

**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA**

**O POTENCIAL POLUIDOR DA CARCINOCULTURA SOBRE O
MEIO AMBIENTE AQUÁTICO E SUAS ALTERNATIVAS DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES**

ANA CAROLINA COTTA DE MELLO CANARY

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para a obtenção do grau de mestre
em aquicultura no programa de Pós-
Graduação em Aquicultura da Fundação
Universidade Federal do Rio Grande.**

**Orientador: Prof. Dr. Wilson Wasielesky Jr
Co-Orientador: Prof. Dr. Luis Henrique Poersch**

**Rio Grande, RS, Brasil
Fevereiro, 2007**

ÍNDICE

Dedicatória.....	vi
Agradecimentos.....	vii
Resumo Geral	vii
General Abstract.....	x
Introdução Geral.....	1
Referências Bibliográficas.....	14
Capítulo I	19
Impacto dos efluentes de cultivo de camarão sobre a fauna bentônica no sul do Brasil.....	
Resumo.....	20
Abstract.....	21
Introdução.....	21
Material e Métodos.....	23
Resultados.....	24
Discussão.....	27
Conclusão.....	32
Bibliografia	33
Capítulo II	60
Efeito de diferentes biorremdiadores sobre os efluentes de cultivo de camarão.....	
Resumo.....	61
Abstract.....	62
Introdução	62
Material e Métodos.....	65
Resultados.....	67
Discussão.....	68
Conclusão.....	73

Bibliografia.....	74
Discussão Geral.....	89

DEDICATÓRIA

**Dedico este trabalho
aos meus pais, meu irmão,
minha avó e ao meu
namorado**

AGRADECIMENTOS

Ao CNPQ, que pelo possibilitou o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Mano pela sua orientação e por toda a paciência, incentivo e amizade durante esses dois anos. E ao Mineiro também pela orientação, ajudas e paciência. Aqui fica o meu muito obrigado a essas duas pessoas que foram essenciais para o meu crescimento e a passagem por mais essa etapa.

Ao professor Marcus Pollete por ter aceitado o compromisso por fazer parte da minha banca examinadora.

Aos amigos Grazi, Dariano e Tati pela ajuda durante a realização dos experimentos, pela amizade, conversas e apoio.

A todos os amigos, colegas e funcionários da EMA pelo carinho, amizade e apoio. Em especial ao Hermes e ao Bagual pela montagem dos experimentos e saídas de campo. A minha família, sem a qual não seria possível ter chegado até aqui. E ao Leandro por toda paciência e palavras de conforto durante este período.

E reservo também estes agradecimentos a todas as pessoas que de alguma forma me ajudaram na minha formação e conclusão do mestrado.

RESUMO GERAL

O Brasil é um dos principais produtores de camarão da América Latina. O aumento desta atividade tem gerado preocupações a respeito de seus possíveis impactos ambientais ocasionados pelo lançamento de efluentes dos cultivos sobre o ambiente aquático. Em vista disto, este trabalho objetivou analisar o impacto ambiental de uma fazenda de camarão *Litopenaeus vannamei* e posteriormente avaliar o desempenho de diferentes métodos de tratamento na remoção de nutrientes e sólidos suspensos totais contidos em efluentes de cultivo de camarão branco. No capítulo I foi realizada uma análise do impacto do aporte de efluentes de cultivos no estuário da Lagoa dos Patos – Brasil, utilizando para isso a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora. Este estudo foi em uma fazenda semi-intensiva de cultivo de camarão, onde se observou como parâmetros de qualidade de água o pH, oxigênio dissolvido, consumo de oxigênio e sólidos suspensos totais, sendo os locais de amostragem uma região controle, a saída do canal de drenagem da fazenda e a bacia de sedimentação. Já as coletas de sedimento para a análise quali-quantitativa da comunidade bentônica foram na saída do canal de drenagem da fazenda e no controle. Os resultados encontrados mostram que a bacia de sedimentação neste cultivo de camarão foi relativamente eficiente. Havendo reduções no pH e na concentração de oxigênio e aumento o consumo de oxigênio na saída do canal de drenagem da fazenda. Além disso, foi observada uma alteração da estrutura da comunidade macrofaunal no ambiente adjacente ao cultivo. Como foi observada uma alteração no ambiente adjacente ao cultivo de camarão o Capítulo II teve como objetivo avaliar a possível remoção de nutrientes e sólidos suspensos usando para isto, diferentes biorremediadores. Este estudo foi realizado dentro de uma estufa aquícola, onde foram montados quatro tratamentos: bacia de sedimentação, substrato artificial, wetland e hidropônico. Diariamente cada tratamento teve seu volume renovado em 10%, recebendo água proveniente de um cultivo de camarão superintensivo. Os parâmetros analisados a cada dois dias foi pH, salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura, e, semanalmente, foram analisados amônia, nitrito, fosfato e sólidos suspensos do tanque de cultivo e dos tratamentos. Os resultados indicam que a

bacia de sedimentação e a wetland proporcionam uma melhora significativa na qualidade da água a ser lançada no ambiente.

GENERAL ABSTRACT

Brazil is one of the main shrimp producers in Latin America. The increase of this activity has raised concerns about its potential environmental impacts caused by discharge of sewage in the aquatic environment. Therefore, this work aims to analyse the environmental impact of a shrimp farm of *Litopenaeus vannamei* and then to evaluate the performance of different methods of treatment for nutrients removal and total suspended solids present in the sewage of white shrimp cultivation. In Chapter I the impact of sewage from cultivation in Patos Lagoon estuary – Brazil is analysed using benthonic macro invertebrates community as indicator. This study was conducted in a semi-intensive shrimp farm, where the following water quality parameters were observed: pH, diluted oxygen, oxygen consumption and total suspended solids. The sampling sites included a controlled area, the farm outflow channel and the settling ponds of the shrimp farm. The sediment for qualitative analysis of the benthic community was sampled in the farm outflow channel and in the control area. The results show that the settling pond in this shrimp farm was efficiency. The water pH and oxygen concentration decreased and the oxygen consumption increased in the farm outflow channel. Furthermore, it was observed a change in the macrofaunal community structure in the environment adjacent to the cultivation. Chapter II aims to evaluate the possibility of removing nutrients and total suspended solids using different bioremediation. This study was performed in a greenhouse under four different treatments: settling ponds, artificial substrate, wetland and hydroponic. Each treatment had 10% of its volume renewed daily with inputs of water from a super-intensive shrimp cultivation. Water salinity, pH, diluted oxygen and temperature were analysed every another day while ammonia, nitrate, phosphate and suspended solids from the cultivation tank and treatments were analysed weekly. The results suggest that the settling ponds and the wetland improve significantly the quality of the water discharged in the environment.

1- INTRODUÇÃO

A atividade pesqueira está próxima do seu rendimento máximo sustentável, sendo que muitos estoques já se encontram sobreexplorados. Apesar da pesca mundial estar em declínio, o consumo anual de pescado dobrou em três décadas (FAO 2000). Neste contexto, a aquacultura é vista como uma possível solução para satisfazer a demanda por produtos aquáticos, uma vez que esta atividade vem crescendo a uma taxa anual de 8,8% nos últimos 50 anos (FAO 2006, Marine Aquaculture Task Force 2007). Hoje a aquacultura é possivelmente o setor de produção animal que mais cresce, quando comparado com qualquer outro segmento da agroindústria (FAO 2006, Alonso-Rodriguez & Páez-Osuna 2003).

Dentre os setores da aquacultura, o cultivo de camarões peneídeos é uma das atividades de maior crescimento e rentabilidade, sendo hoje considerado o segundo produto cultivado de maior valor econômico (FAO 2006). Esta atividade vem apresentando um grande crescimento em países da Ásia, América Latina e mais recentemente na África (FAO *et al.* 2006).

Dentre os países da América Latina, o Brasil apresenta as condições ideais para o cultivo de camarão, pois possui uma ampla extensão costeira e diversos estuários, águas com temperaturas elevadas, atividades agro-industriais extensivas, mercado doméstico atrativo (Peixoto *et al.* 2005) e linhas de crédito específicas oferecidas por órgãos financiadores, federais e estaduais (Poersch 2004). Estes fatores aliados à boa rentabilidade dos cultivos de camarões, principalmente na década de 90 e início deste século, fizeram a atividade se desenvolver, sendo hoje o Brasil um dos principais produtores da América Latina.

Embora as fazendas tenham começado a se estabelecer nos anos 80 o crescimento acelerado desta atividade no território brasileiro somente ocorreu a partir de 1995 por meio da introdução do camarão-branco do Pacífico *Litopenaeus vannamei*. A produção desta espécie teve um aumento de 599% entre o período de 1997 e 2003, atingindo uma produção de 6.084 Kg/ha/ano em 2003 enquanto a média mundial foi de 958 Kg/ha/ano. Em vista deste rápido desenvolvimento existe a necessidade de uma avaliação dos possíveis impactos dessa atividade.

1 - Impactos da Aquicultura

O ambiente natural, apesar de muitas vezes ser descrito como “frágil”, possui um notável poder de resiliência, desde que seus processos básicos não sejam transformados de maneira irreparável. Um ecossistema saudável não somente se sustenta, como também suporta as comunidades locais, economia regional e recursos para indústria, neste caso a aquicultura (Frankic & Hershner 2003).

A aquicultura, assim como outras formas de produção de alimento ou como qualquer outra atividade humana, acaba afetando o ambiente, de uma maneira, ou de outra. Algumas dessas podem ser consideradas benéficas, enquanto outras não são coerentes com a preservação a longo prazo dos ecossistemas naturais (Pillay 1992).

O conhecimento a respeito das possíveis mudanças que os efluentes de fazendas de camarões podem provocar nas águas costeiras está apenas começando. Porém, sabe-se que estes impactos gerados dependem de muitos fatores como: localização das fazendas, manejo e uso de tecnologias durante as operações dos viveiros, tipo de cultivo, escala de produção e capacidade de assimilação e hidrodinâmica dos corpos de água receptores (Alonso-Rodriguez & Páez-Osuna 2003).

1.1 - Impactos Positivos

O desenvolvimento da aquicultura tem gerado muitos efeitos positivos (Frankic & Hershner 2003). Esta atividade mostrou ter uma revitalizante força econômica em várias comunidades rurais e costeiras, pois proporciona um aumento no número de empregos e diversificação da renda, arrecada imposto, gera divisas e é um elemento de fixação de comunidades locais (Vinatea 2004, FAO 2000, 2006).

A aquicultura também gera um aumento da oferta de alimento, melhora nutricional, reduz a pressão sobre a pesca, fomenta as atividades recreativas mediante a pesca esportiva, estimula o desenvolvimento de pesquisas e tecnologia, preserva a biodiversidade aquática através da reestocagem e recuperação de espécies protegidas (Frankic & Hershner 2003, Vinatea 2004).

1.2 - Impactos Negativos

Apesar da aquacultura proporcionar vários benefícios (social, econômico e ambiental), o crescimento global desta também vem sendo associado a uma variedade de impactos negativos. Entre eles podem ser citados: a introdução de espécies exóticas (Carlton 2001, Marine Aquaculture Task Force 2007), a diminuição da biodiversidade (Beardmore & Porter 2003); a disseminação de doenças (Marine Aquaculture Task Force 2007), a poluição química (Pillay 1992, Boyd & Massaut 1999, Goldberg *et al.* 2001), a mudança e destruição de mangues e marismas (Samocha & Lawrence 1997, Funge-Smith & Briggs 1998, Naylor *et al.* 2000, Boyd 2003) e a poluição orgânica (Goldberg *et al.* 2001).

A grande expansão das fazendas de camarões nas últimas décadas tem aumentado a preocupação a respeito da poluição orgânica destas sobre o ambiente marinho, pois as mesmas produzem uma variedade de resíduos que podem ser potencialmente perigosos para o ambiente (Goldberg *et al.* 2001).

Os sistemas de cultivos intensivos de camarões necessitam de uma ração com alto teor proteico para obter uma alta taxa de crescimento, porém uma grande fração desse alimento não é assimilada pelos organismos. Foi observado que nesses sistemas intensivos de cultivo de camarões aproximadamente 10% da ração se dissolve na água e 15% não é consumida, os 75% restantes são ingeridos, mas 50% são excretados como resíduos metabólicos. Desta forma é gerada uma grande quantidade de resíduos gasosos, dissolvidos e particulados (Lin *et al.*, 1993).

Como pode ser visto a principal fonte de poluição orgânica liberada pelos cultivos são os derivados da ração (Pillay 1992), como alimento lixiviado, não consumido, não digerido e produtos da excreção (Iwama 1991, Cripps & Bergheim 2000, Barak *et al.* 2003).

Muitos impactos podem ser gerados a partir da descarga desses efluentes sobre os corpos de água adjacentes, tais como: depleção de oxigênio, hipernitrificação, eutrofização, aumento da matéria orgânica, elevação da demanda bioquímica de oxigênio, estimulação de blooms fitoplantônicos, aumento de microrganismos, aumento da concentração de nutrientes (principalmente N e P), aumento da turbidez da água, mudanças estruturais e funcionais em comunidades fitoplanctônica, bentônicas,

zooplactônicas e ícticas (Samocha & Lawrence 1997; Naylor *et al.* 1998, Paez-Osuna 2001, Boyd 2003, Frankic & Hershner 2003).

Segundo Silvert (1992) os impactos gerados pelas fazendas podem ser classificados como: interno, local ou regional. O impacto interno é aquele ocasionado dentro da própria fazenda ou no ambiente adjacente. Já o impacto local se estende normalmente por quilômetros da descarga, e o efeito sobre todo o corpo d'água, com escala de muito quilômetros é considerados como impacto regional.

2 - Tratamentos de Efluentes

Como a ração é a principal causadora da degradação da qualidade da água dos cultivos (Funge-Smith & Briggs 1998, Pillay 1992), os principais componentes a serem removidos para minimizar os impactos dos efluentes sobre o ambiente adjacente às fazendas são os nutrientes (principalmente N e P) e os sólidos suspensos (Jackson *et al.* 2003). Isto permite a utilização de técnicas qualitativamente mais conhecidas e menos complexas para o tratamento de efluentes da aquacultura, quando comparado aos esgotos urbanos e industriais.

A principal desvantagem no tratamento de efluentes da aquacultura são as baixas concentrações dos poluentes em grandes volumes e fluxos de água. Apesar de existir um variado número de técnicas para o tratamento de águas poluídas, o principal empecilho está na relação entre o custo e a eficiência do método, pois a maioria dos métodos torna-se caro (Wu 1999), principalmente para grandes quantidades de efluente, como é o caso da aquacultura.

2.1 - Tratamento Físico

Os efluentes de cultivos possuem grandes fluxos e baixas concentrações de poluentes. Dessa forma é mais fácil e eficaz remover os sólidos e os nutrientes e matéria orgânica a eles associados do que remover o material dissolvido. A tecnologia de separação de sólidos pode ser convenientemente dividida em métodos mecânicos e gravitacionais (Cripps & Bergheim 2000, Bergheim & Brinker 2003).

2.1.1 - Tratamento Mecânico

Existem vários métodos de tratamentos mecânicos que podem ser utilizados para tratar resíduos gerados pela aquacultura. Os modelos mais utilizados são as telas estacionárias (Figura 1), as telas rotatórias (Figura 2) e os filtros de fase, estes últimos também podendo ser usados como biofiltros (Cripps & Kelly 1996).

As telas estacionárias são muito usadas, pois é um método simples e barato. Este método consiste no uso de uma tela de malha colocada na passagem da água, retendo, dessa forma, os materiais sólidos. Quanto menor a abertura da malha, mais eficiente será a remoção do material particulado. A desvantagem é que este método só retém o material particulado e as telas necessitam de constante manutenção, pois ficam obstruídas e perfuradas (Cripps & Kelly 1996).

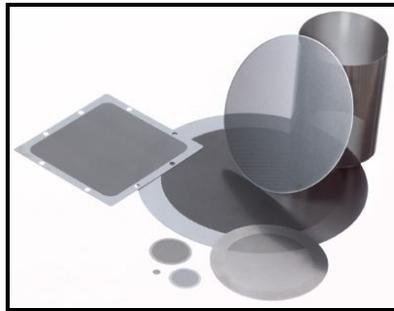


Figura 1. Telas estacionárias

A maioria das telas rotatórias utilizadas para os cultivos intensivos é confeccionada para o tratamento de água potável. Funcionam com movimento giratório de modo que uma parte da tela esteja submersa, retendo os sólidos da água, enquanto que outra parte esteja emersa, permitindo a constante limpeza da tela por raspagem ou por retrolavagem. Os sólidos removidos são direcionados para um coletor. Nos modelos mais avançados o tamanho da malha, a velocidade de rotação e o contra-fluxo de lavagem podem ser ajustados de acordo com a necessidade do cultivo (Cripps & Kelly 1996, Cripps & Bergheim 2000). A desvantagem deste método é a mesma que das telas estacionárias, já que também não são capazes de remover o material dissolvido.

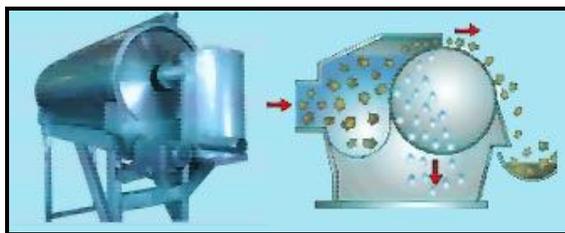


Figura 2. Tela Rotatória

Os filtros de fases são normalmente usados nos sistemas de recirculação, pois são apropriados para pequenos fluxos de água. Estes filtros consistem na passagem da água por uma câmara preenchida por algum substrato (exemplo areia e/ou cascalho) (Figura 3), sendo sua eficiência afetada pelas características deste material utilizado. Enquanto as partículas são retidas dentro desses filtros, neles também podem se desenvolver comunidades microbiológicas responsáveis pela redução da demanda bioquímica de oxigênio e da carga de nutrientes (Cripps & Kelly 1996).



Figura 3. Filtro de areia

2.1.2 - Sedimentação

A sedimentação é um processo no qual os sólidos suspensos, que possuem uma densidade ou gravidade específica maior do que a água podem sedimentar. A velocidade de sedimentação é controlada pela viscosidade do meio e pelo diâmetro da partícula, que se assume ser esférica (Cripps & Bergheim 2000).

O fluxo da água utilizada na fazenda influenciará a velocidade de sedimentação, tornando o tempo de residência da água fator essencial no planejamento de uma unidade. Em sistemas intensivos várias adaptações podem ser feitas para induzir a sedimentação. Por exemplo, através do uso de correntes giratórias as partículas podem ser induzidas a se concentrar em determinado local; placas podem ser dispostas

verticalmente na coluna d'água forçando a redução da velocidade da água, enquanto proporcionam maior superfície à câmara de sedimentação (Cripps & Kelly 1996, Cripps & Bergheim 2000).

A floculação é um processo no qual as partículas se combinam permitindo sua sedimentação pelo aumento do tamanho da partícula e conseqüentemente da velocidade de sedimentação. O processo pode ocorrer tanto por colisão ou atração natural, quanto por indução artificial, através de coagulantes (exemplo: alumínio) (Cripps & Bergheim 2000). Porém, o dispêndio econômico do uso de químicos para proporcionar uma floculação artificial torna questionável o seu uso.

A bacia de sedimentação (Figura 4) é o tratamento mais utilizado em fazendas de camarão. Este método é muito usado, pois é efetivo, requer baixa manutenção e é relativamente barato (Jímenez-Montealegre *et al.* 2002). Apesar de Beveridge *et al.* (1997) afirmarem que os impactos negativos de efluentes podem ser facilmente controlados pelo uso da bacia de sedimentação, vários estudos vêm mostrando que este método, apesar de ser muito efetivo para reduzir os sólidos, não é recomendado como único tratamento, pois apresenta pouca eficiência na remoção dos sólidos finos e do material dissolvido (Funge-Smith & Briggs 1998, Michael 2003, Piedrahita 2003). Além disso, este material após estar sedimentado, tenderá a ser reincorporado à coluna d'água via ressuspensão, dissolução, mineralização ou incorporação pela biomassa planctônica (Kibria *et al.* 1997, Teichert-Coddington *et al.* 1999, Jones *et al.* 2001). Portanto, esta prática parece não atingir, por si só, a eficiência necessária a um adequado tratamento dentro do ciclo de produção das fazendas (Funge-Smith & Briggs 1998) além de exigir a disponibilização de terra para a sua construção (Boyd *et al.* 2000).



Figura 4. Bacia de sedimentação

Normalmente é realizada uma análise dos locais de sedimentação antes da instalação de uma unidade de bacia de sedimentação, pois uma variedade de parâmetros afeta a sedimentação e as características físico-químicas da água residual dos cultivos (Cripps & Bergheim, 2000). Wong & Piedrahita (2000) apresentam uma metodologia que permite a caracterização da velocidade de sedimentação dos sólidos seja qual for o tipo de aquacultura objetivada, fornecendo, assim, bases para o planejamento de uma estrutura de sedimentação específica para cada situação.

2.2 - Tratamento Biológico

O tratamento biológico tem uma maior eficiência de remoção dos nutrientes dissolvidos quando comparados com os tratamentos mecânicos (Schulz *et al* 2003). Este tratamento ainda possui a vantagem de os nutrientes e a matéria orgânica liberados do sistema de cultivo poderem ser convertidos em biomassa que podem ser facilmente removidos, podendo gerar um valioso subproduto.

2.2.1 - Filtros Biológicos

Os biofiltros atuam principalmente na decomposição e metabolização da matéria orgânica e nos processos de nitrificação e denitrificação.

O principal grupo de microrganismos presentes nos biofiltros são as bactérias, tendo também grande importância os fungos, as algas, os protozoários e os rotíferos. Existe uma gama de tipos de biofiltros usados na aquacultura entre eles podem ser citados: biofiltro aeróbico de substrato submerso, biofiltro aeróbico de substrato emerso e biofiltro anaeróbico de denitrificação.

Muitos estudos têm sugerido a possibilidade de implantar substratos artificiais verticais nos efluentes da maricultura para a produção de biofilme com a finalidade de atuar na redução dos compostos nitrogenados e na retenção do material particulado (Bratvold & Browdy 2001, Paniagua-Michel & Garcia 2003; Erler *et al.* 2004, Stewart *et al.* 2006). Este biofilme forma-se espontaneamente no ambiente de água doce e estuarino e pode ser facilmente utilizado para tratar os resíduos de várias espécies cultivadas (Erler *et al.* 2004).

2.2.2 - Macroalgas

Biofiltros de algas constituem uma alternativa ao biofiltro de bactérias para manter a qualidade da água na maricultura. Os biofiltros de algas removem o nitrogênio sem as condições anaeróbicas requeridas na remoção pela nitrificação-desnitrificação dos biofiltros. Além disso, a biomassa gerada de algas pode ser usada de alguma forma (Neori *et al.* 1996).

Muitas macroalgas (Figura 5) mostram-se viáveis para melhorar a qualidade da água dos efluentes. Várias espécies podem rapidamente assimilar grandes quantidades de nutrientes dissolvidos orgânicos e inorgânicos, normalmente com preferência por NH_4^+ (Jones *et al.* 2001). Porém as macroalgas exigem um suficiente fluxo de água e são necessárias à realização de colheitas frequentes para aumentar a rapidez de crescimento e remoção de nutrientes (Jones *et al.* 2001).



Figura 5. Macroalgas utilizadas como biorremediadoras. (A) *Asparagopsis armata*, (B) *Ulva lactuca*, (C) *Gracilaria sp.*

2.2.3 - Moluscos

Um outro método para a redução de impactos adversos e reutilização dos nutrientes presentes nos efluentes é o uso de moluscos (Figura 6) na filtração dos resíduos (Lin *et al.* 1993). Estes animais podem melhorar significativamente a qualidade da água dos efluentes de viveiros de camarões através da filtração e retenção do material suspenso orgânico e inorgânico (Jones 1999).



Figura 6. Moluscos usados como biorremediadores

Ainda tem sido estudada a ciclagem biológica de nutriente através da produção integrada de moluscos e macroalgas. Os moluscos atuam, basicamente, na filtragem física das partículas suspensas, onde parte tende a ser incorporada na biomassa e parte tende a se sedimentar, principalmente em função da produção de pseudofeces, enquanto que as macroalgas desempenhariam um papel na absorção dos nutrientes dissolvidos (Jones *et al.* 2001, 2002, Marinho-Soriano *et al.* 2002).

2.2.4 - Wetland

Ecossistemas aquáticos rasos e eutróficos habitados por macrófitas estão entre os mais produtivos do mundo. Tais sistemas têm a capacidade de filtrar fisicamente sólidos suspensos, decompor matéria orgânica e assimilar e metabolizar nutrientes através de uma complexa variedade de processos biológicos, químicos e físicos. Devido a estas características têm-se utilizado ao redor do mundo sistemas de wetlands (Figura 7), tanto naturais como artificiais, para o tratamento de diversos tipos de águas residuais, incluindo resíduos domésticos, industriais e agrícolas, além de corpos límnicos eutrofizados.



Figura 7. Wetland

Existe um número variado de sistemas de wetlands artificiais para o tratamento de resíduos que podem ser distinguidos entre si, principalmente quanto ao tipo de macrófitas utilizadas e quanto ao padrão de fluxo da água. Este sistema de tratamento possui um baixo custo tecnológico para o tratamento de efluentes (Redding *et al.* 1997, Brown *et al.*, 1999, Lin *et al.* 2002, Schulz *et al.* 2003).

Estes sistemas exploram as interações ecológicas entre as plantas aquáticas, o sedimento, o detrito, os microrganismos e a fauna, presentes dentro deste ambiente. A purificação das águas pelas wetlands é consequência de mecanismos físicos, biológicos e químicos influenciados pela presença de macrófitas e o ambiente que elas criam (Reading *et al.*, 1997). Os maiores processos bióticos dentro desses sistemas são a mineralização microbiana, transformação (ex: nitrificação-denitrificação) e captação de nutrientes pelos vegetais. Nos processos abióticos podem ser incluídos: precipitação, sedimentação e adsorção ao substrato, o que pode ser particularmente importante para remoção de fósforo (Lin *et al.*, 2002).

1. Quadro Resumo - Principais métodos de tratamentos utilizados na aquacultura, evidenciando suas principais vantagens e desvantagens.

PROCESSO	TRATAMENTO	VANTAGENS	DESVANTAGENS
FÍSICO	Telas Estacionárias	<ul style="list-style-type: none"> ● Simples ● Barato ● Removem material particulado 	<ul style="list-style-type: none"> ● Não removem material dissolvido
	Telas Rotatórias	<ul style="list-style-type: none"> ● Removem material particulado ● Permitem lavagem ● Ajustável conforme o tipo de cultivo 	<ul style="list-style-type: none"> ● Não removem material dissolvido
	Filtro de Recheio	<ul style="list-style-type: none"> ● Removem material particulado ● Possível remoção de nutrientes e redução da demanda bioquímica de oxigênio através de microrganismos 	<ul style="list-style-type: none"> ● Só apropriado para pequenos fluxos ● Eficiência depende do material utilizado
	Floculação	<ul style="list-style-type: none"> ● Aumenta velocidade de sedimentação 	<ul style="list-style-type: none"> ● Custo
	Bacia de Sedimentação	<ul style="list-style-type: none"> ● Baixa manutenção ● Barato ● Efetivo ● Removem material particulado 	<ul style="list-style-type: none"> ● Pouca eficiência na remoção do material dissolvido
BIOLÓGICO	Filtros Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> ● Decomposição e metabolização da matéria orgânica ● Remoção compostos nitrogenados 	
	Macroalgas	<ul style="list-style-type: none"> ● Assimilam grandes quantidades nutrientes dissolvidos orgânicos e inorgânicos 	<ul style="list-style-type: none"> ● Exigem fluxo de água adequado ● Constante colheitas das algas
	Moluscos	<ul style="list-style-type: none"> ● Filtração e retenção do material suspenso orgânico e inorgânico 	<ul style="list-style-type: none"> ● Produção de pseudofeces
	Wetland	<ul style="list-style-type: none"> ● Remoção dos sólidos suspensos ● Decomposição da matéria orgânica ● Assimilação e decomposição dos nutrientes ● Remoção do fósforo 	

Conforme foi descrito anteriormente, existe uma gama de métodos de tratamento de efluentes utilizados em diferentes partes do planeta. Sendo assim, se propõe aqui que sejam realizados estudos para que se encontre o método mais efetivo no tratamento de efluentes de cultivos de camarões no sul do Brasil, adaptado às condições locais, para que não ocorra poluição orgânica do ambiente adjacente a essas fazendas.

LITERATURA CITADA

- ALONSO-RODRIGUEZ, R & F PÁEZ-OSUNA. 2003. Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219: 317-336.
- BARAK, Y, E CYTRYN, L GELFAND, M KROM & JV RIJN. 2003. Phosphorus Removal in a Marine Prototype, Recirculating Aquaculture System," *Aquaculture* 220: 313-326.
- BEARDMORE, JA & JS PORTER. 2003. Genetically modified organisms and aquaculture. *FAO Fisheries Circular*. No. 989. Rome, FAO 38p.
- BERGHEIM, A & A BRINKER. 2003. Effluent treatment for flow through systems and European Environmental Regulations. *Aquacultural Engineering*, 27: 61-77.
- BEVERIDGE, MCM, MJ PHILLIPS & DJ MACINTOSH. 1997. Aquaculture and the Environment: The Supply of and Demand for Environmental Goods and Services by Asian Aquaculture and the Implications for Sustainability. *Aquaculture Research* 28: 797-807.
- BOYD, CE, & L MASSAUT. 1999. Risks Associated with the Use of Chemicals in Pond Aquaculture. *Aquacultural Engineering* 20: 113-132.
- BOYD, CE, J QUEIROZ, J LEE, M ROWAN, GN WHITIS & A GROSS. 2000. Environmental Assessment of Channel Catfish *Ictalurus Punctatus* Farming in Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society* 31: 511-544.
- BOYD, CE. 2003. Guidelines for Aquaculture Effluent Management at the Farm-Level. *Aquaculture* 226: 101-112.
- BRATVOLD, D & CL BROWDY. 2001. Effects of Sand Sediment and Vertical Surfaces (Aquamatstm) on Production, Water Quality, and Microbial Ecology in an Intensive *Litopenaeus Vannamei* Culture System. *Aquaculture* 195: 81-94.
- BROWN, JJ, EP GLENN, KM FITZSIMMONS & SE SMITH. 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture* 175: 255-268.
- CARLTON, JT. 2001. Introduced Species in U.S. Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities. *Pew Oceans Commission, Arlington, VA* 36pp.

- CRIPPS, SJ & LA KELLY. 1996. Reductions in wastes from aquaculture, In D. J. Baird et al. (eds.), *Aquaculture and water resource management*, Blackwell Science, Oxford
- CRIPPS, SJ & A BERGHEIM. 2000. Solids Management and Removal for Intensive Land-Based Aquaculture Production Systems. *Aquacultural Engineering* 22: 33-56.
- ERLER, D, P POLLARD, P DUNCAN & W KNIBB. 2004. Treatment of Shrimp Farm Effluent with Omnivorous Finfish and Artificial Substrates. *Aquaculture Research* 35:816-827.
- FAO. 2000. The state of world fisheries and aquaculture 2000. *Roma Italia. Electronic edition*. <http://www.fao.org/docrep/003/x8002e/x8002e00.htm>.
- FAO. 2006. State of world aquaculture 2006. *Electronic edition*. ftp://ftp.fao.org/FI/DOCUMENT/t500_advanced/advanced_t500e.pdf
- FAO, NACA, UNEP, WB, WWF. 2006. International principles for responsible shrimp farming. *Electronic edition* <http://www.enaca.org/uploads/international-shrimp-principles-06.pdf>
- FRANKIC, A & C HERSHNER. 2003. Sustainable aquaculture: developing the promise of aquaculture. *Aquaculture International*, 11: 517-530.
- FUNGE-SMITH, SJ & MRP BRIGGS. 1998. Nutrient Budgets in Intensive Shrimp Ponds: Implications for Sustainability. *Aquaculture* 164: 117-133.
- GOLDBURG, R, M ELLIOT & NAYLOR. 2001. Marine Aquaculture in the United States: Environmental impacts and policy options. *Ed. Pew Oceans Commission* 44pp.
- IWAMA GK. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Crit. Rev. Environ. Contr.* 21: 177-216.
- JACKSON, C, N PRESTON, PJ THOMPSON & M BURFORD. 2003. Nitrogen Budget and Effluent Nitrogen Components at an Intensive Shrimp Farm. *Aquaculture* 218: 397-411.
- JÍMENEZ- MONTEALEGRE, R, M VERDEGEM, JE ZAMORA & J VERRETH. 2002. Organic matter sedimentacion and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle. *Aquacultural Engineering* 26:1-12.

- JONES, AB. 1999. Environmental Management of Aquaculture Effluent: Development of Biological Indicators and Biological Filters. *Doctor Thesis, University of Queensland*, 238p.
- JONES, AB, WC DENNISON & NP PRESTON. 2001. Integrated Treatment of Shrimp Effluent by Sedimentation, Oyster Filtration and Macroalgal Absorption: A Laboratory Scale Study. *Aquaculture* 193:155-178.
- JONES, AB, NP PRESTON & WC DENNISON. 2002. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research* 33:1-19.
- KIBRIA, G, D NUGEGODA, R FAIRCLOUGH & P Lam. 1997. The nutrient content and release of nutrients from fish food and faeces. *Hydrobiologia* 357: 165–171.
- LIN, CK, P RUAMTHAVEESUB, & P WANUCHSOONTORN. 1993. Integrated culture of the green mussel (*Perna viridis*) in wastewater from an intensive shrimp pond: concept and practice. *World Aquaculture* 24: 68-73.
- LIN, YF, SR JING, DY LEE & TW WANG. 2002. Nutrient Removal from Aquaculture Wastewater Using a Constructed Wetlands System. *Aquaculture* 209: 169-184.
- MARINE AQUACULTURE TASK FORCE. 2007. Sustainable Marine Aquaculture: Fulfilling the Promise; Managing The Risks. *Electronic edition* http://www.pewtrusts.com/pdf/Sustainable_Marine_Aquaculture_final_1_07.pdf
- MARINHO-SORIANO, E, C MORALES & WSC MOREIRA. 2002. Cultivation of *Gracilaria* (Rhodophyta) in shrimp pond effluents in Brazil. *Aquacultural Research*. 33: 1081-1086.
- MICHAEL, JHJ. 2003. Nutrients in Salmon Hatchery Wastewater and Its Removal through the Use of a Wetland Constructed to Treat Off-Line Settling Pond Effluent. *Aquaculture* 226: 213-225.
- NAYLOR, RL, RJ GOLDBURG, H MOONEY, M BEVERIDGE, J CLAY, C FOLKE, N KAUTSKY, J LUBCHENCO, J PRIMAVERA, M WILLIAMS. 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farming. *Science* 282: 883–884.
- NAYLOR RL, RJ GOLDBURG, JH PRIMAVERA, N KAUTSKY, MCM BEVERIDGE & J CLAY. 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405: 1017-1024.

- NEORI, A, MD KROM, SP ELLNER, CE BOYD, D POPPER, R RABINOVITCH, PJ DAVISON, O DVIR, D ZUBER, M UCKO, D ANGEL & H GORDIN. 1996. Seaweed Biofilters as Regulators of Water Quality in Integrated Fish-Seaweed Culture Units. *Aquaculture* 141:183-199.
- PÁEZ- OSUNA, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environ. Pollut.* 112: 229– 231.
- PANIAGUA-MICHEL, J & O GARCIA. 2003. Ex-Situ Bioremediation of Shrimp Culture Effluent Using Constructed Microbial Mats. *Aquacultural Engineering*, 28:131-139.
- PEIXOTO, S, W WASIELESKY, RO CAVALLI, MHS SANTOS & LH POERSCH. 2005. Diretrizes para o desenvolvimento responsável da carcinicultura na região do estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Gerenciamento Costeiro Integrado, Itajaí – UNIVALE*, 4: 1-4.
- PIEDRAHITA, RH. 2003. Reducing the Potencial Environmental Impact of Tank Aquaculture Effluent through Intensification and Recirculation. *Aquaculture* 226: 35-44.
- PILLAY, TV. 1992. Aquaculture and the environment. *Fishing News Books. Oxford, England*. 189 p.
- POERSCH, LHS. 2004. Aquacultura no estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre o meio-ambiente. *Tese de doutorado. Fundação Universidade federal do Rio Grande (FURG)* 146 p.
- REDDING, T, S TODD & A MIDLEN. 1997. The Treatment of Aquaculture Wastewaters—a Botanical Approach. *Journal of Environmental Management* 50: 283-299
- SAMOCHA, TM & AL LAWRENCE. 1997. Shrimp farms' effluent waters, environmental impact and potential treatment methods. In *Interactions between cultured species and naturally occurring species in the environment* (Keller, B. J., ed) 33-58p.
- SCHULZ, C, J GELBRECHT & B RENNERT. 2003. Treatment of Rainbow Trout Farm Effluents in Constructed Wetland with Emergent Plants and Subsurface Horizontal Water Flow. *Aquaculture* 217: 207-221.

- SILVERT, W. 1992. Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture* 170: 67-71
- STEWART, NT, GD BOARDMAN & LA HELFRICH. 2006. Treatment of Rainbow Trout (*Oncorhynchus Mykiss*) Raceway Effluent Using Baffled Sedimentation and Artificial Substrates. *Aquacultural Engineering* 35:166-178.
- TEICHERT-CODDINGTON, DR, DB ROUSE, A POTTS & CE BOYD. 1999. Treatment of Harvest Discharge from Intensive Shrimp Ponds by Settling. *Aquacultural Engineering* 19:147-161.
- VINATEA, L. 2004. Fundamentos de Aqüicultura. *Florianópolis EDFUSC* 348 p.
- WONG, K & RH PIEDRAHITA. 2000. Settling Velocity Characterization of Aquacultural Solids. *Aquacultural Engineering* 21; 233-246.
- WU, RSS. 1999. Eutrophication, Water Borne Pathogens and Xenobiotic Compounds: Environmental Risks and Challenges. *Mar. Pollut. Bull.* 39: 11-22.

CAPÍTULO 1

Impacto dos efluentes de cultivo semi-intensivo de camarão sobre a fauna bentônica no sul do Brasil

Impacto dos efluentes de cultivo semi-intensivo de camarão sobre a fauna bentônica no sul do Brasil

Ana Carolina Canary, Luís Poersch, Wilson Wasielesky

Laboratório de Maricultura, Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG),

C.P. 474,

Rio Grande (RS), 96201-900, Brasil

Resumo:

O aumento da atividade da aquicultura em ambientes costeiros tem gerado preocupação a respeito do lançamento de efluentes dos cultivos sobre o ambiente aquático. O monitoramento da qualidade desse efluente lançado pode ser feito a partir da análise de associações de macroinvertebrados bentônicos, a qual vem demonstrando ser muito útil em programas de monitoramento. Portanto, o objetivo deste estudo foi determinar o impacto do aporte de efluentes de cultivos no estuário da Lagoa dos Patos–Brasil, utilizando para isso a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora. Este trabalho foi realizado em uma fazenda de cultivo semi-intensivo de camarão *Litopenaeus vannamei*. Como parâmetros de qualidade de água foram monitorados quinzenalmente o pH, o oxigênio dissolvido, o consumo de oxigênio e os sólidos suspensos totais, sendo os locais de amostragem uma região controle, a saída do canal de drenagem da fazenda e a bacia de sedimentação. As coletas de sedimento para a análise quali-quantitativa da comunidade bentônica foram realizadas na saída do canal de drenagem da fazenda e no ponto controle (200 m), sendo realizada uma amostragem antes do início do cultivo e quinzenalmente durante o cultivo. Os resultados encontrados mostram que a bacia de sedimentação neste cultivo de camarão é relativamente eficiente. Houve reduções no pH e na concentração de oxigênio e aumento o consumo de oxigênio na saída do canal de drenagem da fazenda. Além disso, foi observada uma alteração da estrutura da comunidade macrofaunal no ambiente adjacente ao cultivo. Foi evidenciado um aumento na densidade do poliqueta oportunista *Nephtys fluviatilis*, enquanto ocorreu a redução de espécies mais sensíveis a distúrbios como *Heleobia australis* e Ostracoda e flutuações ao longo do tempo na abundância de *Kalliapseudes schubartii*.

Palavras-Chaves: Cultivo de Camarão, Bacia de Sedimentação, Impacto Ambiental, Macroinvertebrados Bentônicos.

Abstract:

The increase of aquaculture activity in costal areas has raised concerns about the discharge of cultivation sewage in the aquatic environment. The monitoring of the discharged outflow can be done from the analysis of benthic macroinvertebrate assemblages, which have demonstrated being very useful for this purpose. Therefore, the aim of this study was to determine the impact of sewage outflow from the cultivation sites in the Patos Lagoon – Brazil, using benthic macroinvertebrates community as indicator. This work was conducted in a semi-intensive shrimp farm of *Litopenaeus vannamei*. Water parameters such as pH, diluted oxygen, oxygen consumption and total suspended solids were checked every fortnight. The sampling sites were a controlled region (200 m), the farm outflow channel and the settling ponds. The sediment for quali-quantitative analysis of the benthic community was sampled in the farm outflow channel and in the control area. One sample occurred before starting the cultivation and then every fortnight during the cultivation. The results show that the settling pond in this shrimp cultivation was efficiency. The water pH and oxygen concentration decreased and the oxygen consumption increased in the farm outflow channel. Furthermore, it was observed a change in the macrofaunal community structure in the environment adjacent to the cultivation. It was also observed an increase in the density of the opportunistic worm *Nephtys fluviatilis* and a decrease in the occurrence of species more sensitive disturbance such as *Kalliapseudes schubartii*, *Heleobia australis* and Ostracoda.

Key-words: Shrimp farm, settling pond, Environment impact, benthic macroinvertebrate

1 - Introdução

A carcinocultura no Brasil teve uma rápida expansão a partir da década de 90. Este crescimento foi impulsionado pela introdução do camarão do pacífico *Litopenaeus*

vannamei (Vinatea et al., 2003; Peixoto et al., 2006), associado às ótimas condições presentes neste território, tais como: uma extensa região costeira, temperaturas elevadas (Peixoto et al., 2006) e apoio de órgãos financeiros e governamentais (Poersch, 2004). Em 2003, cerca de 90.000 toneladas de *Litopenaeus vannamei* foram produzidas em 15.000 hectares (Peixoto et al., 2006), superando a média de produtividade mundial. Hoje, o país é um dos principais produtores de camarão da América Latina.

Esses cultivos de camarões são, em sua maioria, realizados em regiões estuarinas, muitas vezes próximas a manguezais e até mesmo a marismas, como acontece na região sul. Tais ambientes fazem interface entre os sistemas aquático e terrestre (Carvalho, 2004; Struck et al., 2004) e são considerados de grande importância, pois desempenham muitas funções, tais como: realizam a transferência de sedimento, água e energia entre os ambientes fluvial e marinho, servem como depósito costeiro natural (seqüestrando a matéria orgânica e os nutrientes) (Naylor et al., 2000; Ridgway e Shimmield, 2002), protegem a costa contra a ação de tempestades (Struck et al., 2004) e, ainda, tem um importante papel ecológico e na economia humana através do oferecimento de habitat para uma grande diversidade de animais (Pillay, 1992; Asmus e Tagliani, 1998).

O aumento da atividade da aquicultura nestes ecossistemas costeiros tem gerado preocupações a respeito de seus possíveis impactos, sendo o lançamento de efluentes dos cultivos sobre o ambiente aquático uma das principais preocupações, pois estes podem conter uma alta concentração de nutrientes e sólidos suspensos (Loch et al., 1996; Paez-Osuna et al., 1998; 2001; Tovar et al., 2000; Jones et al., 2001; Burford et al., 2003).

Uma maneira de avaliar o enriquecimento orgânico nestes ambientes adjacentes às descargas dos efluentes tem sido o monitoramento da qualidade de água. Este monitoramento é tradicionalmente realizado por meio de análises dos parâmetros químico-físicos da água (Jones, 1999). No entanto, essas análises provêm pouca informação do impacto dos nutrientes sobre o ecossistema (Lingby, 1990), pois além da concentração desses nutrientes apresentarem amplas flutuações ao longo do dia, só detectam impactos próximos ao ponto de descarga dos efluentes (Samocha e Lawrence, 1997).

Outra alternativa para a detecção dos possíveis efeitos dos cultivos tem sido a avaliação de associações de macroinvertebrados bentônicos. Muitos estudos vêm demonstrando que a análise dessas comunidades é útil em programas de monitoramento (Warwick, 1993; Blanchet et al., 2005; Giangrande et al., 2005). O uso dessa fauna apresenta várias vantagens, pois estes organismos têm características importantes, tais como: limitado padrão de migração ou vida sésil (Lana, 1994; Carvalho, 2004; Stephens e Farris, 2004), distribuição naturalmente abundante, sendo residentes ao longo do ano (Pohle et al., 2001), compõem vários níveis tróficos e respondem de diferentes maneiras ao estresse ambiental (Carvalho, 2004).

Portanto, este estudo pretende determinar o impacto do aporte de efluentes de viveiros de cultivos de camarões marinhos em um estuário, utilizando, para isto, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora.

2 - Material e Métodos

2.1 - Área de Estudo

Este trabalho foi realizado na Fazenda Carcinicultura Brasil Sul Ltda. – Carcibrás, localizada às margens do Estuário da Lagoa dos Patos, no município de São José do Norte, RS (Figura 1).

A fazenda Carcibrás (Figura 2) possui quatro viveiros de tamanho variando entre 1,69-2,5 hectares, os quais totalizam 8,36 ha de lâmina d'água. No período estudado esta fazenda cultivou *Litopenaeus vannamei* a uma densidade média de estocagem de aproximadamente 15 camarões/m² (semi-intensivo).

A água utilizada neste cultivo era bombeada do estuário para os viveiros e o efluente, passava por uma bacia de sedimentação (1 ha) antes de ser lançado no estuário (Figura 2).

2.2 – Análise da Qualidade de Água

O período do estudo foi de fevereiro a abril de 2006, sendo realizadas amostragens quinzenais, todas feitas no período da manhã.

Foram realizadas observações do pH, oxigênio dissolvido (OD) e consumo de oxigênio (CO). Os pontos amostrais destas medições foram: bacia de sedimentação, saída do canal de drenagem da fazenda e uma região controle (200m) (Figura 2).

A quantificação de sólidos suspensos totais (SST) foi realizada na entrada e na saída da bacia de sedimentação, na saída do canal de drenagem e na região controle (Figura 2). O SST foi analisado pelo método adaptado de Strickland e Parsons (1972), com modificações citadas por V. Bodungen et al. (1991).

2.3 – Análise da Macrofauna Bentônica

Os locais de coletas de sedimento para a análise qualitativa e quantitativa da comunidade bentônica foram na saída do canal de drenagem da fazenda e no controle (200 m). As amostragens foram realizadas quinzenalmente, a partir do início do povoamento dos viveiros de cultivo, que foi realizado em dezembro de 2005, extendendo-se até abril de 2006.

Em cada ponto de coleta eram retiradas três amostras com auxílio de um extrator de PVC com 100 mm de diâmetro, o qual era enterrado 20 cm no substrato. No próprio local, as amostras eram lavadas e peneiradas com uma malha de 400 µm. Este material era colocado em saco plástico com formol 10% e corado com Rosa de Bengala. Logo após as amostras eram levadas para o laboratório para a realização da triagem até o menor taxon possível, por meio de um microscópio estereoscópio.

2.4 – Análise Estatística

Os dados obtidos nas análises quali-quantitativa da fauna benthica foram tratados por análise não-paramétrica. Para analisar a diferença entre os dois locais foi utilizado o teste Kolmogorov-Smirnov e para verificar se ocorreu diferença ao longo do tempo nos locais foi utilizado o teste Kruskal-Wallis.

3 – Resultados

3.1 - Qualidade da água

Os maiores valores de pH foram observados na região controle, apresentando uma média geral de 7,91. Já a bacia de sedimentação mostrou um valor médio de 6,51,

sendo sempre os menores valores encontrados. Ao observar a figura 3, podemos ver que os valores de pH nos diferentes locais apresentaram diferenças, sendo observado um ligeiro aumento de pH ao longo dos meses.

Os limites superiores e inferiores de oxigênio dissolvido foram observados nos pontos controle e BS, respectivamente. A região controle apresentou concentrações de oxigênio dissolvido nos meses de fevereiro e abril de 6,8 e 8,5 mg/L, respectivamente, enquanto que na bacia de sedimentação os valores foram de 2,6 e 4,8 mg/L (Figura 4). O maior valor de oxigênio dissolvido no mês de março foi observado na bacia de sedimentação, a qual apresentou uma concentração de 7,9 mg/L enquanto a saída e o controle apresentaram, respectivamente, uma concentração de 5,8 e 7,3 mg/L (Figura 4). Pode-se perceber que houve um aumento na concentração de oxigênio dissolvido ao longo dos meses no ponto controle.

Com relação ao consumo de oxigênio, os maiores valores na região controle e na saída do canal de drenagem foram observados no mês de fevereiro 1,32 mg/L/h e 1,16 mg/L/h, respectivamente. No mês de março, ocorreu uma redução para 0,11 e 0,18 mg/L/h no consumo de oxigênio nestes mesmos pontos amostrados, enquanto que no último mês ocorreu novamente um ligeiro aumento para 0,23 e 0,43 mg/L/h no ponto controle e na saída, respectivamente (Figura 5). A bacia de sedimentação apresentou os menores valores de consumo de oxigênio em todos os meses amostrados e manteve-se relativamente constante ao longo do tempo (Figura 5).

Os maiores valores de sólidos suspensos totais em todos os locais amostrados foram observados em fevereiro. Todos os pontos amostrados apresentaram uma considerável redução na concentração de SST no mês de março, porém, em abril mostraram novamente um ligeiro aumento, exceto na região da saída (Figura 6). Pode-se perceber também que a região controle obteve valores próximos a todos os outros locais, chegando até mesmo a apresentar uma maior concentração que a encontrada na saída do canal de drenagem no último mês (Figura 6). Ao analisarmos a concentração de SST (Figura 6) podemos observar que houve uma diminuição de 0,099 para 0,022 g/L ao longo dos três meses na saída do canal de drenagem da fazenda.

3.2 - Macrofauna Bentônica

Um total de quarenta e oito amostras foram analisadas para a observação da composição e abundância da macrofauna bentônica. Tais análises revelaram a presença de quatro principais grupos: Poliquetas, Crustáceos, Moluscos e Nemertineo.

O aparecimento de uma espécie do grupo Nemertineo foi pontual, aparecendo somente no final de dezembro na saída do canal de drenagem (Figura 7).

3.2.1 - Poliquetas

Os poliquetas observados durante o período amostral foram: *Laeonereis acuta*, *Heteromastus similis*, *Neanthes succinea* e *Nephtys fluviatilis*. Dentre estas espécies, somente o *N. fluviatilis* (Figura 8) apresentou uma diferença significativa na densidade entre os pontos controle e a saída. Com exceção do último dia, todas as médias encontradas sempre apresentaram uma maior abundância dessa espécie no controle (Figura 9).

A maior abundância de *Laeonereis acuta* (Figura 10) foi observada durante os meses de dezembro e janeiro em ambos os locais analisados, ocorrendo uma redução significativa no mês de fevereiro (Figura 9), a partir do qual a abundância permaneceu constante nos diferentes pontos amostrais.

Foi observada, na última amostragem, uma diminuição significativa na densidade de *Heteromastus similis* (Figura 11) na saída do canal de drenagem (Figura 9). A espécie *Neanthes succinea* (Figura 12) somente apareceu nos meses de dezembro e janeiro (Figura 9), não apresentando diferença entre os tratamentos e ao longo do tempo.

3.2.2 – Crustáceos

As espécies de crustáceos presentes no sedimento das duas regiões amostradas foram: *Melita mangrovi*, *Kalliapseudes schubartii*, *Tanais stanfordi*, Ostracoda e Copépodes. A espécie *Melita mangrovi* (anfípode) teve uma ocorrência pontual somente no final de janeiro na região controle (Figura 13).

O *T. stanfordi* (Figura 14) e os Copépodes (Figura 15) não mostraram diferença significativa entre os pontos amostrados (controle e saída) e nem uma variação ao longo do tempo. A presença de *T. stanfordi* foi esporádica, enquanto os Copépodes estiveram quase sempre presentes nas amostras (Figura 13).

Foi observada uma diferença significativa na densidade de ostracoda (Figura 16) nos locais analisados, porém não houve variação ao longo do tempo em nenhuma dessas regiões (Figura 13). A espécie *K. schubartii* (Figura 17) apresentou uma significativa flutuação na sua abundância na saída do canal de drenagem, onde as maiores densidades foram atingidas no início de janeiro e fevereiro (Figura 13).

3.2.3 – Moluscos

Duas classes de moluscos foram observadas, sendo que o *Heleobia australis* (Figura 18) mostrou diferir significativamente em sua densidade entre os pontos amostrados, ocorrendo uma maior abundância na região controle (Figura 19).

Além de *H. australis*, foi observada a presença da espécie *Erodona mactroide* (Figura 20), a qual não apresentou diferença ($p < 0,05$) entre os locais amostrados. Porém, foi notada uma elevada densidade no início do mês de fevereiro na região controle (Figura 19).

4 – Discussão

As águas costeiras são ambientes altamente produtivos e adequados para a aquicultura, porém, muitas vezes, estes ecossistemas tornam-se impactados devido a esta atividade. O grau desse impacto ambiental depende de muitos fatores, tais como: espécie cultivada, métodos de cultivo, densidade de estocagem, composição da ração, manejo alimentar e hidrografia local (Tovar et al., 2000).

A atividade de cultivo de camarão, neste estudo, provocou uma diminuição do pH. Este resultado também foi encontrado em outros trabalhos com cultivo de camarão (Biao et al., 2004) e peixe (Tovar et al., 2000). A acidificação da água foi provavelmente causada pela amônia presente no efluente, ao caráter ácido provocado pelas fezes e pelos resíduos da ração (Tovar et al., 2000) e pela respiração dos animais, pois esta produz CO_2 , o qual se dissolve e subsequentemente adiciona H^+ na água diminuindo assim o pH. A saída apresentou valores de pH ligeiramente maiores que na bacia de sedimentação, indicando que esta última possivelmente apresenta certa capacidade para elevar o pH. Esta elevação pode ter sido causada pela atividade fotossintética do fitoplâncton (Tucker et al., 2002) e das macrófitas presentes dentro da bacia de sedimentação. Embora esta fazenda libere uma água com pH menor que o

encontrado na região controle isto não provocará um impacto significativo sobre o ambiente, pois este efluente rapidamente restabelecerá um equilíbrio do pH através da diluição, reação de tamponamento da água do ambiente ou reaeração que irá mover a concentração de dióxido de carbono dissolvido em direção ao equilíbrio com a atmosfera (Tucker et al., 2002). Além disso, estudos feitos com juvenis de um peixe nativo da região (*Paralichtys orbignyanus*) (Wasielesky et al., 1997) e com *Litopenaeus vannamei* (Wasielesky et al., 2007) comprovam que esses valores de pH encontrados na saída da fazenda estão dentro dos limites de tolerância dessas espécies.

O comportamento do oxigênio dissolvido é de importância crítica para os organismos marinhos na determinação da severidade dos impactos ambientais (Best et al., 2007). Neste estudo foi observada uma redução na concentração do oxigênio dissolvido nos efluentes de cultivos, estando de acordo com os estudos de Tovar et al (2000), Biao et al (2004), Carvalho (2004) e Viadero et al (2005). Essa diminuição na concentração provavelmente foi provocada pela respiração dos animais cultivados (Tovar et al, 2000; Biao et al., 2004). Os menores valores encontrados em todos os pontos de coleta no mês de fevereiro foram provavelmente causados pela baixa atividade fotossintética da comunidade primária, devido aos dias chuvosos que antecederam as coletas. Outra razão foi a alta concentração de sólidos suspensos totais encontrada em todos os pontos amostrados neste mês, pois em sedimentos com elevado conteúdo orgânico a atividade microbiana é aumentada, com uma conseqüente diminuição da concentração de oxigênio dissolvido (Mazzola et al., 2000; Carvalho, 2004). Com exceção para o mês de fevereiro, todos os valores de oxigênio dissolvidos encontrados na saída dos efluentes desta fazenda estão de acordo que a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n°357/2005 que permite a liberação de água com concentrações de oxigênio dissolvido superior a 5,0 mg/L.

Houve um aumento no consumo de oxigênio em fevereiro no ponto controle e na saída do canal de drenagem, o qual possivelmente está correlacionado com as maiores concentrações de sólidos suspensos totais e os menores valores de oxigênio dissolvido ocorridos neste mesmo mês. Isto ocorre tendo em vista que a degradação da matéria orgânica na coluna d'água de muitos estuários necessita de um substancial consumo de oxigênio (Kemp et al, 1990).

Nos meses de março e abril a saída apresentou um maior consumo de oxigênio do que o controle e tal fato também foi observado em outros cultivos (Viadero et al., 2005; Best et al., 2006). Embora se espere um alto metabolismo na bacia de sedimentação, ocasionado pelo material orgânico sedimentado que esta susceptível à ação de microrganismos, os menores valores de CO foram observados neste local. Freitas (2006), estudando o consumo de oxigênio pelo sedimento na mesma fazenda, também observou menores valores para a BS. Boyd et al (1998) em um estudo com sedimentação em escala laboratorial afirmam que a bacia de sedimentação pode diminuir essa demanda por oxigênio em mais de 50%. No entanto, nesta fazenda estudada, o efluente sempre mostrou ter um maior CO do que a BS.

Quando a entrada de matéria orgânica é muito maior que a capacidade de absorção, reciclagem, inativação e depuração do corpo hídrico, mudanças ocorrem, gerando, assim, muitas conseqüências (Angonesi, 2000). A principal preocupação a respeito da descarga desse material suspenso é a demanda de oxigênio necessária para a decomposição desses sólidos orgânicos (Tucker et al., 2002). Isto pode ser evidenciado neste estudo, pois no mês em que houve a maior concentração de sólidos suspensos totais também houve o maior consumo de oxigênio. A alta carga de SST em fevereiro em todos os locais amostrados possivelmente foi provocada pela chuva que ocorreu neste período, a qual pode ter provocado a ressuspensão do material sedimentado e a erosão do solo próximo aos locais de coleta. A bacia de sedimentação apresentou uma remoção máxima de 15% desse material, o que pode ser considerada baixa quando comparada com a eficiência de 60-96% encontrada em outros estudos (Boyd et al., 1998; Jones et al., 2001; Halide et al., 2003; Jackson et al., 2003; Michael, 2003). Muitos fatores, tais como: composição do sedimento, tempo de residência, design da BS e manejo dos cultivos podem estar influenciando na eficiência da bacia de sedimentação (Preston *et al.*, 2001).

A carga de SST na região controle sempre apresentou valores próximos ou até maior do que na saída. Tal fato acontece devido às interações entre as feições morfológicas do estuário da Lagoa dos Patos em sua parte sul e a penetração de água marinha durante fortes ventos do quadrante sul, os quais favorecem a ressuspensão do sedimento depositado (Niencheski e Windom, 1994). Como resultado o material em

suspensão tende a aumentar em direção à saída do canal da estuário da Lagoa dos Patos (Niencheski e Baumgarten, 1998).

É importante ressaltar que esses valores encontrados na saída do canal de drenagem da fazenda também podem estar sendo causados pela drenagem pluvial das propriedades adjacentes, pois este também é lançado juntamente com o efluente dos cultivos.

As associações de macroinvertebrados bentônicos compreendem várias espécies de poliquetas, crustáceos, moluscos, entre outros organismos com mais de 1 mm de tamanho, que têm relação direta com o fundo, o que resulta em certa uniformidade de modos de vida, apesar das suas distintas origens filogenéticas (Day et al., 1989). Estes organismos são afetados por variáveis ambientais (Hampel et al., 2003), agravando-se em regiões estuarino-lagunares, que têm flutuações das variáveis ambientais com elevada variabilidade e baixo grau de previsibilidade (Kenish, 1990). O aumento das taxas de sedimentação e o acúmulo de matéria orgânica em sedimentos sob ação dos cultivos geralmente resultam em intensas mudanças das suas características químicas, alterando a estrutura da comunidade bentônica (Tutsumi et al., 1991; Wu et al., 1994; Karakassis et al., 1999; Mazzola et al., 1999; Kautsky et al., 2000; Pohle et al., 2001).

Os poliquetas têm um importante papel no funcionamento da comunidade bentônica (Hutchings, 1998), não só porque eles freqüentemente são o taxa bentônico dominante, mas também devido à diversidade de alimentação dos mesmos (Giagrande et al., 2005). Dentre os grupos da macrofauna bentônica, os poliquetas são um dos melhores indicadores de distúrbios ambientais, sendo sensíveis ao enriquecimento orgânico e às modificações produzidas por esta poluição, resultando numa diminuição da riqueza e o aparecimento de espécies oportunistas (Mazzola et al., 1999; Mazzola, 2000; Tomassetti e Porrello, 2005; Vita e Marin, 2007).

O poliqueta *N. fluviatilis* esteve presente em maior abundância na saída do efluente, mostrando que provavelmente este organismo tem um comportamento oportunista, com capacidade de se proliferar em um ambiente que possa estar perturbado. Este resultado foi diferente de outro estudo realizado em uma área urbanizada, onde esta espécie se mostrou bastante sensível às alterações ambientais, diminuindo drasticamente a sua densidade (Pagliosa, 2004).

A espécie *L. acuta* é normalmente associada a locais de fundo lodoso e elevado teor de matéria orgânica, sendo considerada como uma indicadora de enriquecimento orgânico. O *L. acuta* foi uma das espécies oportunistas em áreas urbanizadas (Pagliosa, 2004). No entanto, neste estudo não houve diferença entre os pontos amostrados, ocorrendo uma diminuição ao longo do tempo em ambos os locais. Essa diminuição ao longo do tempo talvez possa ser explicada pela forte pressão de predação que os juvenis dessa espécie sofrem (Bemvenuti, 1992; 1997), uma vez que, com o aumento na temperatura a partir do final da primavera e início do verão, ocorre um recrudescimento da atividade reprodutiva da maioria da macrofauna bentônica nas enseadas estuarinas. Essa intensa atividade resulta em um incremento quali-quantitativo na ocorrência e atividade dos macropredadores, o que intensifica as interações biológicas nas enseadas estuarinas da Lagoa dos Patos (Bemvenuti, 1987a; 1998a; b).

O *H. similis* é muito citado em estudos sobre o enriquecimento orgânico em estuários e águas marinhas, como uma espécie indicadora, que tem comportamento oportunista em ambiente enriquecido por matéria orgânica (Pearson e Rosenbreg, 1978), possuindo uma alta tolerância a condições anóxicas (Pagliosa, 2004). Porém, neste estudo, assim como no realizado por Angonesi (2000) também na Lagoa dos Patos, esta espécie não se comportou como oportunista e sim como tolerante a uma possível perturbação ambiental que este cultivo possa estar ocasionando, ocorrendo em ambos os locais amostrados.

Os crustáceos são um dos grupos de organismos marinhos identificados como sensíveis ao estresse ambiental, sendo indicadores de comunidades saudáveis (anfípodes) e condições de normoxia (Nixon et al., 1996; Angonesi, 2000).

O tanaidáceo *Tanais stanfordi* mostrou uma ocorrência esporádica, não apresentando uma relação direta com a atividade de cultivo. Já a espécie *Kalliapseudes schubartii*, embora não tenha apresentado diferença entre os locais, teve flutuações ao longo do tempo no canal de saída do efluente.

A reprodução de anfípodes epifaunais ocorre nos meses de outono e inverno (Bemvenuti, 1987b), portanto a ocorrência pontual de *Melita mangrovi* pode estar relacionada a sua baixa representatividade no período primavera-verão, com a sua susceptibilidade a predação devido ao pequeno tamanho e movimentos lentos sob a superfície do sedimento (Bemvenuti, 1987a; b).

Apesar de Mazzola et al (2000) em um estudo em cultivos de peixes observarem um aumento na densidade de copépodes devido ao enriquecimento orgânico, no presente estudo não houve mudanças significativas.

Os ostracodas apresentam sensibilidade ao enriquecimento orgânico (Danovaro et al., 1995; Mazzola et al., 1999; Mazzola et al., 2000). Neste estudo houve uma diferença significativa entre os locais, o que pode estar associada a um possível enriquecimento orgânico.

O bivalve *Erodona mactroides* não apresentou diferença entre os cultivos. Esta espécie mostrou uma baixa densidade, apesar de atingir o máximo recrutamento durante o verão. Esta baixa densidade pode estar indicando que ambos os locais amostrados não estejam oferecendo condições adequadas, uma vez que esta espécie é sensível à instabilidade do substrato (Geraldi, 2002).

O gastrópode *Heleobia australis* teve uma pequena distribuição, apesar de ser observado em altas densidades em planos rasos do estuário da Lagoa dos Patos (Bemvenuti, 1998a). Essa espécie apresentou densidade significativamente inferior no local da saída, mostrando ser possivelmente sensível a alguma perturbação que este cultivo esteja causando.

5 – Conclusão

O presente estudo mostrou que a atividade de cultivo de camarão em sistema semi-intensivo causou pequenas reduções no pH e na concentração do oxigênio dissolvido e aumento no consumo de oxigênio. A bacia de sedimentação adotada nesta fazenda como sistema de tratamento de efluente, se mostrou relativamente eficiente, embora melhores resultados já tenham sido reportados por outros autores.

A atividade de cultivo possivelmente provocou alguma perturbação, pois isto pode ser evidenciado na mudança da distribuição da assembléia macrofaunal, que foi relativamente clara. Neste estudo, houve um aumento na densidade da espécie oportunista *Nephtys fluviatilis* e uma diminuição na abundância das espécies Ostracoda, *Heleobia australis* e uma flutuação na abundância de *Kalliapseudes schubartii*, as quais são sensíveis a alterações ocasionadas no sedimento.

A evidência dessas pequenas mudanças na estrutura da comunidade macrofaunal bentônica indica que esta avaliação quali-quantitativa é uma poderosa ferramenta para

detectar mesmo que mínimas mudanças. Com isto então se conclui, que este cultivo de camarões esta causando um impacto interno.

6 - Bibliografia

- Angonesi, L.G., 2000. Efeitos da descarga de esgotos urbanos sobre os macroinvertebrados bentônicos de fundos moles na região estuarina da Lagoa dos Patos, Rs – Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 133pp.
- Asmus, M.L., Tagliani, P.R., 1998. Considerações sobre manejo ambiental. In: SEELIGER et al. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande 326pp.
- Bemvenuti, C.E., 1987a. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* 9, 33– 63.
- Bemvenuti, C.E., 1987b. Predation effects on a benthic community in estuarine soft sediments. *Atlântica* 9(1), 5-32.
- Bemvenuti, C.E., 1992. Interações biológicas da macrofauna bentônica numa enseada estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Unpublished PhD thesis. Universidade de São Paulo, Brasil. 206 pp.
- Bemvenuti, C.E., 1997. Benthic invertebrates. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J. (Eds.), *Subtropical Convergence Marine Ecosystem. The Coast and the Sea in the Warm Temperate South Western Atlantic*. Springer Verlag, Heidelberg, New York, pp. 43– 46.
- Bemvenuti, C.E., 1998a. Invertebrados Bentônicos. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. e Castello, J. ed. *Os ecossistemas costeiros e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande, *Ecoscienia* 46-51.
- Bemvenuti, C.E., 1998b. Estrutura Trófica. In: Seeliger, U.; Odebrecht, C. e Castello, J. ed. *Os ecossistemas costeiros e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande, *Ecoscienia* 79-82.

- Best, M.A., Wither, A.W., Coates S., 2007. Dissolved Oxygen as a Physico-Chemical Supporting Element in the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 53-64.
- Biao, X., Zhuhong, D., Xiaorong, W., 2004. Impact of the Intensive Shrimp Farming on the Water Quality of the Adjacent Coastal Creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin* 48, 543-553.
- Blanchet, H., Montaudouin, X., Chardy, P., Bachelet, G., 2005. Structuring Factors and Recent Changes in Subtidal Macrozoobenthic Communities of a Coastal Lagoon, Arcachon Bay (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64, 561-576.
- Boyd, C.E., Gross, A., Rowan, M., 1998. Laboratory study of sedimentation for improving quality of ponds effluents. *Journal of Applied Aquaculture* 8, 39-48.
- Burford, M.A., Constanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C.J., Jones, A.B., McKinnon, A.D., Preston, N.P., Trott, L.A., 2003. A Synthesis of Dominant Ecological Processes in Intensive Shrimp Ponds and Adjacent Coastal Environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1456-1469.
- Carvalho, P.V.V.D.B.C., 2004. O macrozoobentos na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas no litoral norte de Pernambuco – Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Brasil 126 pp.
- Danovaro, R., Fabiano, M., Vincx, M., 1995. Meiofauna response to the Agip Abruzzo oil spill in subtidal sediments of the Ligurian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 30, 133-145.
- Day Jr., J.W., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Ynz-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 558 pp.
- Freitas, U., 2006. Regeneração bêntica e qualidade de água em ambientes sob ação de cultivos de camarão (estuário da Lagoa dos Patos). Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 94pp.
- Geraldi, R.M., 2002. Distribuição especial, recrutamento, crescimento e mortalidade de *Erodona mactroides* Bosc, 1802 (Mollusca, Pelecypoda) na Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Brasil. 208pp.
- Giangrande, A., Licciano, M., Musco, L., 2005. Review: Polychaetes as Environmental Indicators Revisited. *Marine Pollution Bulletin* 50, 1153-1162.

- Halide, H., Ridd, P.V., Peterson, E.L., Foster D., 2003. Assessing Sediment Removal Capacity of Vegetated and Non-Vegetated Settling Ponds in Prawn Farms. *Aquacultural Engineering* 27, 295-314.
- Hampel, H., Cattrijsse, A., Vincx, M., 2003. Habitat value of a developing estuarine brackish marsh for fish and macrocrustaceans. *ICES Journal of Marine Science* 60, 278–289.
- Hutchings, P., 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1133–1145.
- Jackson, C. J., Preston, N., Burford, M.A., Thompson, P.J., 2003. Managing the Development of Sustainable Shrimp Farming in Australia: The Role of Sedimentation Ponds in Treatment of Farm Discharge Water. *Aquaculture* 226, 23-34.
- Jones, A.B., 1999. Environmental Management of Aquaculture Effluent: Development of Biological Indicators and Biological Filters. Doctor Thesis. University of Queensland 238pp.
- Jones, A.B., Dennison, W.C., Preston, N.P., 2001. Integrated Treatment of Shrimp Effluent by Sedimentation, Oyster Filtration and Macroalgal Absorption: A Laboratory Scale Study. *Aquaculture* 193, 155-178.
- Karakassis, I., Hatziyanna, E., Tsapakis, M., Plaitti, W., 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Marine Ecology Progress Series* 184, 205-218.
- Kautsky, N., Ronnback, P., Tedengren, M., Troell, M., 2000. Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. *Aquaculture* 191, 145–161.
- Kemp, W.M., Sampou, P., Caffey, J., Mayer, M., Henriksen, K., Boynton, W.R., 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnol. Oceanogr.* 35, 1545–1563.
- Kennish, M.J., 1990. Ecology of estuaries. Vol. II, Biological Aspects. CRC Press, Florida, 391pp.
- Lana, P.C., 1994. Organismos bênticos e atividades de monitoramento. In: *Oceanografia Biológica Bentos*, Vol. VI, Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Convênio PETROBRÁS-FUNDESPA. Coordenador: Ikeda, I, pp 10-21.

- Lingby, J.E., 1990. Monitoring of nutrient availability and limitation using the marine macroalgae, *Ceramium rubrum* (Huds.) C. Ag. *Aquatic Botany* 38, 153-161.
- Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G., 1996. The Effect of Trout Farm Effluent on the Taxa Richness of Benthic Macroinvertebrates. *Aquaculture* 147, 37-55.
- Mazzola, A., Mirto, S., Danovaro, R., 1999. Initial fish-farm impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 38, 1126-1133.
- Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R., 2000. Fish-farming effects on the benthic community structure in coastal sediments: análisis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1454-1461.
- Michael, J.H.J., 2003. Nutrients in Salmon Hatchery Wastewater and Its Removal through the Use of a Wetland Constructed to Treat Off-Line Settling Pond Effluent. *Aquaculture* 226, 213-225.
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C.M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney H., Troell, M., 2000. Effect of Aquaculture on World Fish Supplies. *Nature* 405, 1017-1024.
- Niencheski, L.F., Windom, H.L., 1994. Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. *The Science of The Total Environment* 149, 53-60.
- Niencheski, L.F.H., Baumgarten, M.G.Z., 1998. Química Ambiental. In: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J. ed. Os ecossistemas costeiro e marinho do extreme sul do Brasil. Rio Grande, *Ecoscientia* 21-25.
- Nixon, S.W., Ammerman, J.W., Atkinson, L.P., Berounsky, V.M., Billen, G., Boicourt, W.C., Boynton, W.R., Church, T.M., Ditoro, D.M., Elmgrens, R., Garber, J.H., Giblin, A.E., Jahnke, R.A., Owens, N.J.P., Pilson, M.E.Q., Seitzinger, S.P., 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land–sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry* 35, 141–180.
- Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S.R., Ruiz-Fernandez, A.C., 1998. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture and the Coastal Pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 36, 65-75.
- Paez-Osuna, F., 2001. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture: Causes, Effects and Mitigating Alternatives. *Environmental Management* 28, 131-140.

- Pagliosa, P.R., 2004. Variação espacial nas características das águas, dos sedimentos e da macrofauna bêntica em áreas urbanas e em unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, Brasil. 107pp.
- Pearson, T.R., Rosenberg, R., 1978. Microbenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual review* 16, 229–311.
- Peixoto, S., Wasielesky, W., Cavalli, R.O., Santos, M.H.S., Poersch, L., 2006. Diretrizes para o desenvolvimento responsável da carcinicultura na região do estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Gestão Costeira Integrada*, 1-4.
- Pillay, T.V., 1992. *Aquaculture and the environment*. Fishing News Books. Oxford, England. 189 pp.
- Poersch, L.H.S., 2004. Aquacultura no estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre o meio-ambiente. Tese de doutorado. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Brasil 146 pp.
- Pohle, G., Frost, B., Findlay, R., 2001. Assessment of Regional Benthic Impact of Salmon Mariculture within the Letang Inlet, Bay of Fundy. *ICES Journal of Marine Science* 58, 417-426.
- Preston, N.P., Rothlisberg, P.C., Burford, M.A., Jackson, C.J., 2001. The Environmental Management of Shrimp Farming in Australia. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Work in Progress for Public Discussion. Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific (NACA), Bangkok, Thailand. 9 pp.
- Ridgway, J., Shimmield, G., 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 903-928.
- Samocha, T.M., Lawrence, A.L., 1997. Shrimp farms' effluent waters, environmental impact and potential treatment methods. In *Interactions between cultured species and naturally occurring species in the environment* (Keller, B. J., ed) 33-58pp.
- Stephens, W., Farris, J., 2004. Instream Community Assessment of Aquaculture Effluents Aquaculture. *Aquaculture* 231, 149-162.

- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada. 2. ed. Ottawa: bulletin 167. 311pp.
- Struck, S.D., Craft, C.B., Broome, S.W., Sanclements, M.D., Sacco, J.N., 2004. Effects of Bridge Shading on Estuarine Marsh Benthic Invertebrate Community Structure and Function. *Environmental Management* 34, 99-111.
- Tomassetti, P., Porrello, S., 2005. Polychaetes as Indicators of Marine Fish Farm Organic Enrichment. *Aquaculture International* 13, 109-128.
- Tovar, A., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P., Garcia-Vargas, M., 2000. Environmental Implications of Intensive Marine Aquaculture in Earthen Ponds. *Marine Pollution Bulletin* 40, 981-988.
- Tucker, C.S., Boyd, C.E., Hargreaves, J.A., 2002. Characterization and Management of effluents from warmwater aquaculture ponds. In Tomasso, J.R. (ed). *Aquaculture and the environment in the united States*. U.S. Aquaculture Society, A charter of the World aquaculture society Baton Rouge, Louisiana USA 32-76.
- Tutsumi, H., Kikuchi, T., Tanaka, M., Higashi, T., Imasaka, K., Miyazaki, M., 1991. Benthic faunal succession in a cove organically polluted by fish farming. *Marine Pollution Bulletin* 23, 233-238.
- V. Bodungen, B., Wunsch, M., Furderer, H., 1991. Sampling and analysis of suspended and sinking particles in the northern North Atlantic. *Marine Particles: analyses and characterization*. Geophysical Monograph, 63, 46-56.
- Viadero, R.C., Cunningham, J.H., Semmens, K.J., Tierney, A.E., 2005. Effluent and Production Impacts of Flows-through Aquaculture Operations in West Virginia. *Aquacultural Engineering* 33, 258-270.
- Vinatea, L., Oliveira, A., Seiffert, W., Lima, M., Marinho, M., Bouvy, M., 2003. Caracterização dos efluentes das fazendas de cultivo de *Litopenaeus vannamei* na região Nordeste do Brasil. *Revista da ABCC* 5(3), 53-64.
- Vita, R., Marin, A., 2007. Environmental Impact of Capture-Based Bluefin Tuna Aquaculture on Benthic Communities in the Western Mediterranean. *Aquaculture Research* 38, 331-339.
- Warwick, R.M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18, 63-80

- Wasielisky, W., Bianchini, A., Santos, M.H.S., Poersch, L.H., 1997. Tolerance of juvenile flatfish *Paralichthys orbignyanos* to acid stress. *Journal of the World Aquaculture Society* 28, 202-204.
- Wasielisky, W., Atwood, H., Bruce, J., Kegl, R., Stokes, A., Browdy, C.L., 2007. Effect of pH on growth and survival of *Litopenaeus vannamei* in a zero exchange super-intensive culture system. *Science for sustainable aquacultura*, San Antonio Convention Center San Antonio, Texas.
- Wu, R.S.S., Lam, K.S., MacKay, D.W., Lau, T.C., Yam, V., 1994. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study in the sub-tropical environment. *Marine Environmental Research* 38, 115-145.

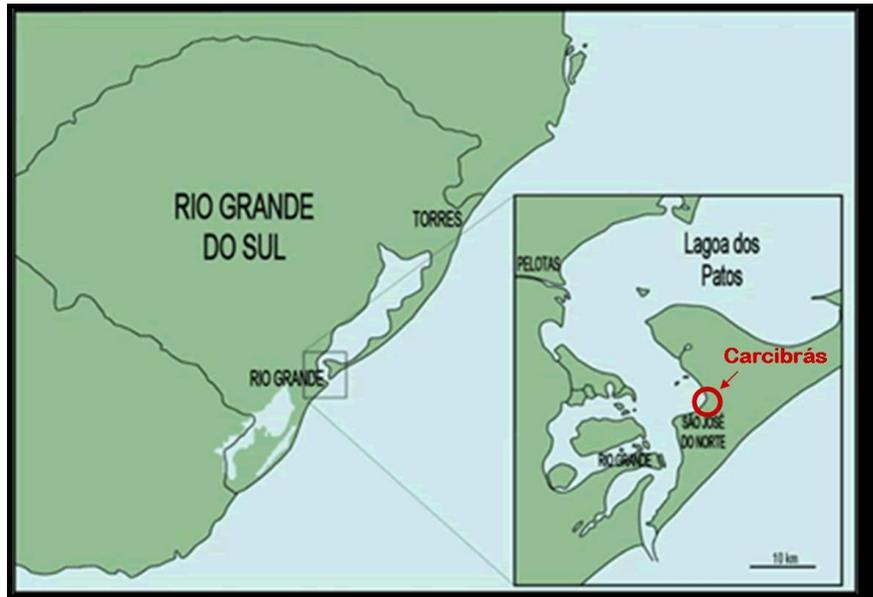


Figura 1. Localização da Fazenda Carcinicultura Brasil Sul Ltda. – Carcibrás (31°56’S; 052°00’W).

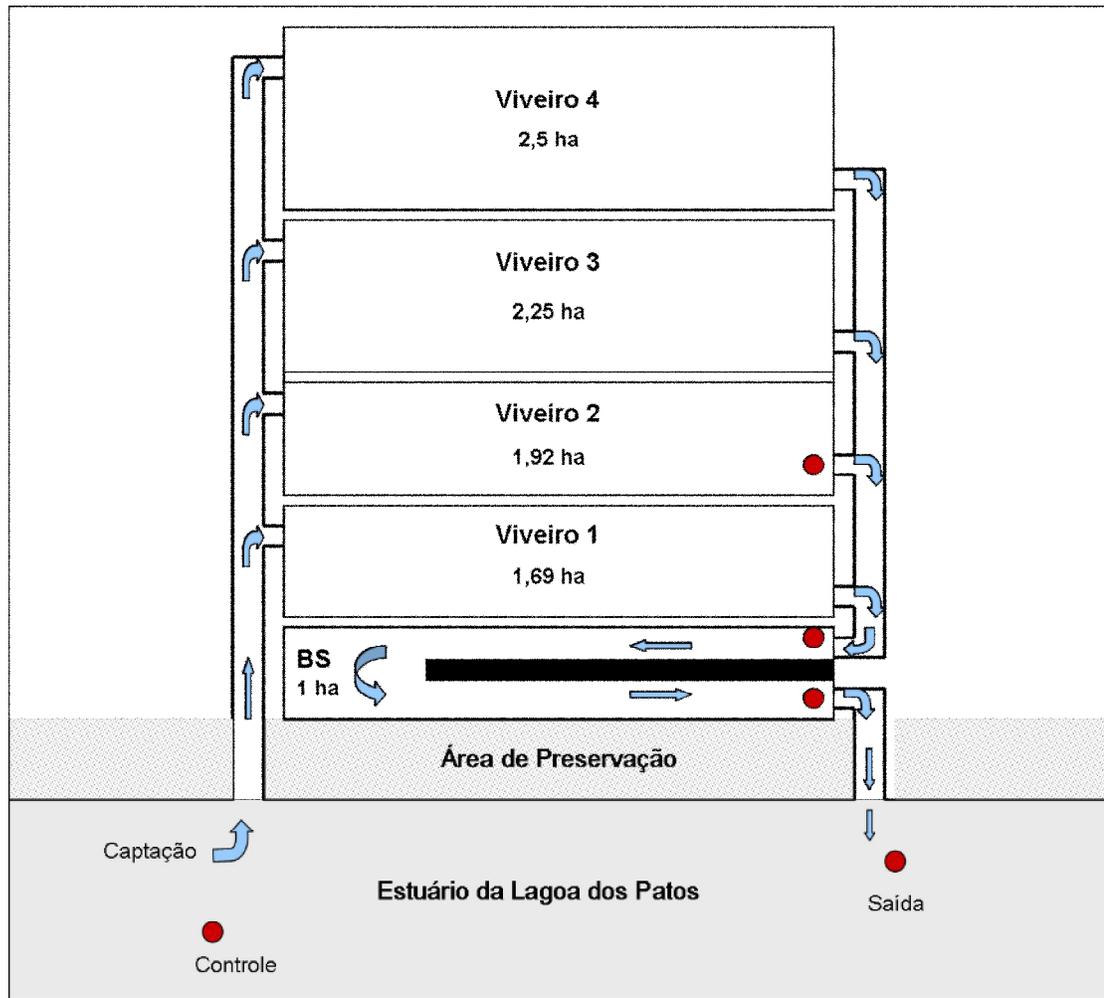


Figura 2. Desenho esquemático da Fazenda Carcibrás. As flechas representam o caminho da água desde a captação até o lançamento. Os círculos vermelhos indicam os locais amostrados.

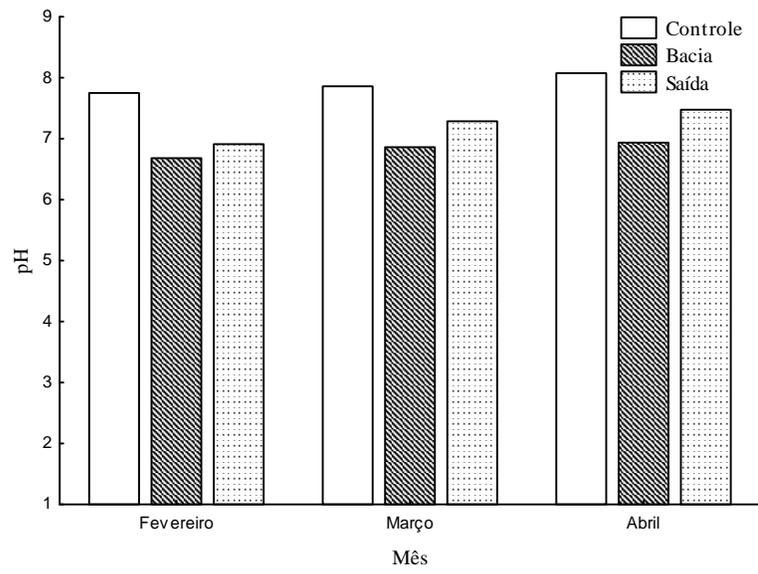


Figura 3. Médias de pH na região controle, no canal de saída e na bacia de sedimentação ao longo dos meses.

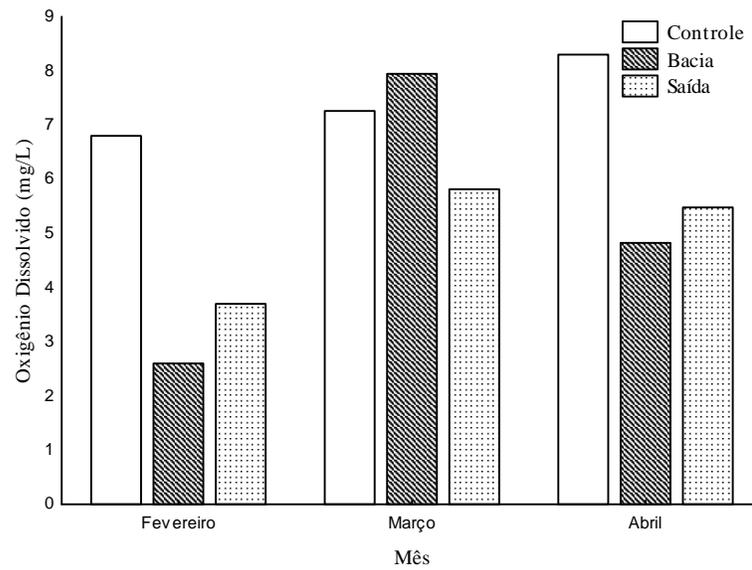


Figura 4. Médias da concentração de oxigênio dissolvidos ao longo dos meses na região controle, na saída e na bacia de sedimentação.

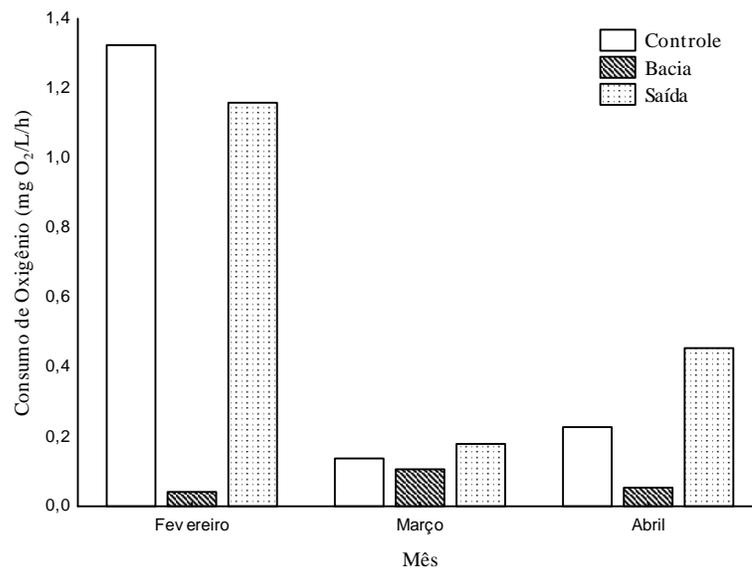


Figura 5. Médias do consumo de oxigênio ao longo dos meses nos pontos controle, saída e bacia de sedimentação.

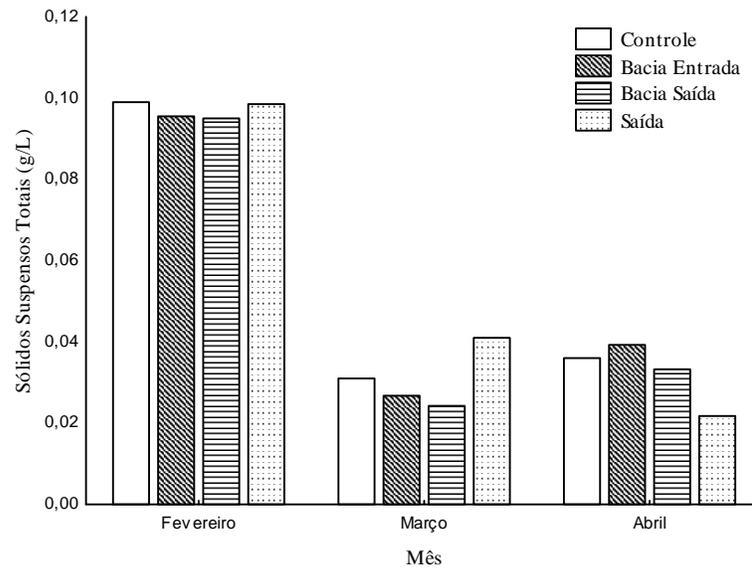


Figura 6. Concentração média de SST ao longo dos meses nos pontos controle, saída, entrada da bacia de sedimentação e saída da bacia de sedimentação.

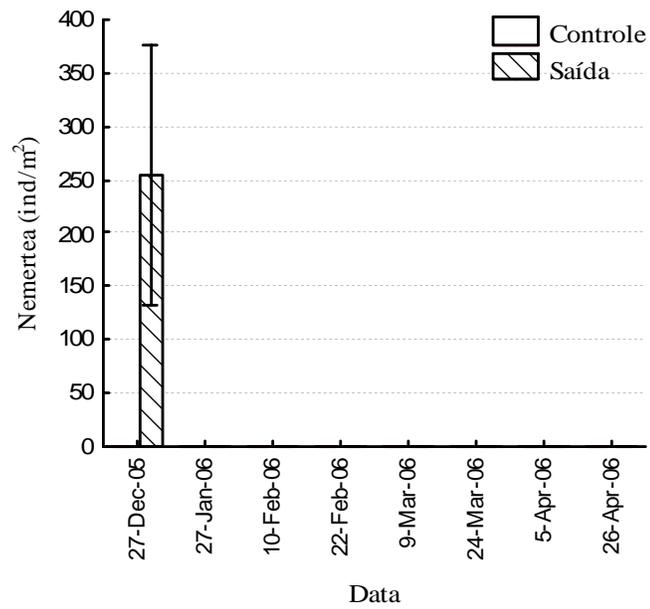


Figura 7. Abundância média do Nemertíneo (indivíduos/m²) (S.E.) ao longo do tempo na região controle e na saída do canal de drenagem.



Figura 8. *Nephtuys fluviatilis*

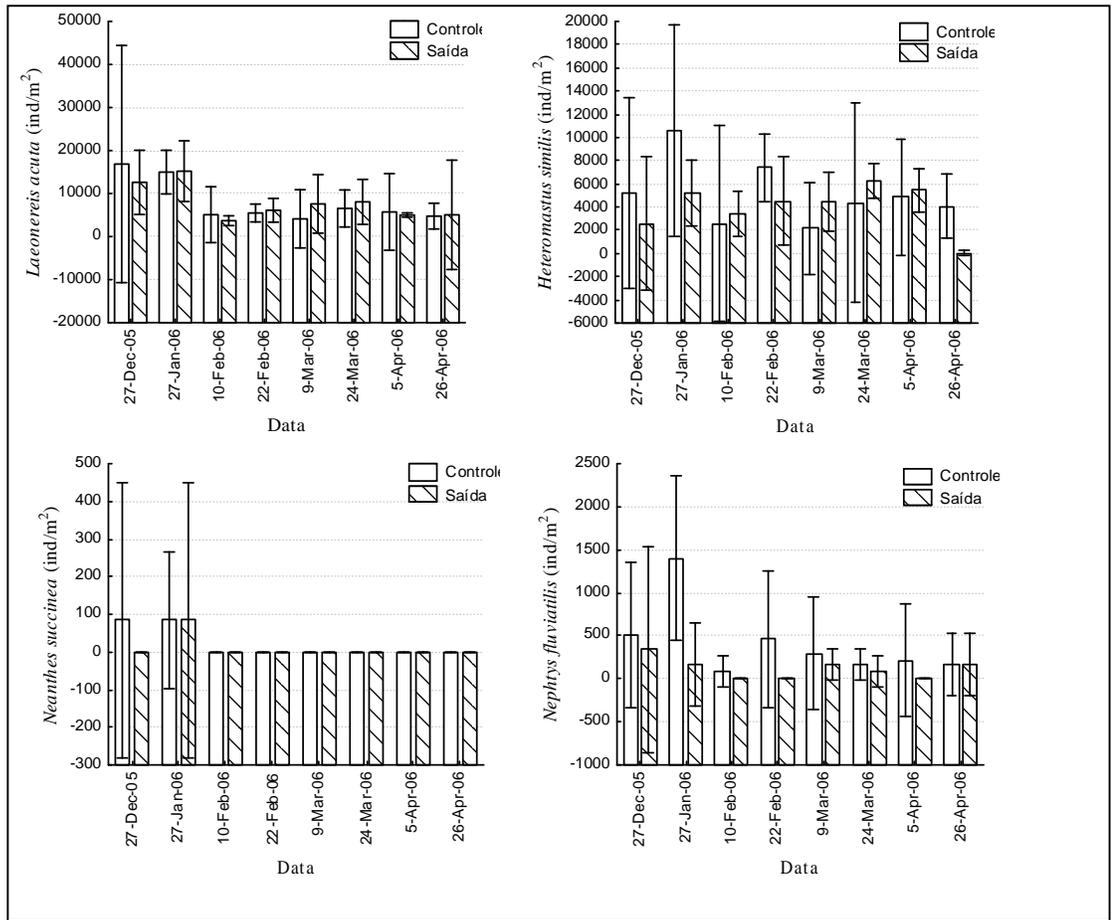


Figura 9. Abundância média (indivíduos/m²) (S.E.) das espécies de poliquetas *L. acuta*, *H. similis*, *N. succinea* e *N. fluviatilis* ao longo do período nos pontos controle e saída.

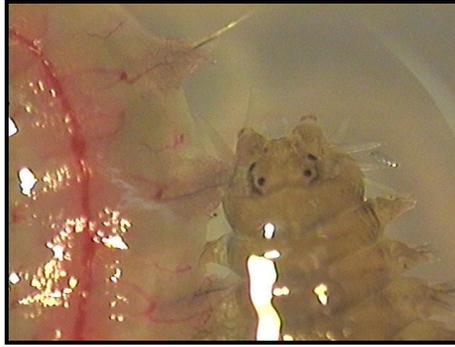


Figura 10. *Laeonereis acuta*



Figura 11. *Heteromastus similis*



Figura 12. *Neanthes succinea*

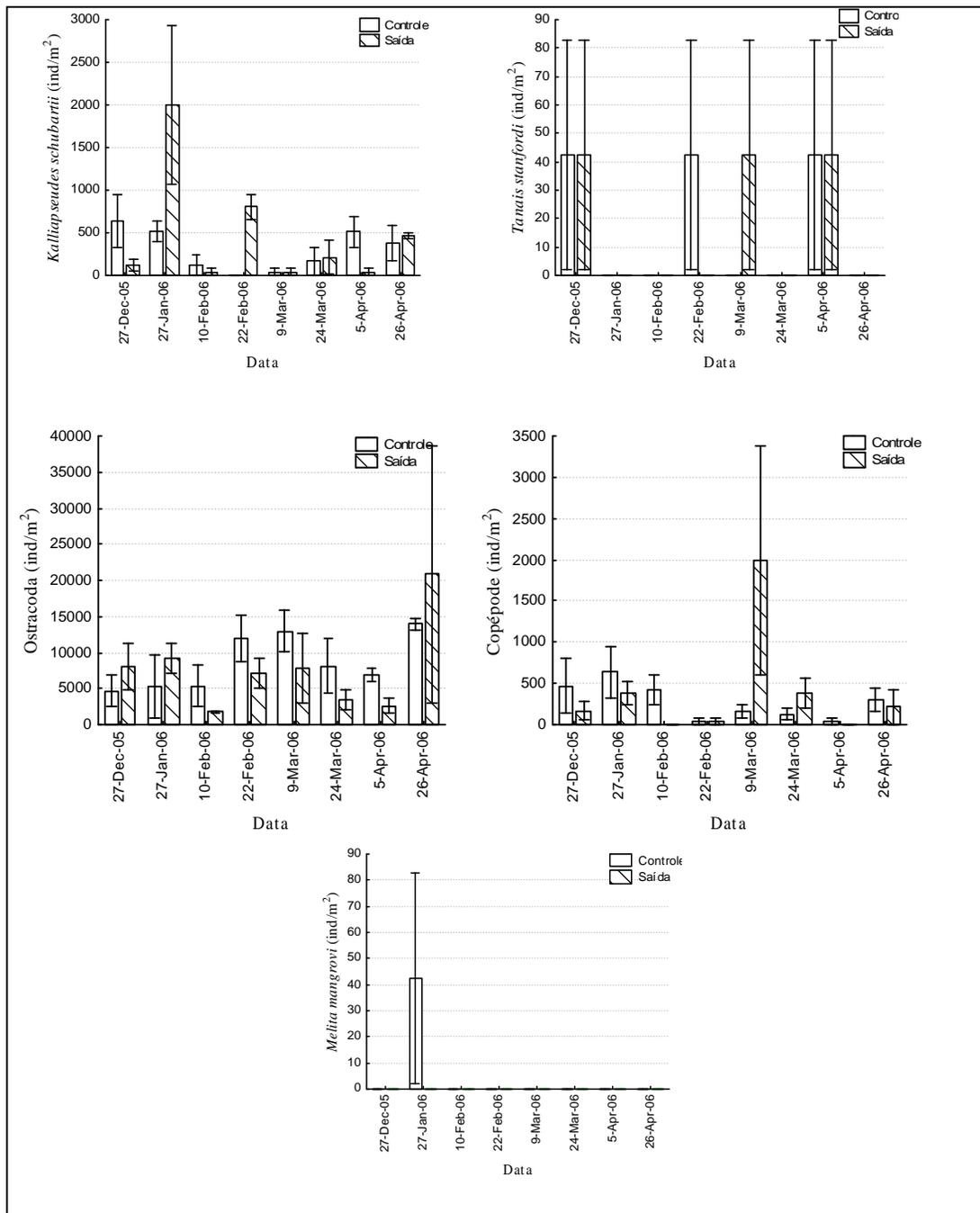


Figura 13. Abundância média (indivíduos/m²) (S.E.) das espécies de crustáceos *K. schubartii*, *T. stanfordi*, Ostracoda, Copépode e *M. mangrovi* ao longo do período nos pontos controle e saída.



Figura 14. *Tanais stanfordi*



Figura 15. Copéode



Figura 16. Ostracoda



Figura 17. *Kalliapseudes schubartii*



Figura 18. *Heleobia australis*

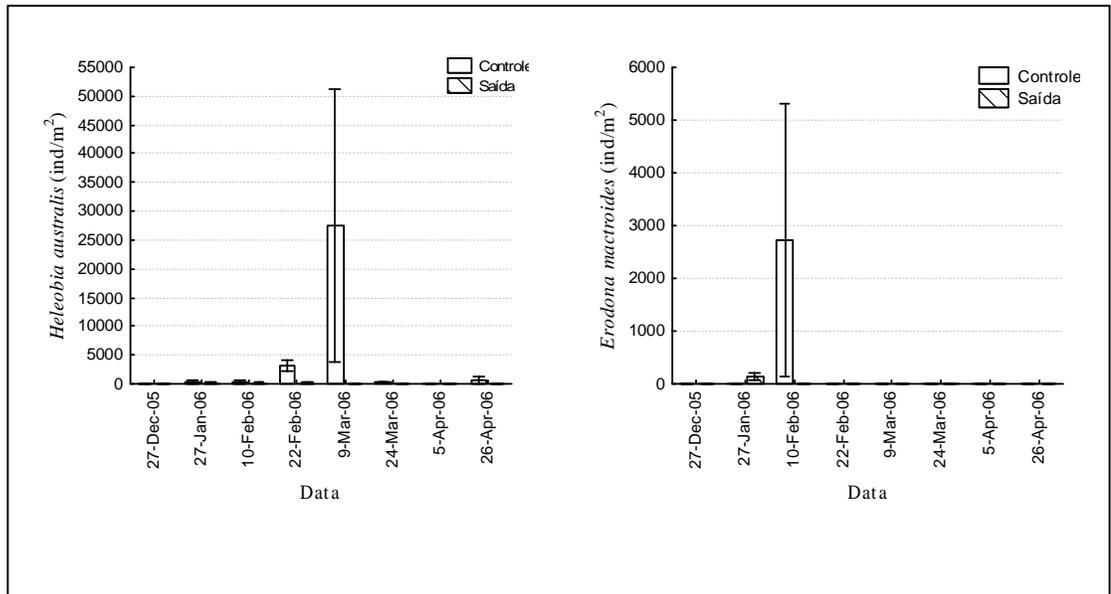


Figura 19. Abundância média (indivíduos/m²) (S.E.) das espécies de Moluscos *H. australis* e *E. mactroides* longo do período nos pontos controle e saída.



Figura 20. *Erodona mactröides*

CAPÍTULO 2

Efeito de diferentes biorremediadores sobre os efluentes de cultivo de camarão

Efeito de diferentes biorremediadores sobre os efluentes de cultivo de camarão

Ana Carolina Canary, Luís Poersch, Wilson Wasielesky

Laboratório de Maricultura, Departamento de Oceanografia, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG),

C.P. 474,

Rio Grande (RS), 96201-900, Brasil

Resumo:

Um dos setores da aquicultura que mais tem crescido no Brasil é o cultivo de camarões. Esta expansão tem gerado preocupações a respeito dos possíveis impactos ambientais ocasionados pelo o lançamento de efluentes de cultivos sobre o ambiente sem um prévio tratamento. Em vista disto, muitos métodos de tratamento vêm sendo desenvolvidos para tornar esta atividade sustentável. O objetivo deste trabalho foi avaliar a possível remoção de nutrientes e sólidos suspensos totais dos efluentes de camarão usando para isto diferentes biorremediadores. O estudo foi realizado dentro de uma estufa aquícola. Nesta foram usados quatro tratamentos: bacia de sedimentação, substrato artificial vertical, wetland e hidropônico. A água de abastecimento dos tratamentos era proveniente de um tanque de cultivo superintensivo estocado com *Litopenaeus vannamei*. Diariamente cada tratamento teve seu volume renovado em 10%. A cada dois dias foi medido pH, salinidade, oxigênio dissolvido e temperatura, e, semanalmente, foram analisados amônia, nitrito, fosfato e sólidos suspensos do tanque de cultivo e dos tratamentos. Os resultados mostram que a bacia de sedimentação e a wetland apresentaram as melhores taxas de remoção ($p < 0,05$) de nutrientes. Estas taxas encontradas foram de 85% e 91% para amônia, 93% e 86% para nitrito e 60% para fosfato na bacia de sedimentação e na wetland, respectivamente. O uso de hidroponia e de substratos artificiais verticais se mostraram pouco eficientes ($p < 0,05$), sendo necessário mais estudos. Todos os tratamentos foram ineficientes para a remoção de sólidos suspensos totais, provavelmente devido a um erro metodológico. Com este trabalho conclui-se que o uso de plantas dentro da bacia de sedimentação poderia maximizar a eficiência de remoção desses nutrientes analisados, ocupando uma menor área de terra e ainda gerando uma renda adicional através da venda dessas plantas.

Palavras-Chaves: Tratamento de efluentes, bacia de sedimentação, alagados artificiais, substratos artificiais, hidropônico

Abstract:

Shrimp cultivation is one of the aquaculture fields which have grown faster in Brazil. This expansion has brought concerns about possible environment impacts due to the discharge of cultivation sewage without previous treatment. For this reason, several treatment methods have been developed to turn this activity environmentally friendly. The aim of this work was to evaluate possible nutrients removal and total suspended solids present in the sewage of shrimp cultivation, using different bioremediation. The study was performed in a greenhouse under four treatments: settling pond, artificial substrate, wetland and hydroponic. Water from a super-intensive shrimp cultivation of *Litopenaeus vannamei* was used to renew 10% of the treatments volume daily. Salinity, pH, diluted oxygen and temperature were analysed every another day, while ammonia, nitrate, phosphate and suspended solids from the cultivation tank and treatments were analysed weekly. The results suggest that the settling pond and wetland show a better reduction rate ($p < 0.05$) of nutrients. The observed rates were 85% and 91% for ammonia, 93% and 86% for nitrate and 60% for phosphate in the settling pond and in the wetland respectively. The use of hydropony and of vertical artificial substrate were of little efficiency ($p < 0.05$), showing that more research in this area is necessary. All treatments were inefficient for the removal of total suspended solids probably due to a methodological error. It was concluded that the use of plants in the settling ponds could maximize the efficiency of nutrients removal, occupying a smaller piece of land and yet adding the income by selling these plants.

Key words: effluent treatment, settling ponds, wetland, artificial substrate, hydroponic.

1. Introdução

Um dos setores da aquicultura que mais tem crescido no Brasil é o de cultivo de camarões, que tem se desenvolvido principalmente em regiões costeiras tropicais (Jones, 1999). Esta expansão tem gerado preocupações a respeito de seus possíveis

efeitos, uma vez que sistemas de cultivos que trabalham com densidades elevadas de camarão liberam significantes quantidades de matéria orgânica e nutrientes sobre o ambiente natural (Paez-Osuna, 2001; Jackson et al., 2003; Burford et al., 2003), podendo, assim, tornarem-se uma grande fonte de poluição nos ecossistemas marinhos. Em vista disto há a necessidade de se desenvolver efetivos métodos de tratamento de efluentes para que a atividade se torne sustentável.

Dentre os métodos de tratamento de efluentes da aquacultura, a bacia de sedimentação é o mais utilizado. A sua predominância possivelmente se deva à pouca manutenção exigida e à facilidade e custos moderados em sua construção (Boyd et al., 2000, Lekang et al., 2001; Jiménez-Montealegre et al., 2002). Este tratamento tem mostrado ser efetivo na redução de sólidos dos efluentes, porém pode ser pouco eficiente na sedimentação de sólidos finos e material particulado (Funge-Smith e Briggs, 1998; Michael, 2003; Piedrahita, 2003). Além disso, o material sedimentado permanece na bacia de sedimentação por um longo período, o que pode induzir reincorporação à coluna d'água via ressuspensão, dissolução, mineralização ou incorporação pela biomassa planctônica (Kibria et al., 1997; Teichert-Coddington et al., 1999; Jones et al., 2001). Sendo assim, a bacia de sedimentação não é recomendada como o único método de tratamento (Piedrahita, 2003).

Uma alternativa no tratamento de águas sujeitas a altas cargas de poluentes orgânicos é a biorremediação (Milanese et al., 2003). Esta tem sido definida como a eliminação, atenuação ou transformação de poluentes ou substâncias contaminantes pelo uso de processos biológicos (Lynch e Moffat, 2005). A vantagem do uso de biorremediadores é que a matéria orgânica e os nutrientes dos efluentes podem ser convertidos em biomassa que, por sua vez, podem ser utilizados para outros fins. Muitos estudos vêm sendo desenvolvidos com macroalgas (Neori et al., 1996; Gennaro et al., 2006), poliquetas (Giagrande et al., 2005), esponjas (Milanese et al., 2003), moluscos (Jones e Preston, 1999; Jones et al., 2001), filtros biológicos (Stewart et al., 2006; Gross et al., 2003; Liu e Han, 2004; Lyssenko e Wheaton, 2006) e wetland (Lin et al., 2002; 2003; Bachand e Horne, 2000; Summerfelt et al., 1999; Brown et al., 1999; Lymbery et al., 2006; Costa, 2006).

Os filtros biológicos são muito usados para a remoção de amônia e nitrito dos efluentes de cultivos, sendo hoje considerado um dos biorremediadores mais

promissores (Neori et al., 2004; Lyssenko e Wheaton, 2006). Este método é considerado dissimilativo, pois transforma os poluentes em gases inofensivos (N₂ e CO₂) através de uma série de processos oxidativos e redutivos (Van Rijn, 1996). Existe uma variedade de modelos de filtros biológicos, dentre eles os substratos artificiais verticais proporcionam aumento de superfície que, por sua vez, permitem agregar e favorecer o crescimento de microorganismos (Stewart et al., 2006; White e Glenn, 2006). Estes substratos vêm mostrando-se eficientes na redução da amônia (Bratvold e Browdy, 2001) e na sedimentação de sólidos particulados (Erlar et al., 2004) em tratamentos de fazendas de camarão.

A construção de áreas alagadas, também conhecidas por wetlands artificiais, tem sido usada em diferentes partes do mundo para a purificação da água (Verhoeven e Meulleman, 1999). Esta tecnologia relativamente simples e de baixo custo é também um eficiente método de tratamento de efluentes de cultivos (Redding et al., 1997; Brown et al., 1999; Lin et al., 2002; Schulz et al., 2003). As wetlands exploram uma simbiose entre as plantas aquáticas, microorganismos e fauna presentes nesse microcosmo com o sedimento (Redding et al., 1997; Schulz et al., 2003). As plantas utilizadas nesse sistema têm um papel importante na eficiência de remoção dos nutrientes devido ao aumento dos processos-chave através da aeração do solo pelo sistema de raízes aerenquemosas. Esta adição de oxigênio propicia o crescimento de microorganismos nitrificantes (Redding et al., 1997; Schulz et al., 2003). Além das wetlands, cultivos com plantas em hidroponia também estão sendo integrados ao sistema de cultivo para avaliar o efeito dos efluentes sobre o crescimento das plantas hidropônicas (Kajendran e Kathiresan, 1996; Lennard e Leonard, 2004; 2006; Rafiee e Saad, 2005; Rakocy et al., 1992) porém nenhum estudo vem sendo realizado para avaliar a eficiência de remoção dessas plantas sobre a matéria orgânica dos efluentes.

A habilidade das macrófitas estuarinas de tolerar variações no período de inundação e de salinidade sugere que estas possuem os atributos ecológicos necessários para o uso em wetlands (Lymbery et al., 2006). Algumas macrófitas em wetlands artificiais têm sido estudadas, tais como: *Juncus Krussii* (Lymbery et al., 2006), *Suaeda esteroa* (Brown e Glenn, 1999; Brown et al., 1999), *Spartina alterniflora* (Souza, 2003), *Atriplex barclayana* (Brown et al., 1999) *Salicornia bigelovii* (Brown et al., 1999), *Salicornia gaudigaudichaudiana* (Costa, 2006).

Portanto, baseando-se nos estudos citados acima, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o desempenho de quatro diferentes métodos de tratamento na remoção de nutrientes e sólidos suspensos totais contidos em efluentes de cultivo de camarão-branco *Litopenaeus vannamei*.

2. Material e métodos

2.1 Caracterização do cultivo de camarão

O cultivo foi realizado no período de maio a julho de 2006, dentro de uma estufa de cultivo de camarões marinhos, na Estação Marinha de Aquacultura da Fundação Universidade Federal do Rio Grande. Para este estudo foi utilizado um tanque revestido com polietileno de alta densidade (geomembrana), possuindo um volume útil de 70m³ e 1,5 m de profundidade (Figura 1). Neste tanque foi cultivado o camarão-branco do Pacífico *Litopenaeus vannamei* em uma densidade de estocagem de 170 camarões/m² (sistema superintensivo de cultivo). Este cultivo foi realizado durante 60 dias, período no qual não houve renovações.

O oferecimento de ração para os camarões foi feito duas vezes ao dia por meio de bandejas e a lanço, sendo a taxa de arraçoamento correspondente a 30% da biomassa total dos animais. Esta ração comercial que foi fornecida continha 42% de proteína bruta.

Durante o cultivo foram monitorados diariamente os parâmetros físico-químicos (pH, salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido). Também foram realizadas duas biometrias, sendo uma do peso inicial e outra do peso final dos camarões cultivados. Após a despesca também foi estimada a taxa de sobrevivência.

2.2 Delineamento Experimental

O objetivo deste experimento foi simular microcosmos de bacias de sedimentação com diferentes biorremediadores. Para isto, foram utilizados 12 tanques de 200L com uma área de fundo de 0,49 m² e 0,47 m de profundidade. Embora os tanques tenham uma capacidade para 200L só foram colocados 100L de água. Todos os tanques possuíam aeração e uma camada de areia de 10 cm de altura que cobria todo o

seu fundo. Neste estudo foram montados quatro tratamentos com três repetições cada. Os tratamentos usados foram:

- 1) Bacia de Sedimentação (BS): Neste tratamento só havia uma camada de areia de 10 cm, a qual cobria o fundo do tanque (Figura 2A).
- 2) Substrato Artificial Vertical (SAV): Neste tratamento foram inseridos substratos verticais dentro da bacia de sedimentação. Esta panagem foi colocada verticalmente no tanque dobrando a área de fixação de microorganismos (Figura 2B).
- 3) Wetland: Neste tratamento foram transplantadas plantas da espécie *Spartina alterniflora* sobre o sedimento, sendo que a biomassa dessas plantas formava uma cobertura vegetal de 50% do tanque (Figura 2C).
- 4) Hidropônico: Neste tratamento foram colocadas *Spartina alterniflora* flutuando em poliestireno rígido sobre a superfície d'água da bacia de sedimentação, formando uma cobertura vegetal de 30% do tanque (Figura 2D).

As plantas utilizadas nos tratamentos wetland e hidropônico foram coletadas de uma região de marisma médio, localizado próximo ao Farol da Barra no município de São José do Norte (32 07 36 S – 52 04 23 W). Foi realizado um período de aclimação de 15 dias em todos os tratamentos. Esta aclimação foi necessária para que as *Spartina alterniflora*, usadas nos tratamentos wetland e hidropônico não sofressem um choque de salinidade. Para isso foi aumentada gradativamente a salinidade até alcançar a mesma do cultivo de camarão, que era de 34. Esta aclimação também propiciou a iniciação do processo de colonização dos microorganismos nos substratos verticais do tratamento SAV.

Simulando as taxas máximas de renovações usadas em fazendas comerciais de camarão da região, diariamente foram realizadas renovações de 10% do volume de água de todos os tratamentos. A água utilizada para estas renovações era captada do fundo do tanque do cultivo de camarões (água de maior carga orgânica do cultivo) através de uma bomba de sucção. Esta água utilizada durante as renovações foi chamada de efluente.

2.3 Qualidade de água

Durante o período experimental foram verificados salinidade, pH, oxigênio dissolvido e temperatura, a cada dois dias, por meio de um multiparâmetro (modelo 556 MPS) em todos os tratamentos. Semanalmente, foram coletas amostras de água de

todos os tratamentos e do efluente em garrafas plásticas e congeladas para posteriores análises. Todas as amostras foram coletadas às 9:00.

Os nutrientes nitrogenados analisados foram amônia total ($AT = NH_3 + NH_4^+$) pelo método do Azul de Indofenol (Unesco, 1983) e nitrito pelo método baseado na Reação de Griess, segundo Bendschneider e Robinson (1952) descrito por Aminot e Chaussepied (1983). Também foi analisado o fosfato pelo método de Murphy e Riley descrito por Aminot e Chaussepied (1983).

Foi realizada a quantificação dos sólidos suspensos totais (SST) pelo método adaptado de Strickland e Parsons (1972), com modificações citadas por V. Bodungen *et al.* (1991).

2.4 Análise Estatística

Os dados obtidos nas análises físico-químicas (exceto salinidade e temperatura) foram tratados por análise de variância (ANOVA). Os dados que não se adequaram às premissas necessárias para o uso desta análise foram transformados matematicamente.

3. Resultados

Os camarões cultivados apresentaram peso médio final de 1,25 g e uma sobrevivência de 79%.

Ao longo do período experimental os valores médios da salinidade mantiveram-se entre $34,4 \pm 0,8$ e $33,9 \pm 0,7$ nos tratamentos e efluente. A temperatura média da água de todos os locais amostrados durante o experimento foi de $19,2^\circ\text{C}$, oscilando entre $12,5^\circ\text{C}$ e $25,4^\circ\text{C}$.

Os maiores valores de pH foram observados no primeiro dia (Figura 3). Posteriormente ocorreu uma queda gradativa do pH até o 9º dia, seguida de uma estabilização entre 7,1 e 8,3 em todos os tratamentos e no efluente. Os tratamentos com plantas (hidropônico + wetland) apresentaram médias de pH significativamente menores do que os outros tratamentos e o efluente, conforme indicado na tabela 1.

A concentração média de oxigênio dissolvido variou de 6,0 a 7,3 mg/L (Tabela 1). Os tratamentos substrato vertical, wetland e hidropônico mostraram as menores concentrações de oxigênio dissolvido (* $p < 0,05$). Não houve diferença

significativa na concentração de oxigênio entre o tratamento sedimento e o efluente (Figura 4).

O efluente apresentou uma concentração média de amônia de 0,432 mg/L N-AT e nos tratamentos as médias variaram de 0,036 a 0,154 mg/L N-AT (Tabela 1). Os tratamentos wetland e bacia de sedimentação foram os mais eficientes na remoção da concentração de amônia, mostrando uma concentração significativamente menor do que no efluente. No tratamento wetland não foi observada diferença significativa da concentração de amônia ao longo do tempo, enquanto no tratamento SAV ocorreu uma redução ao longo do tempo (* $p < 0,05$) (Figura 5).

Os valores médios de concentração de nitrito variaram entre 0,007 e 0,106 mg/L N-NO₂⁻ (Tabela 1). Os tratamentos BS e a wetland apresentaram as menores concentrações de nitrito quando comparado com os demais tratamentos e o efluente (Figura 6). A concentração de nitrito no efluente aumentou significativamente do 44° ao 51° dia. Os tratamentos wetland e bacia de sedimentação também tiveram um aumento neste período, enquanto que nos tratamentos hidropônico e substrato artificial vertical a concentração de nitrito aumentou somente no 37° dia.

A concentração de fosfato variou de 0 a 0,260 mg/L PO₄⁻ (Figura 7). Os tratamentos wetland e bacia de sedimentação diferiram significativamente do efluente apresentando menores concentrações (Tabela 1). A concentração de fosfato oscilou muito ao longo do tempo (* $p < 0,05$).

As análises de sólidos suspensos totais apresentaram uma concentração média de 0,598gr/L em todos os locais amostrados (Figura 8). Não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações de sólidos suspensos totais nos diferentes tratamentos e no efluente. Ocorreu um aumento na concentração de sólidos suspensos totais no 21° e no último dia do tratamento SAV. No último dia de amostragem houve um aumento em todos os tratamentos e no efluente ($p < 0,05$) (Figura 8).

4. Discussão

Os altos valores de pH observados nos tratamentos e efluente no primeiro dia de amostragem do experimento provavelmente foram ocasionados por um bloom de fitoplâncton que ocorreu no cultivo de camarão. Este bloom foi provocado pela

fertilização e inoculação de fitoplâncton no tanque de cultivo e pôde ser confirmado pela cor esverdeada da água.

Ao verificar as médias de pH durante o experimento nos diferentes tratamentos e no efluente, foi constatado que a wetland e o hidropônico possuíam médias significativamente menores (7,4 e 7,6, respectivamente). Esta redução de pH também foi observada em outros estudos que usaram plantas em tratamento de efluentes de cultivo (Tilley et al., 2002; Lin et al., 2003; Schulz et al., 2004; Rafiee e Saad., 2005). A redução do pH foi provavelmente causada pela nitrificação bacteriana, pois durante este processo ocorre a liberação de H^+ para a coluna d'água (Lin et al., 2003; Schulz et al., 2004). Embora Imsande e Touraine (1994) afirmem que as plantas reagem contra a acidificação causada por essas bactérias através da liberação de íons hidroxila ou bicarbonato durante o processo de assimilação do nitrato pela raiz, as plantas, neste estudo parecem não conseguir evitar a diminuição do pH. Deve-se ainda lembrar que as plantas proporcionam um maior crescimento da comunidade microbiana pelo aumento de substrato, o que acaba por aumentar também as taxas respiratórias. Esse aumento na respiração ocasiona uma maior produção de CO_2 , este se dissolve e subseqüentemente adiciona bicarbonato e H^+ na água diminuindo assim o pH. Apesar desta redução do pH, é importante ressaltar que os valores aqui encontrados são valores normais para a água marinha, não causando nenhum impacto no corpo d'água onde seria lançado, pois segundo a resolução do CONAMA 357 artigo 18 é possível a liberação de águas com pH entre 6,5 a 8,5.

As concentrações médias de oxigênio nos tratamentos hidropônico, wetland e substrato artificial vertical foram significativamente menores do que a concentração encontrada no efluente. Lennard e Leonard (2006) em um estudo com alfaces em hidroponia também observaram uma redução de oxigênio ao longo do tempo. Esta redução nos tratamentos com plantas pode ter sido causada por uma maior taxa respiratória, pois este experimento foi realizado no final do outono e início do inverno, período em que os dias são mais curtos. Assim como observado no tratamento wetland, uma redução da concentração de oxigênio também foi observada em outros trabalhos realizados com plantas (Tilley et al., 2002; Lin et al., 2003; Schulz et al., 2004) e pode ter sido causada pela nitrificação, pois este processo é dependente de uma demanda de oxigênio por parte dos microrganismos (Lin et al., 2003; Schulz et al., 2004). Segundo

Tilley et al (2002) um tempo de residência grande da água, no sistema de tratamento, pode levar a baixas concentrações de O_2 causada pelo aumento da respiração no solo da wetland. Este aumento na demanda de oxigênio é provocado pela oxidação da matéria orgânica. Efeito semelhante pode estar ocorrendo no presente trabalho, já que o tempo de residência foi estimado em 10 dias. Estes mesmos autores sugerem a realização de manejo da biomassa morta dentro da wetland para ajudar a controlar a concentração de oxigênio e do pH. A baixa concentração de O_2 encontrada no SAV não está de acordo com outros trabalhos já realizados. Paniagua-Michel e Garcia (2003) e Bender et al (2004) encontraram altos valores na concentração de oxigênio devido à produção fotoautotrófica por microalgas e cianobactérias presentes no substrato artificial. Embora a nitrificação seja um processo que exija uma demanda de oxigênio para realizar a oxidação do nitrogênio, provavelmente esta diminuição do oxigênio não tenha sido causada por este processo. Isto pode ser reforçado ao observar o trabalho de Paniagua-Michel e Garcia (2003), que encontraram uma maior taxa de conversão de amônia, a qual eles afirmam ter sido causada pela nitrificação e mesmo assim ocorreu um aumento de oxigênio. Uma possível explicação para essa diminuição de oxigênio apresentada neste experimento é que tenha ocorrido à formação de uma comunidade de microrganismos heterotróficos, o que acabou gerando uma alta demanda de oxigênio. Isto pode ter ocorrido tendo em vista que dentro da estufa onde estava sendo realizado o estudo havia mais três tanques onde estavam sendo cultivados camarões em meio heterotrófico, podendo então ter ocorrido à contaminação destes organismos no substrato artificial. Outra possível explicação é que durante o experimento pode ter ocorrido um menor período de luz, diminuindo, dessa forma, a fotossíntese. Mesmo ocorrendo a redução da concentração do oxigênio dissolvido, estes níveis ainda estão de acordo que a resolução do CONAMA 357 que permite a liberação de água com concentrações de oxigênio dissolvido superior a 5,0 mg/L.

Os resultados encontrados para a remoção de sólidos suspensos totais não mostraram nenhuma diferença entre os tratamentos e o efluente. Na bacia de sedimentação e no VAS chegou a ocorrer um aumento de TSS. Este resultado foi bem diferente do encontrado por Jones et al. (2001) que possuía um efluente com concentração muito próxima ao obtido neste experimento e mostrou uma eficiência de 88% para a redução de TSS dentro de bacia de sedimentação. Em alguns estudos com

substrato artificiais verticais também tem sido observada uma redução superior a 72% (Yang et al., 2001; Erler et al., 2004; Stewart et al., 2006). Os tratamentos wetland e hidropônico embora tenham realizado pequenas remoções, foram muito inferiores às taxas encontradas por Summerfelt et al. (1999), Michael (2003) e Schulz et al. (2003 e 2004). Mesmo tendo sido usada uma aeração suave nos microcosmos esta acabou gerando uma turbulência o que pode ter limitado a remoção dos TSS, pois segundo Halide et al (2003) uma turbulência pode limitar a eficiência da sedimentação.

A bacia de sedimentação se mostrou muito efetiva para remoção de amônia, nitrito e fosfato, com taxas médias de redução de 85%, 93% e 60% respectivamente. A remoção de 85% observada para a amônia foi bem maior que em outros estudos realizados com o mesmo tipo de tratamento que encontraram taxas de 12% (Stewart *et al.*, 2006) e 36,8% (Michael, 2003). Esta maior eficiência pode ter sido causada pelo maior tempo de residência do efluente, permitindo um maior período para a assimilação desses nutrientes pelos microrganismos presentes no sedimento e nas paredes da bacia. A diminuição na concentração de amônia e nitrito sugere que dentro deste sistema esteja ocorrendo nitrificação por microrganismos. A alta redução observada para o fosfato pode ser devido à tendência deste de se adsorver nas partículas em suspensão, que ao sedimentarem-se podem deixar o fosfato preso no sedimento. Apesar de alguns estudos afirmarem que em bacia de sedimentação ocorre a liberação de nutrientes para a coluna d'água devido a mineralização da matéria orgânica sedimentada (Kibria et al., 1997; Burford e Longmore, 2001; Jackson et al., 2003), foi observada uma remoção de todos os nutrientes analisados.

O tratamento wetland também obteve junto com a bacia de sedimentação as maiores taxas de remoções médias de nutrientes. A remoção de amônia neste tratamento foi de 91%, mostrando maior eficiência que outros estudos que obtiveram taxas variando entre 10,7% e 86% (Redding et al., 1997; Lin et al., 2002; 2003; Michael, 2003). Isto ocorreu, pois diferentes condições de operação ou taxas de poluentes causam diferentes taxas de remoções (Lin et al., 2003; Michael, 2003). A redução de nitrito foi de 86% e está de acordo com a encontrada por Lin et al (2003). Esta alta remoção de amônia e nitrito sugere que ocorreu o processo de nitrificação, comprovando que a vegetação cria uma ambiente adicional para a proliferação de bactérias nitrificantes (Harmer, 1992). A ocorrência deste processo ainda pode ser confirmada pela

diminuição da concentração de oxigênio e do pH neste sistema. A remoção de fosfato foi de 60%, sendo bem superior às taxas encontradas nos estudos de Redding et al. (1997) e Lin et al. (2003), porém foi menor do que a encontrada por Summerfelt et al (1999) que obteve uma remoção de 92%. Esta maior redução encontrada pode ser devido ao alagado no trabalho de Summerfelt et al (1999) receber um aporte bem maior de fosfato, pois a remoção deste nutriente cresce com o aumento da taxa de carga até que a máxima remoção seja atingida (Jing et al., 2002). Esta taxa de remoção de fosfato foi a mesma encontrada na bacia de sedimentação e provavelmente também foi causada pela sedimentação. Os resultados encontrados podem ainda estarem sendo subestimados, pois Lin et al (2003) verificou ser necessário um período de 2-3 meses de estabilização da wetland para que ocorra uma eficiente remoção de nitrogênio e de três meses para fosfato. A eficiência das plantas também pode estar sendo subestimada, pois apesar deste experimento ter sido realizado dentro de uma estufa, o que propicia uma temperatura ideal, é importante lembrar que a duração do dia é menor do que no período do verão, época de maior eficiência das plantas.

O uso da macrófita *Spartina alterniflora* em wetland além de melhorar a qualidade da água a ser lançada no ambiente ainda traria benefícios econômicos. Estes benefícios seriam gerados através da comercialização da biomassa desta macrófita produzida, pois além de ser utilizada como fertilizante e forragem animal, novas utilidades deste vegetal têm sido descobertas. O extrato de *Spartina* tem mostrado ter muitas funções farmacológicas como anti-inflamatório, tônico cardíaco, imunoestimulante, anticoagulante e também tem mostrado ser um aditivo em rações aumentando o crescimento, o peso e a sobrevivência de muitas espécies de peixes (Chung-Hsin, 1993). O uso destas plantas Brasil não geraria problemas de salinização do lençol freático, pois a atividade de cultivos de camarões é realizada na costa, ou seja, apresentando conexão hidráulica com o mar (Brown *et al.*, 1999).

O tratamento substrato artificial vertical não apresentou redução significativa na concentração de nutrientes presentes no efluente, quando comparado aos outros tratamentos deste estudo. As taxas de remoção obtidas para amônia e nitrito foram de 64% e 33%, respectivamente. A remoção de amônia obtida foi menor do que a mostrada por Paniagua-Michael and Garcia (2003) (97%). Estas baixas taxas de amônia e nitrito talvez indiquem que a remoção da amônia neste sistema esteja sendo realizada

por processos de metabolismos/assimilação pelos microrganismos presentes no substrato artificial ou o processo de nitrificação esteja ocorrendo em uma menor velocidade devido ao pouco aporte de oxigênio. Ou, ainda, pode ter ocorrido pelo uso de um SAV sem uma prévia maturação de uma comunidade microbiana, pois a estabilidade química (baixa e estáveis concentrações de amônia e nitrito) em biofiltros novos demora aproximadamente três meses (Gross *et al.*, 2003). Talvez isto explique o aumento da eficiência deste tratamento ao longo do tempo com relação ao nitrogênio. A redução de 54% no fosfato mostrou ser mais eficiente do que a encontrada por Yang *et al* (2001) que em um estudo com biofilme encontrou um aumento na concentração de fosfato.

Outro tratamento que também não teve diferença significativa das concentrações encontradas no efluente foi o hidropônico. Este apresentou uma remoção de 75% e 28% nas concentrações de amônia e nitrito respectivamente. A remoção de 20% no fosfato mostrou ser menor quando comparado com estudos com alfaces hidropônicas, as quais removeram 36,3% e 55,6% (Lennard e Leonard, 2006a; b).

5. Conclusão

O uso de plantas hidropônicas em bacias de sedimentação neste experimento mostrou ser muito ineficiente, até mesmo quando comparada com outros estudos já realizados. Porém devem ser realizados mais experimentos testando diferentes macrófitas e densidades.

A implantação de substrato artificial na bacia de sedimentação causou uma diminuição da eficiência da mesma. Isto provavelmente aconteceu pela falta de um período inicial para propiciar uma adequada formação de uma comunidade microbiana. No entanto, com base em resultados de estudos já realizados conclui-se que devem ser despendidos mais esforços.

Os resultados encontrados mostram que a bacia de sedimentação e a wetland são eficientes na remoção dos nutrientes, mostrando uma melhora significativa na qualidade da água a ser lançada no ambiente natural. E que, embora estes tratamentos não tenham alcançado eficientes taxas de remoção para TSS devido a um problema metodológico, muitos trabalhos têm mostrado a eficiência desses dois sistemas na redução de TSS.

As taxas de remoções dos nutrientes no tratamento wetland podem ter sido subestimados devido ao problema ocorrido na eficiência de remoção de TSS, pois sabe-se que as plantas servem como uma barreira física, reduzindo a velocidade do fluxo d'água o que acaba aumentando a sedimentação. Esta aumentada sedimentação associada com o aumento do substrato de fixação e oxigênio dissolvido propiciado também pelas plantas, criam um ambiente ideal para a mineralização da matéria orgânica, nitrificação e denitrificação. Muitos estudos têm mostrado que as wetlands possuem uma maior capacidade de remoção de nutrientes quando comparado com a bacia de sedimentação.

No Brasil é obrigatório o uso de bacia de sedimentação para o tratamento de efluentes de cultivos de camarão. A implantação de macrófitas dentro dessas bacias poderia maximizar a eficiência deste tratamento, permitindo o uso de áreas menores para construção destas bacias e ainda gerar uma renda adicional através da comercialização deste vegetal.

6. Bibliografia

- Aminot A. & Chaussepied M., 1983. Manuel des analyses chimiques em milieu marin. Brest: ANEXO. 395 pp.
- Bachand, P.A.M., Horne, A.J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering* 14,9-15.
- Bender, J., Lee, R., Sheppard, M., Brinkley, K., Phillips, P., Yeboah, Y., Wah, R.C., 2004. A waste effluent treatment system based on microbial mats for black sea bass *Centropristis striata* recycled-water mariculture. *Aquacultural Engineering* 31,73-82.
- Bendschneider, K. & Robinson, R.J., 1952. A new spectrophotometric method for determination of nitrite in sea water. *J. Mar. Res.* 11,87-96.
- Boyd, C.E., Queiroz, J., Lee, J., Rowan, M., 2000. Environmental Assessment of Channel Catfish *Ictalurus punctatus* Farming in Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society* 319 (4), 511-544.

- Bratvold, D., Browdy, C.L., 2001. Effects of sand sediment and vertical surfaces (AquaMats™) on production, water quality, and microbial ecology in an intensive *Litopenaeus Vannamei* culture system. *Aquaculture* 195, 81-94.
- Brown, J.J., Glenn, E.P., 1999. Reuse of highly saline aquaculture effluent irrigate a potential forage halophyte, *Suaeda esteroa*. *Aquaculture Engineering* 20, 91-111.
- Brown, J.J., Glenn, E.P., Fitzsimmons, K.M., Smith, S.E., 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture* 175, 255-268.
- Burford, M.A., Longmore, A.R., 2001. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. *Marine Ecology. Progress Series* 224, 187– 195
- Burford, M.A., Constanzo, S.D., Dennison, W.C., Jackson, C.J., Jones, A.B., McKinnon, A.D., Preston, N.P., Trott, L.A., 2003. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Austrália. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1456-1469.
- Chung-Hsin, C., 1993. Review – Thirty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China. *Ecological Engineering* 2, 261-289.
- Costa, C.S.B., 2006. A salicórnica: uma planta que pode ser utilizada no cultivo integrado com o camarão. *Panorama da Aqüicultura* 98, 28-33.
- Erler D., Pollard P., Duncan P., Knibb W., 2004. Treatment of Shrimp Farm Effluent with Omnivorous Finfish and Artificial Substrates. *Aquaculture Research* 35, 816-827.
- Funge-Smith, S.J., Briggs M.R.P., 1998. Nutrient Budgets in Intensive Shrimp Ponds: Implications for Sustainability. *Aquaculture* 164, 117-133.
- Gennaro, P., Guidot, M., Funari, E., Porrello, S., Lenzi, M., 2006. Reduction of land based fish-farming impact by phytotreatment pond system in a marginal lagoon area. *Aquaculture* 256, 246-254.
- Giagrande, A., Cavallo, A., Licciano, M., Mola, E., Pierri, C., Trianni, L., 2005. Utilization of the fiolter feeder polychaete *Sabella spallanzanii* Gmelin (Sabellidae) as bioremediator in aquaculture. *Aquaculture International* 13, 129-136.
- Gross, A., Nemirovskya, A., Zilbergb, D., Khaimova, A., Brennerc, A., Snird, E., Ronema, Z., Nejidat, A., 2003. Soil nitrifying enrichments as biofilter starters in intensive recirculation saline water aquaculture. *Aquaculture* 223, 51-62.

- Halide, H., Ridd, P.V., Peterson, E.L., Foster, D., 2003. Assessing sediment removal capacity of vegetated and non-vegetated settling ponds in prawn farms. *Aquacultural Engineering* 27, 295-314.
- Harmmer, D.A., 1992. Designing constructed wetlands system to treat agricultural nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1, 49-82.
- Imsande, J., Touraine, B., 1994. N demand the regulation of nitrate uptake. *Plant Physiology* 105, 3-7.
- Jackson, C., Preston, N., Thompson, P.J., Burford, M., 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at na intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218, 397-411.
- Jímenez-MontealegrE, R., Verdegem M., Zamora J.E., Verreth J., 2002. Organic matter sedimentacion and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle. *Aquacult. Eng.* 26, 1-12.
- Jing, S.R., Lin, Y.F., Wang, T.W., Lee, D.Y., 2002. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. *Journal of Environmental Quality* 31 (2), 690-696.
- Jones, A.B., 1999. Environmental Management of Aquaculture Effluent: Development of Biological Indicators and Biological Filters. Doctor Thesis, University of Queensland, 238pp.
- Jones, A.B., Preston, N.P., 1999. Oyster filtration of shrimp farm effluent, the effects on water quality. *Aquaculture Research* 30, 51-57.
- Jones, A.B., Dennison, W.C., Preston, N.P., 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture* 193, 155-178.
- Kajendran, N., Kathiresan, K., 1996. Effect of effluent from a shrimp pond on shoot biomass of mangrove seedlings. *Aquaculture Research* 27, 745-747.
- Kibria, G., Nugegoda D., Fairclough R., Lam P., 1997. The nutrient content and release of nutrients from fish food and faeces. *Hydrobiologia* 357, 165–171.
- Lekang, O., Bomo, A.M., Svendsen, I., 2001. Biological lamella sedimentation used for wastewater treatment. *Aquacultural Engineering* 24, 115-127.

- Lennard, W.A., Leonard, B.V., 2004. A comparison of reciprocating flow versus constant flow in an integrated, gravel bed, aquaponic test system. *Aquaculture International* 12, 539-553.
- Lennard, W.A., Leonard, B.V., 2006. A comparison of reciprocation flow versus constant flow in na integrated, gravel bed, aquaponic test system. *Aquaculture International* 12, 539-553.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., Wang, T.W., 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constricted wetlands system. *Aquaculture* 209, 169-184.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y., 2003. The potential use of constricted wetlands in a recirculation aquaculture system for shrimp culture. *Environmental Pollution* 123, 107-113.
- Liu, F., Han, W., 2004. Reuse strategy of wastewater in prawn nursey by microbial remediation. *Aquaculture* 230, 281-296.
- Lymbery, A.J., Doupé, R.G., Bennett, T., Starcevich, M.P., 2006. Efficacy of a substrate-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus krausi* to treat from inland saline aquaculture. *Aquacultural Engineering* 34, 1-7.
- Lynch, J.M., Moffat A.J., 2005. Bioremediation - prospects for the future application of innovative applied biological research. *Annals of Applied Biology* 146, 217-221.
- Lysenko, C., Wheaton, F., 2006. Impact of positive ramp short-term operating disturbance on ammonia removal by trickling and submerged-upflow biofilters for intensive recirculating aquaculture. *Aquaculture Engineering* 25, 26-37.
- Michael Jr., J.H., 2003. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture* 226, 213-225.
- Milanese, M., Chelossi, E., Manconi, R., Sara, A., Sidri, M., Pronzato, P., 2003. The marine sponge *Chondrilla núcula* Schmidt, 1862 as na elective candidate for bioremediation in integrated aquaculture. *Biomolecular Engineering* 20, 363-368.
- Neori, A., Krom, M.D., Ellner, S.P., Boyd, C.E., Popper, D., Rabinovitch, R., Davison, P.J., Dvir, O., Zuber, D., Ucko, M., Angel, D., Gordin, H., 1996. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* 141, 183-199.

- Neori A., Chopin T., Troell T., Buschmann A.H., Kraemer G.P., Halling C., Shpigela M., Yarish C., 2004. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture* 231, 361-391.
- Paez-Osuna, F., 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28(1), 131-140.
- Paniagua-Michel, J., Garcia, O., 2003. Ex-situ bioremediation of shrimp culture effluent using constructed microbial mats. *Aquacultural Engineering* 28, 131-139.
- Piedrahita, R.H., 2003. Reducing the potencial environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. *Aquaculture* 226, 35-44.
- Rafiee, G., Saad, C.R., 2005. Nutrient cycle and sludge production during different stages of red tilapia (*Oreochromis* sp.) growth in a recirculating aquaculture system. *Aquaculture* 244, 109-118.
- Rakocy, J.E., Losordo, T.M., Masser, M.P., 1992. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems. Southern Regional Aquaculture Center 456.
- Redding, T., Todd S., Midlen A., 1997. The Treatment of Aquaculture Wastewaters—a Botanical Approach. *Journal of Environmental Management* 50, 283-299.
- Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B., 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture* 217, 207-221.
- Schulz, C., Gelbrecht, J., Rennert, B., 2004. Constructed wetlands with free water surface for treatment of aquaculture effluents. *Journal Applied Ichthyology* 20, 64-70.
- Souza, T.Z., 2003. Tratamento de efluentes de cultivo de camarões com dois wetlands artificiais piloto, com e sem *Spartina* sp.. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, 93 pp.
- Stewart, N.T., Boardman, G.D., Helfrich, L.A., 2006. Treatment of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) raceway effluent using baffled sedimentation and artificial substrates. *Aquacultural Engineering* 35, 166-178.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canadá. 2. ed. Ottawa: bulletin 167. 311p.

- Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M., Kretschmann, R.N., 1999. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering* 19, 81-92.
- Teichert-Coddington, D.R., Rouse D.B., Potts A., Boyd C.E., 1999. Treatment of Harvest Discharge from Intensive Shrimp Ponds by Settling. *Aquacultural Engineering* 19, 147-161.
- Tilley, D.R., Badrinarayanan, H., Rosati, R., Son, J., 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering* 26, 81-109.
- Unesco, 1983. Chemical methods for use in marine environmental monitoring. Intergovernmental Oceanographic Commission. Manual and guides, 12.
- Van Rijn, J., 1996. The potential for integrated biological treatment systems in recirculating fish culture-A review. *Aquaculture* 139, 181-201.
- Verhoeven, J.T.A., Meulleman, A.F.M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12, 5-12.
- White, H., Glenn, H., 2006. Environmental impact mitigation and bi-culture: a comparative legal analysis of flexibility within European legal regimes - biofilter deployment. *Aquaculture International* 14, 297-317.
- Yang, L., Chou, L., Shieh, W.K., 2001. Biofilter treatment of aquaculture water for reuse applications. *Wat. Res.* 35(13), 3097-3108.



Figura 1. Estufa de cultivos de camarões marinhos da Estação Marinha de Aquacultura

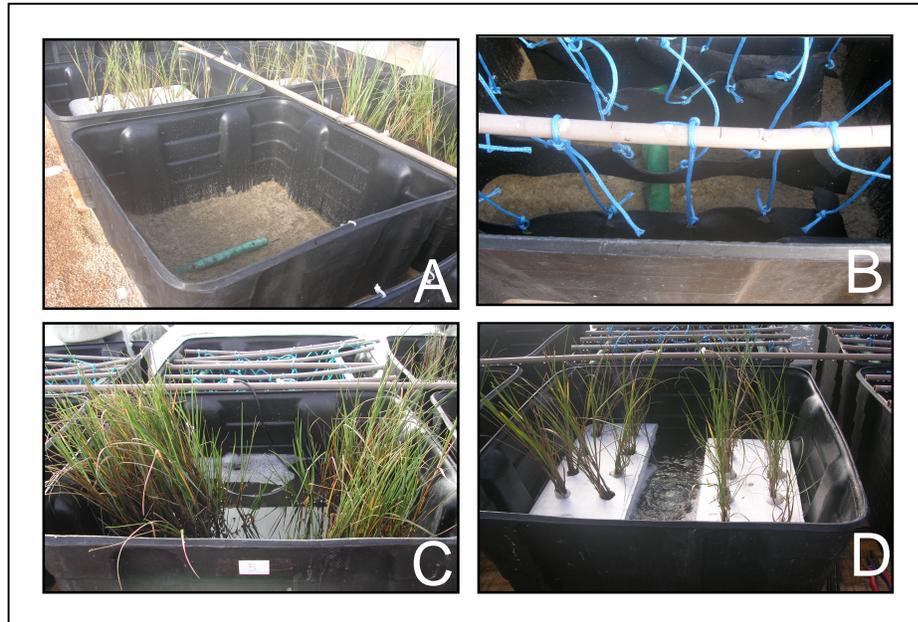


Figura 2. Tratamentos Experimentais: (A) Bacia de sedimentação, (B) Substrato vertical, (C) Wetland e (D) Hidropônico

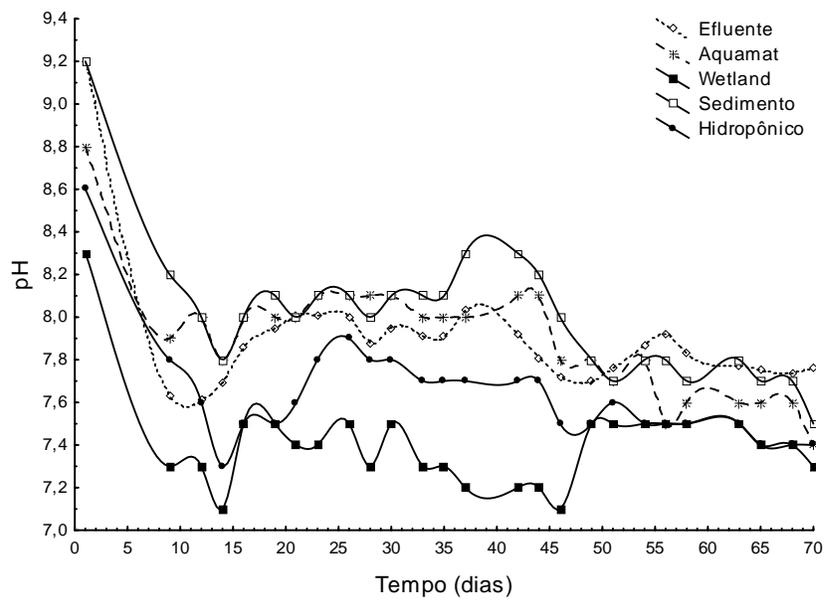


Figura 3 - Variações do pH ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

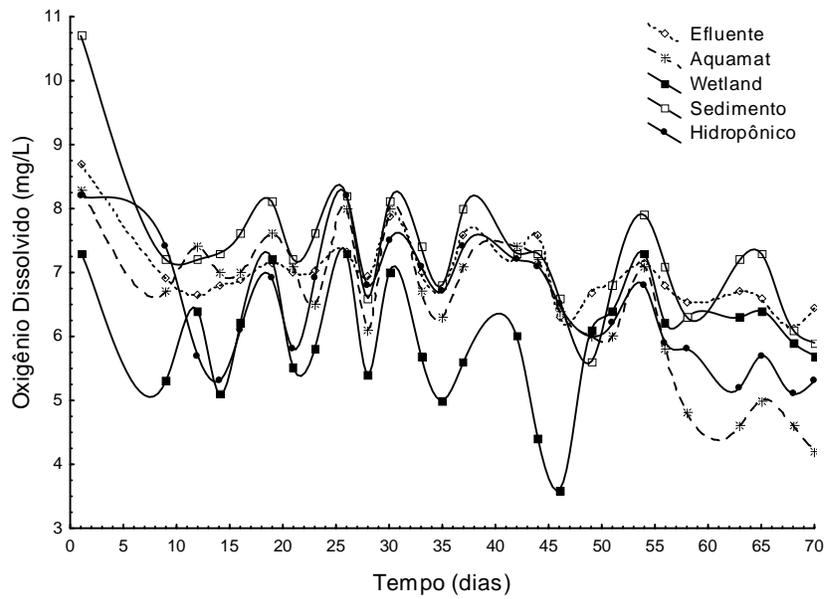


Figura 4 - Variações da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

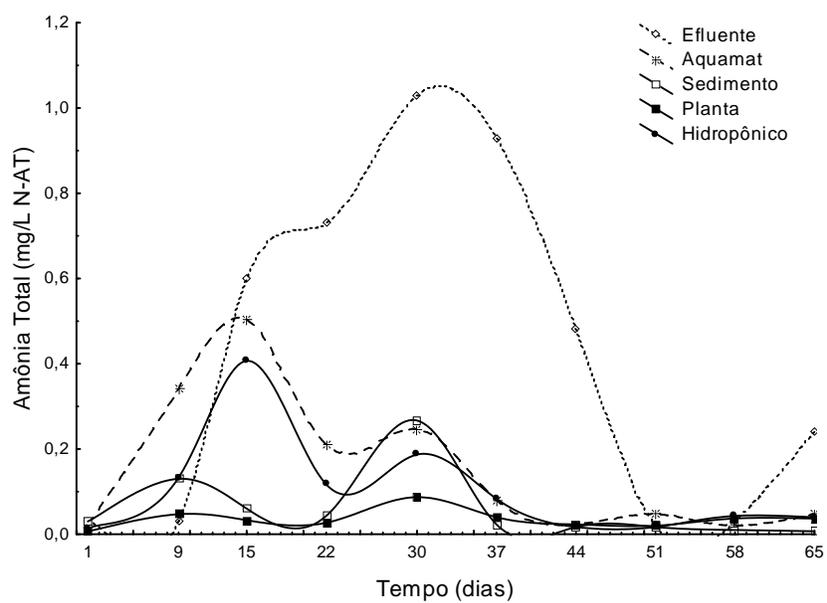


Figura 5 - Variação na concentração de amônia ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

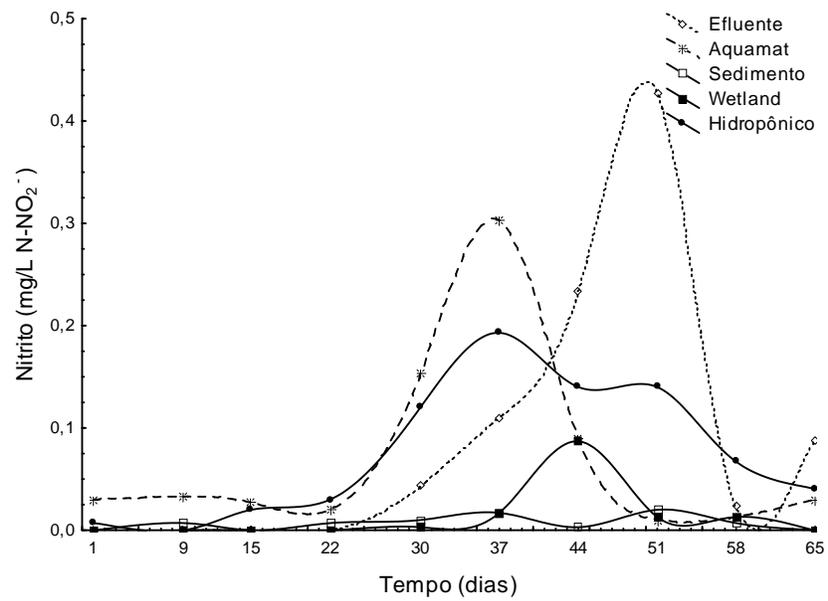


Figura 6 - Variação na concentração de nitrito ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

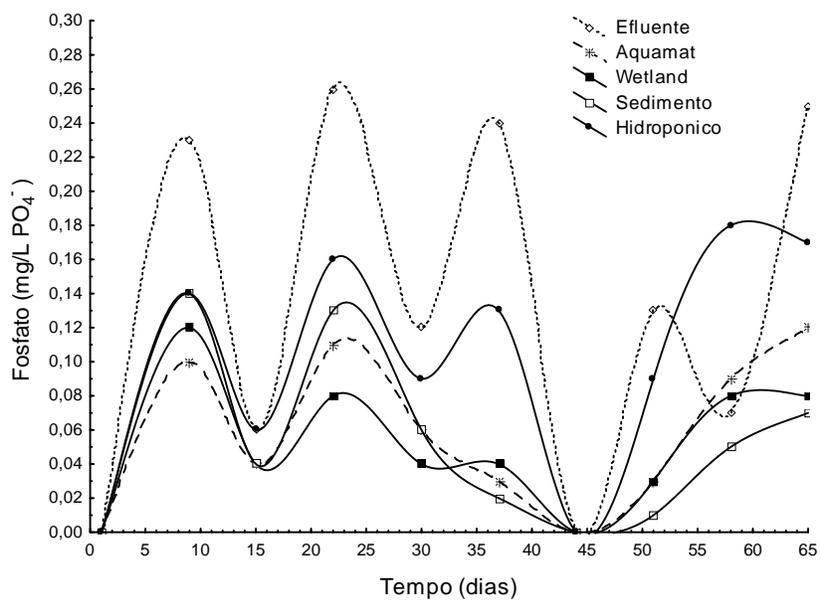


Figura 7 - Variação na concentração de fosfato ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

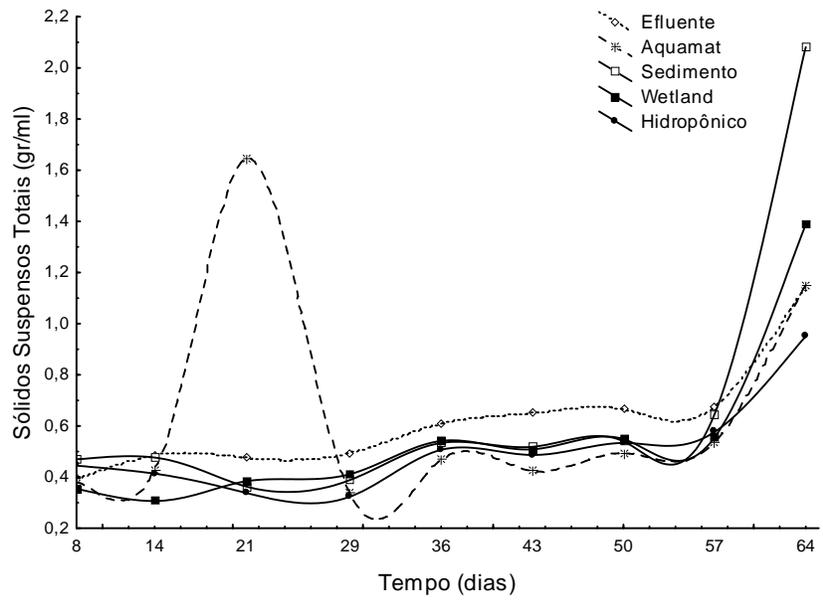


Figura 8 - Variação na concentração de sólidos suspensos totais ao longo do tempo nos diferentes tratamentos e no efluente.

Tabela1 - Médias (\pm dp) de pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Amônia (N-AT), Nitrito (N-NO₂⁻), Fosfato (PO₄⁻) e Sólidos Suspensos Totais (TSS) no Efluente e nos tratamentos Substrato Artificial Vertical, wetland, Bacia de Sedimentação e Hidropônico. Letras iguais na mesma linha indicam a não diferenciação das médias ($p < 0,05$).

	Efluente	Tratamento Aquamat	Tratamento Wetland	Tratamento Sedimento	Tratamento Hidropônico
pH	8,0 \pm 0,4 ^a	7,9 \pm 0,3 ^a	7,4 \pm 0,2 ^b	8,0 \pm 0,3 ^a	7,6 \pm 0,2 ^c
OD (mg/L)	7,3 \pm 1,1 ^b	6,5 \pm 1,1 ^a	6,0 \pm 0,9 ^a	7,3 \pm 1,0 ^b	6,5 \pm 0,9 ^a
Amônia N-AT	0,432 \pm 0,4 ^b	0,154 \pm 0,2 ^{ab}	0,036 \pm 0,03 ^a	0,060 \pm 0,09 ^a	0,106 \pm 0,13 ^{ab}
Nitrito (mg/L)	0,106 \pm 0,4 ^b	0,071 \pm 0,11 ^a	0,014 \pm 0,05 ^b	0,007 \pm 0,009 ^b	0,076 \pm 0,09 ^a
Fosfato (mg/L)	0,130 \pm 0,12 ^{ac}	0,059 \pm 0,06 ^{ab}	0,051 \pm 0,05 ^b	0,052 \pm 0,05 ^b	0,103 \pm 0,07 ^c

DISCUSSÃO GERAL

Com este trabalho pôde-se perceber que o cultivo de camarão *Litopenaeus vannamei* em sistema semi-intensivo causa alterações no ambiente costeiro adjacente onde esta sendo lançado seus efluentes.

Estes efluentes causaram uma diminuição do pH e da concentração de oxigênio dissolvido e um aumento no consumo de oxigênio dissolvido no local da saída da fazenda de cultivo. Estas modificações também podem ser observadas quando foi analisada a comunidade bentônica próxima ao canal de saída, onde o poliqueta *Nephtys fluviatilis* mostrou um comportamento oportunista, apresentando uma maior densidade neste local. Enquanto que o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti* apresentou flutuações ao longo do tempo na saída do canal de drenagem da fazenda, enquanto que os ostracodes e o gastrópode *Heleobia australis* se mostraram sensíveis às modificações, sendo representados em menor densidade na saída quando comparada com uma região controle.

Com base nisso, foi realizado um segundo estudo, com o propósito de testar o desempenho de quatro diferentes métodos de tratamentos com biorremediadores na eficiência de remoção de nutrientes e sólidos suspensos.

Os resultados encontrados mostram que a bacia de sedimentação e a wetland são eficientes na remoção dos nutrientes, melhorando significativamente a qualidade da água a ser lançada no ambiente natural.

Embora este segundo estudo tenha mostrado que a bacia de sedimentação é um eficiente método de tratamento de efluentes de cultivos de camarão, houve diferenças de eficiência entre os dois trabalhos realizados. Esta diferença obtida nos resultados pode ter sido ocasionada pelas diferenças no design, na taxa de arrastamento, no tempo de residência, na área disponível e no sistema de cultivo.

Sabendo-se que o uso da bacia de sedimentação como método de tratamento de efluentes, é obrigatório no Brasil, se tornam necessário maiores estudos. Sendo, de extrema importância que haja mais pesquisas sobre o design, o tempo de residência, a área necessária da bacia de sedimentação, os sistemas de cultivos adotados, o uso de plantas, para que se possam fazer normas adequadas para cada sistema de cultivo, que

resultem numa minimização do impacto desses cultivos sobre os ambientes costeiros próximos.