainable, it must be economically, socially and environmentally supported. Therefore, the proposition of the 2005 CONAMA states the use of ecotoxicological analysis for controlling effluents. The aim of this study was to carry out ecotoxicological analysis, with the test-organism *Ceriodaphnia dubia*, in order to evaluate the water quality from an enterprise of fresh water shrimp culture. Samples were collected monthly, for six months, in a pond of fresh water shrimp *Macrobrachium rosenbergii* farm. Sites for sampling were set up in order to cover the complete water flow, i.e. from water supply in the system (affluent), passing through shrimp pond, then through effluent and its disposal into the natural environment (water receiver). Results showed that all sites were classified as toxic (acute or chronic). The average of the effluent dilution in all samples revealed NOEC of 50%, LOEC of 100% and IC₅₀:168h of 56.62%. In addition, the physical and chemical variables were analyzed and compared with the results of toxicity.

Key words: Shrimp farm; *Ceriodaphnia dubia*; ecotoxicology; effluent; *Macrobrachium rosenbergii*

Artigo Científico: Recebido em: 27/09/2009 – Aprovado em 02/06/2010

¹ Programa de Pós – Graduação em Aquicultura e Pesca do Instituto de Pesca – APTA – SAA – SP

² Pesquisador Científico do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos – Laboratório de Ecotoxicologia Aquática - Instituto de Pesca – APTA – SAA – SP

Corresponding author: Luis Eugenio Bittencourt Moreira, e-mail:luisebmoreira@hotmail.com

* Auxílio financeiro da FAPESP, processo n°. 05/05180-0

INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento da população mundial, o consumo de alimentos vem aumentando. Enquanto muitos estoques pesqueiros naturais já se encontram em seu limite máximo de exploração, a produção de pescado pela aquicultura tem aumentado muito nos últimos anos. Atualmente, este é o setor de produção de alimentos de maior crescimento no mundo (KUTTY, 2005). A aquicultura, em 2003, produziu cerca de 28% do que é produzido por meio da pesca oceânica e continental no Brasil, comparados com cerca de 30% no nível mundial, tendo crescido anualmente de 3 a 4% (8% no nível mundial) nos últimos anos (ARANA, 2004). Conforme dados publicados pela FAO (2007), a produção mundial através da pesca e da aquicultura, em 2005, somaram aproximadamente 140 milhões de toneladas, sendo a produção através da aquicultura responsável por cerca de 48 milhões de toneladas, gerando um montante de US\$ 71 bilhões. No Brasil, em 2005, produziu-se, através da aquicultura, por volta de 260 mil toneladas, gerando um bilhão de dólares (FAO, 2007). Estima-se que em 2010, a produção proveniente da aquicultura supere a produção mundial através da pesca, que atualmente é de noventa milhões de toneladas anuais e não pode crescer mais devido ao limite imposto pelo conceito da capacidade máxima sustentável de captura (ARANA, 2004).

A aquicultura continental de água doce tem apresentado um crescimento contínuo nos últimos anos, passando de 77 mil toneladas, em 1997, para cerca de 180 mil toneladas, em 2004, representando um aumento superior a 100% no referido período (IBAMA, 2005). Em um outro cenário, na carcinicultura de água doce, que se dedica ao cultivo de espécies de camarões do gênero *Macrobrachium*, o crescimento anual da produção, no final da década de noventa, foi de 29% e durante o período de 1999 a 2001, foi de 48% ao ano, com uma produção em torno de trezentas mil toneladas em 2001 (NEW, 2003).

A principal espécie cultivada é o *Macrobrachium rosenbergii* sendo que a produção mundial da referida espécie cresceu de 26.588 toneladas, gerando US\$ 141 milhões em 1991, para 205.033 toneladas em 2005, movimentando,

aproximadamente, novecentos milhões de dólares. O principal produtor atualmente é a China, com 99.111 toneladas ano⁻¹, gerando US\$ 340 milhões, seguido da Índia, com 42.820 toneladas ano⁻¹, gerando US\$ 194 milhões (FAO, 2007). Já segundo NEW (2003), de 1994 a 1998, a produção mundial de *M. rosenbergii* incrementou em quase 700%, passando de 18 para 130 mil toneladas. Existem estimativas de que o crescimento anual da produção de *M. rosenbergii*, até o final da presente década, seja em torno de 12% a 30% ao ano, chegando ao ano de 2010 com uma produção mundial de 750 mil a um milhão de toneladas (NEW, 2005).

No Brasil, a produção de camarões de água doce corresponde a mais de 25% da produção de crustáceos cultivados (NEW, 1995), sendo a espécie *M. rosenbergii* produzida em vinte estados, em cerca de seiscentas fazendas, com uma produção de quatrocentas toneladas por ano (IBAMA, 2005). Conforme a FAO (2007), no Brasil em 2005, geraram-se três milhões de dólares através da produção de 370 toneladas de *M. rosenbergii*.

Por ser uma atividade em crescimento e por gerar efluentes ricos em nutrientes, com consequências ecológicas negativas sobre o ambiente aquático, a carcinicultura tem sido considerada impactante (TIAGO e GIANESELLA, 2002). Segundo ANTUNES (1998), impacto ambiental é o resultado da intervenção humana sobre o meio ambiente. Pode ser positivo ou negativo, dependendo da qualidade da intervenção desenvolvida. O uso de rações e fertilizantes, durante o processo de cultivo de camarões de água doce, gera um acúmulo de resíduos nos viveiros, podendo provocar uma queda na concentração de oxigênio dissolvido, pelo aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), levando a mortalidade dos organismos aquáticos e a liberação de gases com odor e, muitas vezes, tóxicos (hidróxido de enxofre e metano), além da possibilidade de causar o fenômeno de eutrofização (ARANA, 2004). Segundo BOYD (1989), o oxigênio dissolvido é o indicador mais crítico da qualidade de água na aquicultura, controlando o crescimento e a sobrevivência dos camarões nos tanques, sendo que efluentes com baixos níveis de oxigênio dissolvido podem causar condições

desfavoráveis de crescimento e reprodução dos organismos aquáticos nos corpos receptores. Dessa forma, os efluentes gerados nas trocas de água e na despesca (ocasião de drenagem total dos viveiros) podem enriquecer os corpos receptores com nutrientes, matéria orgânica mineral, solúvel e suspensa. Essas partículas em suspensão são formadas por organismos do fitoplâncton e zooplâncton, além da dissolução de sais como amônia, nitrito, nitrato, fosfato, e outras substâncias que podem ser consideradas poluentes em potencial (BOYD 1990). Segundo JACKSON *et al.* (2004), nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão são componentes do efluente com particular potencial para causar degradação ambiental, sendo a eutrofização o maior comprometimento da qualidade da água. Como consequência, pode-se ter a inviabilidade de todo empreendimento devido à degradação da qualidade de água da mesma bacia hidrográfica utilizada para abastecer outros viveiros (BOYD *et al.*, 1998). Por outro lado, de acordo com TIAGO e GIANESSELLA (2002), os efluentes de aquicultura ainda representam um grande volume de água com baixos teores de nutrientes, quando comparados aos efluentes de origem doméstica, mesmo tratados. Além disso, segundo NEW *et al.* (2000), a carcinicultura de água doce é potencialmente menos impactante, quando comparada a outras atividades da aquicultura, pois é realizada em baixas densidades de estocagem. Ao mesmo tempo, o uso de formulações químicas e antibióticos não é muito comum nesta atividade.

A aquicultura é uma atividade que, supostamente, deveria demonstrar maior preocupação com a preservação da qualidade do ecossistema aquático, pois depende inteiramente desta para o seu sucesso. Até bem pouco tempo atrás, a única preocupação com os recursos hídricos na aquicultura dizia respeito à avaliação da qualidade da água de abastecimento dos viveiros de cultivo. Devido ao desenvolvimento tecnológico, houve um considerável incremento da capacidade produtiva, ampliando-se os riscos de deterioração da qualidade da água, contribuindo com o declínio da sua sustentabilidade. As abordagens concernentes aos parâmetros de qualidade de água na aquicultura encontram-se contempladas em diversas obras literárias, dentre

as quais se destacam: BOYD (1990), BRUNE e TOMASSO (1991) e BOYD e TUCKER (1998), cujas tendências passaram a incluir, além dos cuidados com a seleção de água de boa qualidade para abastecimento de viveiros, também a preocupação com a carga de poluentes dos efluentes gerados nesta atividade. Sendo assim, a classificação de baixo nível de impacto para a carcinicultura de água doce (NEW *et al.*, 2000) deve ser repensada ou, pelo menos, melhor estudada.

Os efluentes gerados pela aquicultura e a sua forma de lançamento nos corpos d'água têm sido questionados pela sociedade, como item participativo da qualidade, alegando seu grau poluidor e ofensivo à comunidade aquática. Afinal é possível produzir sem provocar alterações ambientais? De acordo com VALENTI (2002), esta é uma parte do processo produtivo e pode-se reduzir o impacto sobre o meio ambiente a um mínimo indispensável, de modo que não haja redução da biodiversidade, esgotamento ou comprometimento negativo de qualquer recurso natural e alterações significativas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Este mesmo autor ainda postula que não se pode desenvolver tecnologia visando aumentar a produtividade sem avaliar os impactos ambientais. A aquicultura, para ser bem sucedida atualmente, deve visar um desenvolvimento sustentado, sendo economicamente viável, ecologicamente saudável e socialmente aceitável. A intensificação e a expansão na produção de camarões, sem considerar seu potencial de impacto social e ambiental, podem levar a um sistema insustentável (KUTTY, 2005).

Segundo a resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) de número 357, de 17 de Março de 2005, as águas da União (doces, salobras e salinas) requerem níveis de qualidade e avaliações realizadas em condições e padrões específicos para garantir seus usos preponderantes e estabelece, a cada classe, a verificação do possível efeito tóxico (agudo ou crônico) a organismos aquáticos, demonstrando uma preocupação e um controle crescente com o despejo de efluentes, incluindo a Ecotoxicologia como uma forte ferramenta utilizada para indicação de qualidade de água (BRASIL, 2005).

Existem vários métodos padronizados para a realização de ensaios ecotoxicológicos com amostras de água, sendo o principal deles, no Brasil, descrito pela ABNT (2005). Segundo LOMBARDI (2004), a escolha de organismos-teste para a realização destes ensaios deve considerar diversos critérios baseados na resposta que se pretende obter. Os cladóceros do gênero *Ceriodaphnia* são mais representativos de águas continentais no território brasileiro quando comparados à *Daphnia* sp, sendo possível a coexistência de diversas espécies (ROCHA *et al.*, 1995). Ensaios com *Ceriodaphnia dubia* geralmente permitem duas leituras de resultado (toxicidade aguda e crônica), sendo, portanto, empregado internacionalmente pelas agências ambientais, especialmente da Comunidade Européia, Estados Unidos, Canadá, Japão e Austrália, para o controle das inúmeras descargas de efluentes líquidos industriais e municipais em ambiente aquático (NASCIMENTO *et al.*, 2002). No entanto, as informações disponíveis na literatura permitem observar que os efluentes analisados raramente incluem as descargas provenientes das diversas atividades da agricultura, sendo que os efluentes de viveiros de aquicultura praticamente inexistem em estudos com esta abordagem. As análises ecotoxicológicas são bastante eficientes para detectar os efeitos de vários poluentes comumente lançados no meio aquático durante o manejo dos viveiros de aquicultura, tais como nutrientes orgânicos, inseticidas, herbicidas, hormônios e antibióticos. Assim, este estudo teve como objetivo geral realizar ensaios ecotoxicológicos em amostras de água provenientes de um empreendimento comercial de carcinicultura de água doce, a fim de avaliar os possíveis impactos desta natureza e, como objetivos específicos, analisar qualitativa e quantitativamente a carga de poluentes orgânicos gerada no cultivo, bem como determinar o grau de trofia ao longo do sistema, com vistas ao fornecimento de subsídios técnicos para as proposições de tratamento de efluentes, além de confrontar os resultados com as recomendações expressas na resolução CONAMA 357 de 2005.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de Amostragem

As amostras de água foram coletadas, mensalmente, no empreendimento comercial de

carcinicultura Sítio São Francisco, que desenvolve esta atividade desde junho de 2006. Para que os dados refletissem a realidade da atividade, este empreendimento foi selecionado aleatoriamente, sem qualquer interferência do presente estudo na concepção de alocação do mesmo, bem como nas operações corriqueiras de manejo geral ou nas decisões dos empreendedores.

As amostragens foram realizadas durante o período de novembro de 2006 a abril de 2007, compreendendo um ciclo completo de recria do camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii*, ou seja, abrangendo desde a fase inicial das operações de criação (logo após o povoamento dos viveiros), até a fase final (despesca), perfazendo-se 6 coletas.

A propriedade está localizada no município de Sete Barras - SP (S-24°16'45,4" W-47°54'43,5") que integra a Bacia Hidrográfica do rio Ribeira do Iguape - SP, e possui um tamanho de 53 ha, sendo a área total de viveiros (área inundada) de 8.538 m². O viveiro amostrado possuía as medidas de 38,9 m de comprimento, 27,3 m de largura e profundidade média de 0,95 m, totalizando uma área de 1061,97 m² e volume médio de 850 m³.

Os dados que caracterizam esta unidade foram levantados antes do início do período de amostragem e ao longo deste, através do preenchimento de fichas de campo, utilizadas para auxiliar as interpretações dos resultados dos ensaios ecotoxicológicos.

O cultivo caracterizava-se por ser semi-intensivo, sem aeração mecânica e sem utilização de adubo químico. Os tanques tiveram como preparação prévia a calagem, utilizando-se cal virgem e aplicação esporádica de esterco bovino como indutor da comunidade fitoplanctônica. A troca de água foi constante, com maior ou menor vazão, dependendo da necessidade ou disponibilidade de água. Tanto a captação de água como o escoamento do efluente se dava por gravidade, sendo que o afluente era captado de uma barragem artificial com nascente na propriedade. Através de análise prospectiva no local, não houve suspeita de aporte de poluentes na fonte de abastecimento ou no corpo receptor (ausência de atividades agrícolas, industriais, urbanas, entre outras.).

O povoamento do viveiro foi realizado com 9000 pós-larvas de *Macrobrachium rosenbergii*, com idade de 46 dias e peso médio de 0,09g, pretendendo-se uma produtividade de 10 a 15 Kg por milheiro de pós-larvas, ou 1.000 a 1.500Kg ha⁻¹ ciclo⁻¹. No final do ciclo, os indivíduos pesavam, em média, 24,85 g, verificando-se uma produção de 164,697 kg no viveiro utilizado para o estudo

(produtividade de 1.554 kg ha⁻¹ ciclo⁻¹). O alimento dos camarões foi oferecido, diariamente, na forma de ração comercial com 35% de proteína bruta (informação de rótulo), cuja quantidade total, ao final do ciclo de produção, atingiu 300 kg.

A localização dos pontos de amostragem está representada na Figura 1.

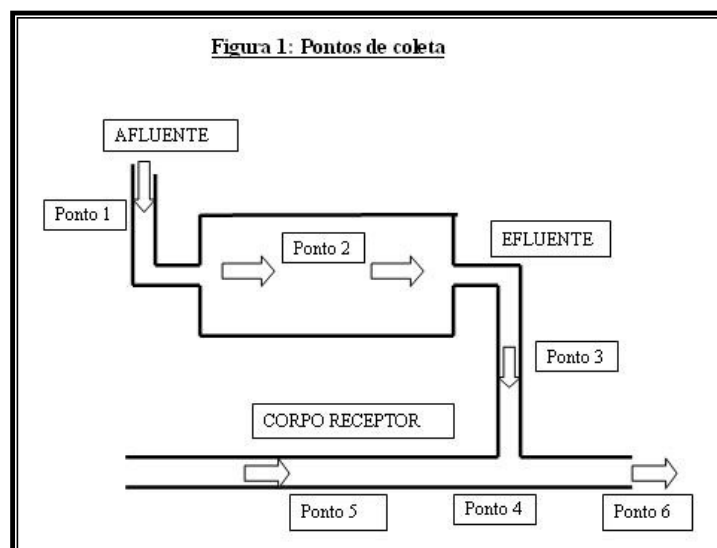


Figura 1. Localização dos pontos de amostragem no viveiro de cultivo de camarão *M. rosenbergii*. 1 - Afluente (fonte de abastecimento do viveiro); 2 - Meio de cultivo (coluna d'água dentro do viveiro); 3 - Efluente (no sistema de drenagem do viveiro); 4 - Ponto de mistura (no local de lançamento do efluente no corpo receptor); 5 - À montante (79 m) do ponto de mistura (selecionado pela situação logística); 6 - À jusante (15 m) do ponto de mistura (selecionado pela situação logística)

Em relação às análises das variáveis físicas e químicas da água, os valores de oxigênio dissolvido (mg L⁻¹), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura (°C) e turbidez (NTU) foram determinados através da sonda de multiparâmetros marca Horiba U-22. Além disso, amostras de água foram coletadas na sub-superfície da coluna d'água e encaminhadas ao Laboratório do Instituto de Pesca, em São Paulo, para as seguintes determinações: clorofila *a* (µg L⁻¹); fósforo total (mg L⁻¹), nitrogênio total (mg L⁻¹), amônia total (mg L⁻¹), nitrito e nitrato (mg L⁻¹), dureza total e D.B.O. (mg L⁻¹), de acordo com a metodologia analítica padronizada, para cada variável, em APHA *et al.* (2005).

As coletas foram realizadas sempre no período entre 10h30min e 13h00min. As amostras coletadas para os ensaios experimentais foram acondicionadas em vasilhames de polietileno (2

litros de capacidade), previamente descontaminados (ABNT, 2005). O transporte ao Laboratório foi realizado em caixas isotérmicas refrigeradas (temperatura próxima de 4°C). Em seguida, as amostras foram filtradas com rede de zooplâncton com malha de 60 µm, para a remoção de possíveis organismos predadores, que porventura pudessem interferir negativamente nos ensaios, sendo as amostras então parceladas em garrafas de polietileno, originando sub-alíquotas de 250 mL. Na impossibilidade de realização imediata dos ensaios, as amostras foram acondicionadas em freezer, sob temperatura próxima de -18°C, por um período não superior a 60 dias, conforme protocolo recomendado pela NBR 13373 ABNT (2005), uma vez que não há diferença nos resultados do ensaio quando a amostra é refrigerada ou congelada (ARAGÃO e BERTOLETTI, 2006). As amostras foram descongeladas dois dias antes do ensaio,

sendo as sub-alíquotas mantidas refrigeradas para serem utilizadas após aclimação conforme se realizavam as trocas diárias nos ensaios.

As amostras do ponto 3 (efluente) foram diluídas em água de cultivo, gerando sub-amostras com concentrações de 100%, 50%, 25%, 12,5% e 6,25%.

Para cálculo do índice de estado trófico (IET), conforme as recomendações apresentadas em TOLEDO *et al.* (1983) e MERCANTE e TUCCIMOURA (1999), no presente estudo aplicou-se o índice de estado trófico de Carlson modificado por TOLEDO *et al.* (1983), o qual foi ajustado para ambientes tropicais, utilizando-se como variável os valores de fósforo total em $\mu\text{g L}^{-1}$ (IET (PT)), sendo que valores de IET abaixo de 44, entre 44 e 54 e acima de 54 caracterizam o ambiente, respectivamente, como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico.

Ensaio

O cladóceros *Ceriodaphnia dubia*, é um organismo bastante apropriado para avaliações ecotoxicológicas da qualidade de águas superficiais (CETESB, 1988) e, portanto, foi utilizado como organismo-teste no presente estudo. As condições técnicas adotadas para realização do cultivo destes organismos, seguiram as recomendações da CETESB (2002) e da NBR 13373 (ABNT, 2005).

A água utilizada no cultivo dos organismos, assim como nas diluições das amostras nos ensaios, foi coletada com frequência mensal no Ribeirão do Pirai (Município de Salto-SP), cujos aspectos de qualidade e indicação para o uso foram previamente atestados nos estudos realizados por BURATINI-MENDES (2002). Uma vez procedida a coleta, a água de cultivo passava por uma correção dos valores de dureza e pH, conforme as indicações de CETESB (1988), APHA *et al.* (1998) e ABNT (2005), a fim de estabelecer os parâmetros adequados para a manutenção do organismo-teste em questão.

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia Aquática do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento em Recursos Hídricos do Instituto de Pesca - SP. A manutenção de todos os ensaios foi feita dentro de incubadoras biológicas, permitindo o estabelecimento das seguintes

características ambientais: temperatura em $25 \pm 1^\circ\text{C}$, intensidade luminosa entre 500 a 1000 lux e fotoperíodo de 16 horas claro/ 8 horas escuro.

Seguindo protocolo recomendado por ARAGÃO e PEREIRA (2003), a idade inicial dos organismos-teste foi de 6 a 30 horas, sendo estes acondicionados individualmente em recipientes com volume de água de 15 mL, totalizando 10 réplicas por amostra. Cada ensaio teve a duração de 7 dias, sendo que a troca total de água ocorria, diariamente, a partir de 48 horas decorridas de seu início. Como alimento, utilizou-se ração fermentada e suspensão de microalgas (*Pseudokirchneriella subcapitata*).

Como critério de leitura de resultados, os dados numéricos relacionados à sobrevivência e à reprodução dos organismos serviram para as avaliações dos efeitos de toxicidade aguda e crônica, respectivamente (ABNT, 2005). Os resultados dos ensaios com a substância de referência não foram incluídos, pois no momento que os ensaios com as amostras foram realizados, a carta controle estava em fase de construção, portanto existiam poucos dados para avaliar a sensibilidade natural dos organismos dentro desse parâmetro. Sendo assim, os ensaios foram validados quando o grupo controle (somente água de cultivo) apresentou taxa de sobrevivência igual ou superior a 80% das réplicas, além da observação da média mínima reprodutiva de 12 neonatos por organismo genitor, seguindo recomendações de MC NULTY *et al.* (1999) e ABNT (2005).

Tratamento Estatístico dos Dados

As análises estatísticas seguiram o protocolo recomendado pela USEPA (2002). Desta forma, aplicou-se a prova exata de Fisher para a constatação de efeito tóxico agudo, que era confirmada sempre que os dados de mortalidade das amostras fossem estatisticamente superiores ($p < 0,05$) aos valores registrados para o grupo controle. Em seguida, a análise de variância foi utilizada para as análises de efeito crônico realizadas entre os pontos de coleta (e/ou nas diluições do efluente) e na comparação destes com o grupo controle. A constatação de efeito tóxico crônico foi confirmada, através do teste de Tukey, sempre que a quantificação reprodutiva registrada nas amostras "número de neonatos" fosse

significativamente inferior ($p < 0,05$) aos mesmos dados apurados no grupo controle. Todas estas análises foram realizadas através do pacote estatístico Toxtat 3.5 (WEST and GULLEY, 1996), que permitiu, inclusive, a constatação de normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias, antes da aplicação dos testes estatísticos.

Os valores da Concentração de Efeito não Observado (CENO) e da Concentração de Efeito Observado (CEO) foram estimados, a partir da constatação da existência de diferença estatística significativa ($p < 0,05$) entre uma determinada concentração do efluente e o grupo controle. Além disso, a concentração de inibição mediana da reprodução (CI50; 168 h) foi calculada através do método de interpolação linear disponível no programa ICPin (NORBERG-KING, 1993).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises das variáveis físicas e químicas, apresentados por pontos de amostragem, ao longo dos seis meses de coleta, encontram-se registrados na Tabela 1, juntamente com os padrões de referência sugeridos pela resolução CONAMA nº 375 de 2005 para as águas doces de classe 2, ou seja, águas destinadas à aquicultura e pesca. Apenas os resultados relacionados aos teores de fósforo total, pH e clorofila *a* é que apresentaram valores divergentes àqueles recomendados pelo CONAMA (BRASIL, 2005) para a categoria, embora estas divergências tenham sido notadas somente em alguns pontos de amostragem e de forma não muito acentuada. Era de se esperar que as principais variáveis relacionadas à presença de nutrientes (fósforo, nitrogênio e clorofila *a*) tivessem seus valores elevados no ponto 3 (efluente). Mesmo os valores de clorofila *a*, que foram os únicos que sofreram alterações entre o ponto de captação ($2,58 \mu\text{g L}^{-1}$ - ponto 1) e o efluente ($49,06 \mu\text{g L}^{-1}$ - ponto 3), não podem ser interpretados como preocupantes, pois a partir da sua diluição no corpo receptor ($14,23 \mu\text{g L}^{-1}$ - ponto 4 e $5,16 \mu\text{g L}^{-1}$ - ponto 6), os valores passam a atender as recomendações do CONAMA (BRASIL, 2005), ou seja, estiveram sempre inferiores a $30,0 \mu\text{g L}^{-1}$.

A Tabela 2 apresenta uma comparação do presente estudo com outros estudos realizados sob o mesmo enfoque.

SAMOCHA *et al.* (2004) observaram valores médios de pH do afluente e do efluente acima do registrado no presente trabalho, tanto em cultivo intensivo quanto semi-intensivo.

Em relação à amônia total, SAMOCHA *et al.* (2004) observaram valores médios para afluentes de cultivo semi-intensivo e intensivo abaixo do nível médio registrado no presente trabalho. Para efluentes de cultivo semi-intensivo, aqueles autores registraram valores de amônia abaixo do observado no presente trabalho e para cultivo intensivo o efluente apresentou valores de amônia acima do nível médio registrado no presente estudo.

Em relação ao fósforo total, SAMOCHA *et al.* (2004) observaram valores médios para afluentes de cultivo semi-intensivo abaixo do nível médio observado no presente trabalho. Porém, para cultivo intensivo, os valores de fósforo total, observados no afluente, superaram os valores registrados no presente estudo. Para efluentes de cultivos semi-intensivo e intensivo, os mesmo autores observaram fósforo total com valores acima do nível médio observado no presente estudo.

JACKSON *et al.* (2004), comparando três empreendimentos de cultivo de camarão, registraram valores de nitrogênio total nos afluentes das fazendas A, B e C. Nesse estudo, apenas a fazenda B apresentou valor menor que o observado no presente trabalho. Em relação aos efluentes, os valores de nitrogênio total foram todos muito acima do observado no presente trabalho.

No mesmo estudo, realizado por JACKSON *et al.* (2004), os afluentes das fazendas A, B e C apresentaram valores de fósforo total abaixo do observado no presente estudo. Em relação aos efluentes destas mesmas fazendas, os valores relatados para o fósforo total foram todos acima do valor registrado neste trabalho.

BEVERIDGE *et al.* (1997) realizaram um trabalho que visou a comparação da qualidade da água de dois viveiros de carcinicultura (afluente e efluente), além da comparação destes com a qualidade de efluentes domésticos. Para o afluente, esses autores registraram valores de nitrogênio total abaixo no estudo 1 e acima no estudo 2 quando comparados a observação feita no presente trabalho. Para o efluente, os valores registrados por esses autores foram ambos acima do observado no

presente trabalho. Os mencionados autores concluíram que o efluente gerado na carcinicultura possui concentração de

nitrogênio muito reduzida, quando comparada às cargas registradas, pelos mesmos, para efluentes domésticos.

Tabela 1. Valores de média \pm desvio-padrão das variáveis físicas e químicas nos pontos de amostragem e valores recomendados pelo CONAMA (Brasil, 2005) para as águas doces de classe 2

	Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5	Pto 6	CONAMA
T (°C)	28,77 $\pm 1,76$	30,35 $\pm 2,13$	30,03 $\pm 2,04$	25,73 $\pm 1,21$	26,65 $\pm 1,25$	26,72 $\pm 2,44$	**
pH	6,64 $\pm 0,48$	7,08 $\pm 0,97$	7,14 $\pm 0,89$	5,94 $\pm 0,33$	5,73 $\pm 0,24$	5,66 $\pm 1,04$	Variação entre 6 e 9
Dureza (mg L ⁻¹)	8,12 $\pm 4,04$	22,59 $\pm 10,84$	21,91 $\pm 11,04$	15,75 $\pm 5,16$	9,75 $\pm 2,82$	14,48 $\pm 5,59$	**
Clorofila a (µg L ⁻¹)	2,58 $\pm 3,08$	41,41 $\pm 45,93$	49,06 $\pm 55,45$	14,23 $\pm 14,36$	3,16 $\pm 2,86$	5,16 $\pm 5,98$	Valor Max. 30,00
Ptotal (mg L ⁻¹)	0,09 $\pm 0,16$	0,10 $\pm 0,02$	0,10 $\pm 0,02$	0,07 $\pm 0,03$	0,02 $\pm 0,01$	0,06 $\pm 0,05$	Valor Max. 0,05
Ntotal (mg L ⁻¹)	0,31 $\pm 0,32$	0,83 $\pm 0,68$	0,84 $\pm 0,73$	0,42 $\pm 0,23$	0,27 $\pm 0,22$	0,35 $\pm 0,18$	Valor Max. 1,27
Amônia total (mg L ⁻¹)	0,56 $\pm 0,17$	0,67 $\pm 0,30$	0,53 $\pm 0,14$	0,79 $\pm 0,41$	0,50 $\pm 0,20$	0,74 $\pm 0,39$	Variação entre 0,5 e 3,7 *
Nitrito (mg L ⁻¹)	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,02 $\pm 0,04$	0,03 $\pm 0,06$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	Valor Max. 1,00
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	0,01 $\pm 0,01$	Valor Max. 10,00
TDS (mg L ⁻¹)	21 ± 11	28 ± 20	32 ± 23	24 ± 7	18 ± 21	22 ± 15	Valor Max. 500,00
Turbidez (UNT)	79,7 $\pm 92,0$	35,9 $\pm 38,0$	44,8 $\pm 14,4$	34,3 $\pm 72,9$	20,7 $\pm 19,1$	31,2 $\pm 21,7$	Valor Max. 100
OD (mg L ⁻¹)	6,50 $\pm 2,36$	8,16 $\pm 0,77$	7,63 $\pm 0,41$	8,41 $\pm 0,97$	6,78 $\pm 1,20$	7,62 $\pm 1,04$	Valor Mín. 5,00
DBO (mg L ⁻¹ O ₂)	1,87 $\pm 3,18$	2,43 $\pm 3,02$	2,71 $\pm 2,97$	2,38 $\pm 3,03$	2,93 $\pm 3,26$	2,49 $\pm 4,12$	Valor Max. 5,00

T- temperatura, Ptotal- Fósforo total, Ntotal- Nitrogênio total, TDS- Sólidos Totais Dissolvidos, OD- Oxigênio dissolvido, DBO- Déficit Bioquímico de Oxigênio, *- limite máximo de 3,7 mg L⁻¹ (pH \leq 7,5), 2,0 mg L⁻¹ (7,5 < pH \leq 8,0), 1,0 mg L⁻¹ (8,0 < pH \leq 8,5) e 0,5 mg L⁻¹ (pH > 8,5), **- Valores não disponíveis na resolução do CONAMA (Brasil, 2005)

Ainda no mesmo estudo realizado por BEVERIDGE *et al.* (1997), os níveis de fósforo total foram registrados para os afluentes dos dois viveiros, estando estes valores, abaixo no estudo 1 e acima no estudo 2, quando comparados a observação feita no presente trabalho. Para o efluente, tanto no estudo 1 quanto no estudo 2, os autores registraram valores acima do observado no presente trabalho. Os mencionados autores concluíram que o efluente gerado na carcinicultura possui concentração de fósforo muito reduzida, quando comparada às cargas registradas, pelos mesmos, para efluentes domésticos.

BEVERIDGE *et al.* (1997) ainda registraram valores de Sólidos Totais Dissolvidos nos afluentes do estudo 1 e estudo 2 estando o valor observado no presente trabalho abaixo de ambos. Para o efluente, os valores de Sólidos Totais Dissolvidos foram ambos muito acima da observação feita no presente trabalho. Os mencionados autores concluíram que o efluente gerado na carcinicultura possui carga de Sólidos Totais Dissolvidos mais reduzida, quando comparada às concentrações registradas, pelos mesmos, para efluentes domésticos.

Em comparação com os resultados anteriormente discutidos para outros estudos, pode-se observar que o cultivo amostrado no presente trabalho revelou uma pequena variação entre o afluente e o efluente em relação aos níveis de nitrogênio, fósforo e sólidos em suspensão, ou seja, o manejo adotado na criação de camarões amostrada neste trabalho, não demonstrou grandes incrementos na quantidade de nutrientes exportada do sistema.

Isto se deve, provavelmente, à operação do sistema com baixa densidade de estocagem (4 a 15 camarões m⁻²). O que pode ser corroborado pela postulação feita por NEW *et al.* (2000), que classifica a carcinicultura de água doce como sendo de baixo nível de impacto para o meio ambiente, justamente devido a este diferencial em relação à carcinicultura marinha, que utiliza densidades de estocagem mais elevadas.

Tabela 2. Comparação entre os valores encontrados na literatura para qualidade da água de empreendimentos de carcinicultura com os valores obtidos no presente estudo

		N total (mg L ⁻¹)		P total (mg L ⁻¹)		Amônia (mg L ⁻¹)		pH		TDS (mg L ⁻¹)	
		A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
Samocha <i>et al.</i> (2004)	Semi-Intensivo	-	-	0,05	0,15	0,02	0,04	8,35	8,51	-	-
	Intensivo	-	-	0,29	0,51	0,22	1,36	8,39	7,77	-	-
Jackson <i>et al.</i> (2004)	Fazenda A	0,32	2,10	0,04	0,22	-	-	-	-	-	-
	Fazenda B	0,24	2,20	0,04	0,28	-	-	-	-	-	-
	Fazenda C	1,25	3,10	0,08	0,25	-	-	-	-	-	-
Beveridge <i>et al.</i> (1997)	Estudo 1	0,03	5,06	0,05	2,02	-	-	-	-	119	225
	Estudo 2	2,19	3,45	0,27	0,40	-	-	-	-	120	165
	Efluentes Domésticos	ST	75	-	20	-	-	-	-	-	500
		CT	40	-	12	-	-	-	-	-	15
PRESENTE ESTUDO		0,31	0,84	0,09	0,10	0,56	0,53	6,64	7,14	21	32

Ntotal- Nitrogênio total, *Ptotal*- Fósforo total, *TDS*- Sólidos Totais Dissolvidos, *A*- Afluente, *E*- Efluente, *ST*- Sem tratamento, *CT*- Com tratamento

O índice de estado trófico (IET) de cada ponto de amostragem pode ser visualizado na Tabela 3. A concentração de fósforo total

permitiu classificá-los como eutróficos, com exceção do ponto 5 que foi classificado como oligotrófico.

Tabela 3. Valores de IET e consequente classificação de níveis tróficos por pontos de amostragem segundo a classificação de Toledo *et al.* (1983)

Pontos Amostrais	1	2	3	4	5	6
IET	63	64	64	60	42	58
Nível Trófico	eutrófico	eutrófico	eutrófico	eutrófico	oligotrófico	eutrófico

Na comparação entre o estado trófico do corpo hídrico receptor antes do lançamento do efluente (ponto 5, IET = 42), e o momento em que ocorre a mistura destes (ponto 4, IET = 60), verificou-se que

o lançamento do efluente proporciona uma tendência de eutrofização do meio. Porém, a diminuição do IET à jusante do ponto de mistura, para 58, indicou a possibilidade de haver uma

diluição dos nutrientes ao longo do corpo receptor, tendendo a um ambiente mesotrófico.

A Figura 2 representa os resultados em relação às análises ecotoxicológicas.

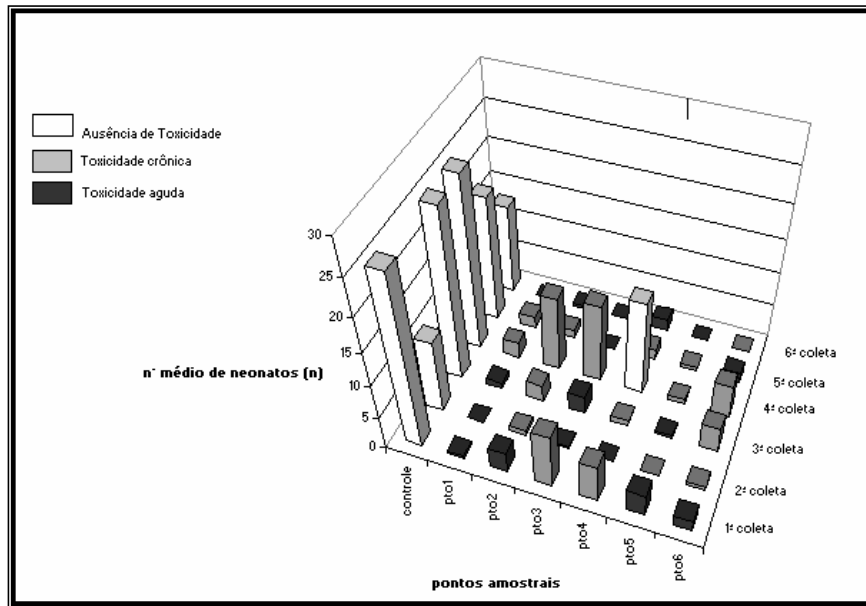


Figura 2. Representação gráfica da toxicidade nos pontos de amostragem e ao longo do período de cultivo do camarão *M. rosenbergii*

Verificou-se que o Ponto 1 (afluente), apresentou toxicidade em todas coletas, com predominância de toxicidade aguda. Este aspecto contraria todas as expectativas teóricas sobre a necessidade da água de abastecimento se apresentar em boas condições de qualidade, especialmente nos aspectos ecotoxicológicos. No entanto, vale destacar que as exigências de qualidade do organismo-teste utilizado nem sempre são válidas para a espécie de camarão manejada na operação de criação. Isto explica a observação de um resultado positivo em termos de produção de camarões, mesmo que o ponto 1 tenha manifestado resultados de toxicidade para a *C. dubia*.

O Ponto 2 (viveiro) apresentou toxicidade em todas coletas, com predominância de toxicidade crônica. O Ponto 3 (efluente), apresentou toxicidade em todas coletas, com predominância de toxicidade aguda. O Ponto 4 (lançamento no corpo receptor), não apresentou toxicidade apenas no 4º mês, havendo uma predominância de toxicidade aguda nos demais meses. O Ponto 5 (montante) apresentou toxicidade em todas coletas, com toxicidade crônica e aguda na mesma proporção. O Ponto 6 (jusante), apresentou

toxicidade em todas coletas, com predominância de toxicidade crônica.

Analisando-se este panorama, de forma geral, verifica-se que o sistema de criação exerceu um efeito positivo na qualidade da água, em termos ecotoxicológicos, pois os dados demonstraram que a predominância de toxicidade aguda na entrada de água (ponto 1) passa a ter seu efeito tóxico amenizado, a partir da transformação para a predominância de toxicidade crônica ao longo do fluxo, especialmente nos pontos 4 e 6, ou seja, a água que entra no sistema resultou em maior efeito de mortalidade nos organismos-teste e, à partir da sua passagem pelo viveiro, esta mortalidade foi reduzida, gerando um aumento na reprodução dos organismos vivos.

Os efeitos de toxicidade das amostras podem ser relacionados a uma série de fatores. No geral, observou-se que o afluente é pobre em nutrientes e apresenta pH ligeiramente ácido, o que pode ter condicionado o resultado de predominância de toxicidade aguda (Tabela 1). Dentro do viveiro, através da adubação, da introdução de ração e da produção de excretas e fezes pelos camarões, a água ganha nutrientes (especialmente fósforo

total), o que poderia ter interferido de forma “positiva” na sobrevivência e reprodução dos organismos-teste. Estes nutrientes são carreados para fora do sistema, pelo lançamento do efluente. Todavia, devido à baixa concentração destes no corpo receptor, o efluente acaba enriquecendo o mesmo, determinando um efeito de toxicidade menor em relação ao afluente. Uma vez que não foram realizadas análises de compostos potencialmente tóxicos, como metais e pesticidas, a relação entre a toxicidade e a deficiência/excesso de nutrientes está sendo mencionada apenas como uma suposição.

Os resultados dos ensaios desenvolvidos com amostras diluídas do efluente estão apresentados na Figura 3. As análises estatísticas, considerando-se uma média de todas as coletas, revelaram diferença significativa somente entre o tratamento de 100% de concentração do efluente e o grupo controle. Portanto, estimaram-se os valores de

100% e 50%, como CEO e CENO, respectivamente. Ainda na Figura 3, pode-se verificar que a CI50-168 h, calculada para a média dos dados de reprodução, encontra-se exatamente no intervalo que define CEO e CENO, ou seja, 56,62%.

Analisando-se os resultados de toxicidade, obtidos ao longo do ciclo de cultivo do camarão *M. rosenbergii* (Figura 3), nota-se uma maior ocorrência de toxicidade no início e no final do ciclo. Este aspecto pode estar relacionado à baixa concentração de nutrientes observada no início do cultivo, chegando ao ligeiro incremento destes no final do ciclo. Isto leva a crer que estes nutrientes, especialmente os elementos nitrogenados e o fósforo, podem ter se estabelecido, ao início do cultivo de *M. rosenbergii*, abaixo dos níveis adequados para a manutenção da *C. dubia*. Enquanto que, ao final do ciclo, supostamente estes elementos encontrem-se em níveis superiores aos suportados por esses organismos – testes.

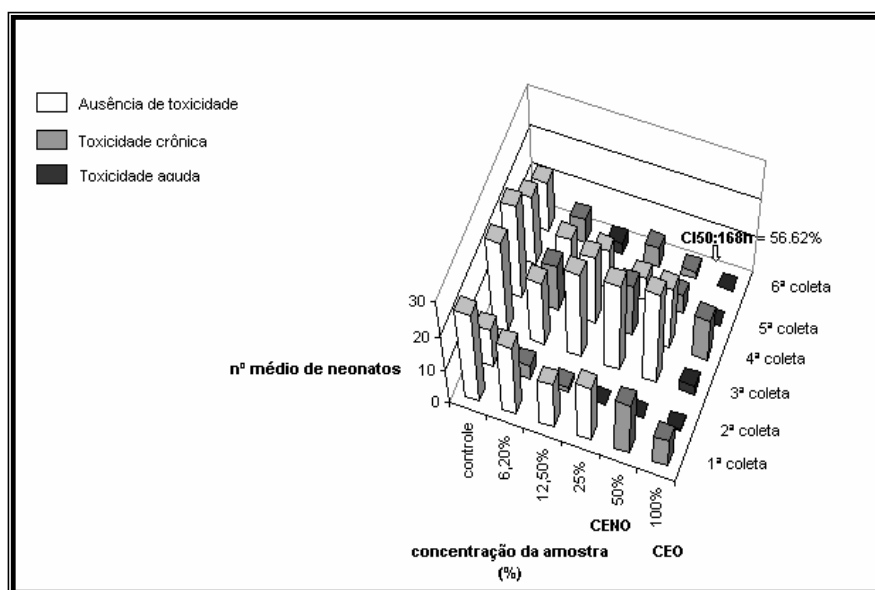


Figura 3. Representação gráfica da toxicidade das diferentes diluições do efluente ao longo do período de cultivo do camarão *M. rosenbergii*

Nesta natureza de ensaio ecotoxicológico, era de se esperar que as concentrações mais elevadas de nutrientes gerassem resultados que estimulassem a reprodução dos organismos-teste (efeito de “hormesis”). Aspecto este que foi observado em alguns pontos de coleta, especialmente naqueles relacionados com o maior aporte de matéria orgânica no sistema (dentro do viveiro, efluente e ponto de despejo),

cujos valores de fósforo total registraram, algumas vezes, a ultrapassagem do limite recomendado na resolução CONAMA (BRASIL, 2005). Em uma análise geral dos diferentes aspectos estudados no presente trabalho, pode-se inferir que a alta ocorrência de toxicidade nas amostras (morte, ou a inibição da reprodução dos organismos-teste), poderia ser atribuída aos valores de pH e de dureza, que estiveram sempre

abaixo daqueles recomendados para o bom desempenho do ciclo de vida da *C. dubia*, ou seja, pH entre 7,0 e 7,6 e dureza entre 40 mg L⁻¹ e 48 mg L⁻¹, segundo ABNT (2005).

A resolução CONAMA (BRASIL, 2005), postula que a permissão de lançamento de efluentes diretamente no ambiente poderá ser concedida, desde que o corpo receptor mantenha as mesmas características de qualidade de água observadas antes do lançamento. Do ponto de vista ecotoxicológico, o presente estudo revelou que o lançamento de efluente não interferiu negativamente na qualidade da água do corpo receptor, mesmo porque este já apresentava características tóxicas. Por outro lado, do ponto de vista limnológico, o lançamento do efluente condicionou a eutrofização do corpo receptor.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no presente trabalho permitiram concluir que, mesmo o efluente tendo apresentado efeito tóxico (agudo e/ou crônico) em todas as amostragens, em comparação com o afluente e com o corpo receptor, sua toxicidade foi menor. Além disto, houve uma transformação em relação às variáveis físicas e químicas, resultando, muitas vezes, numa melhoria da qualidade da água do corpo receptor, em relação aos parâmetros preconizados para a manutenção da vida aquática (BRASIL, 2005), principalmente no tocante à ligeira elevação do pH e ao aumento da concentração de oxigênio dissolvido. Todavia, o discreto incremento da quantidade de nutrientes transformou o ambiente de oligotrófico para eutrófico, o que pode ser considerado como uma interferência negativa.

Finalmente, identificou-se a necessidade de realização de novos estudos nesta área, uma vez que praticamente inexistem trabalhos com este enfoque, idealizando-se a padronização de metodologia para que seja sugerido um controle que garanta a manutenção da qualidade dos recursos hídricos, o que permitirá no futuro o sucesso no desenvolvimento da atividade de carcinicultura, e da aquicultura em geral, sob o ponto de vista sustentável nos âmbitos ambiental, social e econômico.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelo auxílio financeiro utilizado na realização do presente estudo, processo nº. 05/05180-0.

Aos proprietários do Sítio São Francisco (Sr. Marcelo Pancotti Pruaño e Sra. Roselaine Cristina Barros Pruaño) por permitirem a realização das amostragens nos viveiros de produção de camarões e por toda a colaboração e facilidade de acesso aos dados de manejo.

REFERÊNCIAS

- ABNT 2005 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 13.373: *Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com Ceriodaphnia spp (Crustácea, Cladocera)*. ABNT, Rio de Janeiro.
- ANTUNES, P.B. 1998 *Direito ambiental*. 2ª ed. Rio de Janeiro. Lumen Juris. 505p.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation) 2005 *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*, 21ª ed., Washington, D.C.
- ARAGÃO, M.A. and PEREIRA, E.V. 2003 Sensitivity of *Ceriodaphnia dubia* of different ages to sodium chloride. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, New York, 70: 1247-1250.
- ARAGÃO, M.A. e BERTOLETTI, E. 2006 Avaliação da toxicidade de amostras de águas superficiais preservadas de diferentes formas: refrigeração e congelamento. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, São Carlos, 1(2): 153-156.
- ARANA, L.V. 2004 *Fundamentos de aquíicultura*. 1ª ed. Florianópolis: Editora da UFSC. 348p.
- BEVERIDGE, M.C.M.; PHILLIPS, M.J.; MACINTOSH, D.J. 1997 Aquaculture and the environment: the supply and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 28: 797-807.

- BOYD, C.E. 1989 Water Quality Management and Aeration in Shrimp Farming. Fisheries and Allied Aquaculture Departmente: Series N° 2. *Alabama Agricultural Experiment Station*, Alabama. 482p.
- BOYD, C.E. 1990 Water Quality in Ponds for Aquaculture. *Alabama Agricultural Experiment Station*, Alabama, US. 482p.
- BOYD, C.E.; MASSAUT, L.; WEDDIG, L.J. 1998 Towards reducing environmental impacts of pond aquaculture. *Infofish International*, Malaysia, 2:27-33.
- BOYD, C.E. and TUCKER, C.S. 1998 Water Quality Management. Kluwer Academic Publishers, Boston. 700p.
- BRASIL 2005 Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005. 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, e dá outras providências. *Diário Oficial*, 17 mar 2005.
- BRUNE, D.E. and TOMASSO, J.R. 1991 Aquaculture and Water Quality, *Advances in World Aquaculture*, Vol.3. World Aquaculture Society, Baton Rouge.
- BURATINI - MENDES, S.V. 2002 Efeitos do meio de cultivo sobre sobrevivência, reprodução e sensibilidade de *Ceriodaphnia dubia*. São Paulo. 90p. (Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo).
- CETESB 1988 *Teste de toxicidade crônica, utilizando Ceriodaphnia dubia Richard, 1984 (Cladocera, Crustacea)*. L5. 022. Cia. de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo, Brasil. 25p.
- CETESB 2002 Métodos de avaliação da toxicidade a de poluentes organismos aquáticos. São Paulo. 27p.
- FAO 2007 Food and Agriculture of the United Nations. *Fishery Information, Data and Statistics Unit. Aquaculture production: quantities 1950-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series*. Disponível em: <<http://www.fao.org/fi/statist/FISOFT/FISHPLUS.asp>> Acesso em: 07 nov. 2007.
- IBAMA 2005 Estatísticas de Pesca, Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 260p.
- JACKSON, C.; PRESTON, N.; THOMPSON, P.J. 2004 Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 35: 1053-1061.
- KUTTY, M.N. 2005 Towards sustainable freshwater prawn aquaculture – lessons from shrimp farming, with special reference to India. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 36: 255-263.
- LOMBARDI, J.V. 2004 Fundamentos de Toxicologia Aquática. In: RANZANI-PAIVA, M.J.T.; TAKEMOTO, R.M.; LIZAMA, M. de los A.P. *Sanidade de organismos aquáticos*. p. 263-272.
- McNULTY, E.W.; DWYER, F.J.; ELLERSICK, M.R.; GREER, E.I.; INGERSOLL, C.G.; RABENI, C.F. 1999 Evaluation of ability of reference toxicity tests to identify stress in laboratory populations of the amphipod *Hyalella azteca*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, New Jersey, 18(3): 544-548.
- MERCANTE, C.T.J. e TUCCI-MOURA, A. 1999 Comparação entre os índices de Carlson e de Carlson modificado aplicados a dois ambientes aquáticos subtropicais, São Paulo, SP. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Paulo, 11(1):1-14.
- NASCIMENTO, I.A.; SOUSA, E.C.P.M.; NIPPER, M. 2002 Métodos em Ecotoxicologia Marinha: Aplicações do Brasil. São Paulo. Ed.Artes Gráficas e Indústria Ltda. 262 p.
- NEW, M.B. 1995 Status of freshwater prawn farming: a review. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 26 (1): 1-54.
- NEW, M.B.; D`ABRAMO, L.R.; VALENTI, W.C.; SINGHOLKA, S. 2000 Sustainability of Freshwater Prawn Culture. In: NEW, M.B. and VALENTI, W.C. (ed.) *Freshwater Prawn Culture: The farming of Macrobrachium rosenbergii*. Blackwell Science. p.429-434.
- NEW, M.B. 2003 The role of freshwater prawns in sustainable aquaculture. In: PURUSHAN,

- K.S.; KUMAR, M.B.; DINESH, K. (ed.) *Freshwaters Prawns 2003*, Cochin, 20-23 Aug. 2003, College of Fisheries, Kerala Agricultural University, Kochi, India. p.10-13.
- NEW, M.B. 2005 Freshwater prawn farming: global status, recent research and a glance at the future. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 36: 210-230.
- NORBERG - KING, T.J. 1993 *A linear interpolation method for sublethal toxicity: the inhibition concentration (ICp) approach*. Version 2.0. National Effluent Toxicity Assessment Centre. Technical Report 03-93. Duluth, M.N., 13p.
- ROCHA, O.; SENDACZ, S.; MATSUMURA-TUNDISI, T. 1995 Composition, Biomass and Productivity of zooplankton in Natural Lakes and Reservoirs of Brazil. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA, T. (ed.) *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro, ABC/SBL, p. 151-166.
- SAMOCHA, T.M.; LOPEZ, I.M.; JONES, E.R.; JACKSON, S.; LAWRENCE, A.L. 2004 Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. *Aquaculture Research*, Amsterdam, 35: 321-339.
- TIAGO, G.G. e GIANESELLA, S.M.F. 2002 Recursos hídricos para a aqüicultura: reflexões temáticas. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUANDOS E PESQUISADORES EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 1., Indaiatuba, 6-9/nov./2002. *Resumos...* Campinas: ANPPAS, 20p.
- TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. 1983 A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12., Rio de Janeiro, 20-25/nov./1983. *Anais...* p. 1-34.
- USEPA 2002 *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms*. EPA-821-R-02-013, U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC., 4th Ed.
- VALENTI, W.C. 2002 Aquicultura sustentável. In: CONGRESSO DE ZOOTECNIA, 12., Vila Real, Portugal, 23/nov./2002.. *Anais...* Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. p.111-18.
- WEST INC. and GULLEY, D. 1996 TOXTAT 3.5., University of Wyoming. Wyoming. USA. 38p.