

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA DE PESCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PESCA**

VALDEMAR CAVALCANTE JUNIOR

**REUSO DE ÁGUA EM UM SISTEMA INTEGRADO COM PEIXES,
SEDIMENTAÇÃO, OSTRAS E MACROALGAS**

**Fortaleza-CE
-2006-**

VALDEMAR CAVALCANTE JUNIOR

**REUSO DE ÁGUA EM UM SISTEMA INTEGRADO COM PEIXES,
SEDIMENTAÇÃO, OSTRAS E MACROALGAS**

Dissertação submetida à coordenação do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC) , como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Pesca .

Orientador: Prof.Dr. Wladimir Ronald Lobo Farias

VALDEMAR CAVALCANTE JUNIOR

**REUSO DE ÁGUA EM UM SISTEMA INTEGRADO COM PEIXES,
SEDIMENTAÇÃO, OSTRAS E MACROALGAS**

Dissertação submetida à coordenação do Programa de Pós-graduação em Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC) , como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Pesca .

Aprovada em 24 de Março de 2006

BANCA EXAMINADORA

**Prof.Dr.Wladimir Ronald Lobo Farias (Orientador)
Universidade Federal do Ceará - UFC**

**Prof.Dr. José Wilson Calíope de Freitas
Universidade Federal do Ceará - UFC**

**Prof.Dra.Cristina Paiva da Silveira Carvalho
Universidade Estadual do Ceará - UECE**

“In Memoriam”

Aos meus pais Valdemar Dias Cavalcante e Josefa Costa Cavalcante que tanto desejaram minha formação como graduado e a minha irmã Maria Rosângela Dias Cavalcante que me incentivou aos estudos.

AGRADECIMENTOS

A Deus por está sempre iluminando meus caminhos.

Ao Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade federal do Ceará, que me acolheu e me deu condições de trabalho.

Ao professor Dr. Wladimir Ronald Lobo farias que acreditou no meu potencial de trabalho e me deu créditos como pesquisador , me premiando com esse trabalho.

Aos professores doutores Manuel, Tito, Regine, Calíope, Silvana e Alexandre pela amizade e importância na minha formação profissional.

Aos meus irmãos Maria Dias, Marina Dias Guiomar, Fátima, Gláucia, Valdemar Filho, Salustiano, Martina e Silvio por existirem e me apoiarem em momentos difíceis.

Aos funcionários da Estação de piscicultura do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade federal do ceará pela ajuda e amizade oferecida.

Aos meus filhos Valdemar Cavalcante Neto, Flora Mesquita Cavalcante e Francisco da Silva Ferreira Neto pela compreensão e carinho que tiveram durante meu trabalho.

A minha namorada Leilamara do Nascimento Andrade que tem sido importante em todos os momentos de minha vida.

Aos meus amigos Chico Hélio, Pedro, Zé Renato, Lopes, Jonas, Robson Andrade, Lelis, Nivalda , Márcia e Leiliana Noronha.

Aos meus cunhados José Vieira (MAZINHO), José Flávio, Jacó Carneiro que enriqueceram a minha vida dando origem a uma geração de sobrinhos que moram no meu coração.

**“Cada flor que nasce é o sinal dos limites da
violência , pobres mortais somos mais meninos ,
temos mais razão pra viver.”**

(Valdemar Cavalcante Junior)

RESUMO

Os efluentes de cultivo intensivo contêm elevadas concentrações de nutrientes dissolvidos, principalmente amônia, além de outros sólidos em suspensão. O objetivo desse trabalho foi utilizar a aquicultura integrada com sedimentação, ostras e macroalgas para melhorar a qualidade da água proveniente de um cultivo de tilápias em água salgada. A água dos peixes foi distribuída em três aquários para sedimentação por 24 horas. Em seguida, a água foi transferida para três aquários com ostras, por igual período de 24 horas. Posteriormente, a água das ostras foi transferida para três aquários com macroalgas por mais 24 horas. Finalmente, a água das macroalgas retornou para os aquários com os peixes. Diariamente, foram avaliados a turbidez da água e as concentrações de amônia, nitratos, nitritos e fosfatos. O sistema foi eficiente em reduzir significativamente a turbidez e os níveis de amônia e fosfatos da água. Os níveis de nitratos e nitritos só foram reduzidos na sedimentação, após a estabilização do sistema.

ABSTRACT

WATER REUSE IN AN INTEGRATED SYSTEM WITH FISHES, SEDIMENTATION, OYSTERS AND MACROALGAE.

Abstract

Intensive culture effluents have high levels of dissolved nutrients mainly ammonia and others suspended solids. The objective of this work was to use integrated aquaculture with fishes, sedimentation, oysters and macroalgae to improve water quality from a salt water tilapia culture. The fishes water was distributed in three sedimentation aquariums to a 24 h period. Then, water was removed to three oysters aquariums to a equal 24 h period. Later, oysters water was removed to three macroalgae aquariums to more 24 h. Finally, macroalgae water returned to the fishes aquariums. Water turbidity and ammonia, nitrates, nitrites and phosphates concentrations were determined daily. The system was efficient to significantly reduce turbidity and ammonia and phosphates water levels. Nitrates and nitrites levels only were reduced during the sedimentation after system stabilization.

Key words: Integrated aquaculture, recirculation, nutrients.

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Aquário de aclimação e cultivo da Tilápia (<i>Oreochomis niloticus</i>) em água salgada.-----	22
Figura 2 - Tanque de homogeneização das águas dos efluentes. -----	23
Figura 3 - Aquário de cultivo de ostras <i>Crassostrea rhizophorae</i> .-----	24
Figura 4 - Aquário de cultivo da alga marinha <i>Gracilaria caudata</i> .-----	26
Figura 5 - Aquário de sedimentação.-----	27
Figura 6 - Baterias de aquários do sistema integrado. -----	29
Figura 7 - Espectrofotômetro DR 2000.-----	32
Figura 8 - Valores médios da turbidez da água (FTU) obtida nas várias etapas do experimento. Letras diferentes nas barras de erro indicam diferença significativa ao nível de 5 %.-----	34
Figura 9 - Valores médios da concentração de amônia da água (FTU)	

obtida nas várias etapas do experimento. Letras diferentes nas barras de erro indicam diferença significativa ao nível de 5 %.----- **36**

iii

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1-Valores médios e desvios (n = 3) das concentrações de nitratos, nitritos e fosfatos presentes nas águas tratadas e não tratadas. Letras diferentes nas colunas indicam diferença significativa ao nível de 5 %.--	38
Tabela 2-Valores médios e desvios (n = 3) da concentração de nitratos e nitritos em todas as etapas do experimento. -----	40

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA	- one way analyses of variance
cm	-centímetro (s)
CO₂	- dioxide de carbono
FAO	- Food and Agriculture Organization of the United Nations
FTU	-Formazin Turbidity Unit
g	- grama(s)
GAA	- Global Aquaculture Alliance
GEAMAR	-Grupo de Estudos de Algas Marinhas
L	- litros
m	- metro(s)
mg	- miligramas
ml	- mililitro(s)
N	- Nitrogênio

NH₃	- Amônia
nm	- nanômetros
NO₂	- nitrito
NO₃	- nitrato
OD	- Oxigênio dissolvido
P	- fósforo
PH	- Potencial hidrogeniônico
PO₄	- Fosfato
t	- Tonelada(s)
TSS	- Sólidos totais em suspensão

v

LISTA DE SÍMBOLOS

%	- Porcento
X	- versus, por
°	- Grau(s)
‘	- minuto(s)
“	- segundo(s)
°C	- grau(s) Celsius
‰	- parte(s) por mil

SUMÁRIO

Página

Resumo

Abstract

Lista de figuras

Lista de tabelas

Lista de abreviaturas

Lista de símbolos

1. Introdução

2. Material e Métodos

2.1 Aclimação da tilápia

2.2 Ostras do mangue

2.3 Algas marinhas

2.4 Sedimentação

2.5 Procedimento Experimental

2.6 Procedimentos Analíticos

2.7 Análises Estatísticas

3.0 Resultados e Discussão

3.1 Turbidez

3.2 Amônia

3.3 Nitrato , Nitrito e Fosfato

4.0 Conclusão

5.0 Referências Bibliográficas

vii

1. INTRODUÇÃO

Em meados do século XVIII o filósofo e estudioso MALTUS descrevia em seus laudos que a população crescia de forma geométrica, em detrimento da produção de alimentos, principalmente proteínas, que crescia de forma aritmética.

À medida que a densidade populacional aumenta, a população pode esgotar seus recursos, poluir seu ambiente com restos metabólicos ou propiciar o crescimento de agentes patogênicos (FUTUYMA, 1982). Desta forma, a densidade e permanência da população de uma espécie em qualquer lugar dependem de sua capacidade de aumentar numericamente e dos fatores que limitam sua abundância (WILSON; BOSSERT, 1971).

As limitações ambientais fazem as taxas de natalidade diminuírem e as taxas de mortalidade aumentarem. A maneira mais simples de demonstrar os limites impostos pelo ambiente é assumir que ele não pode sustentar mais do que um certo número de indivíduos de uma determinada espécie. Em um ambiente limitado, o crescimento populacional diminui à medida que a densidade aumenta porque isso eleva o efeito

adverso de uns membros da população sobre os outros. Consequentemente, uma população que esteja acima da capacidade de suporte do ambiente provavelmente sofrerá uma diminuição na densidade, enquanto uma que esteja abaixo da capacidade de suporte provavelmente crescerá (PURVES et al., 2002).

Populações pequenas são muito susceptíveis de extinção, e a persistência de uma espécie em um local particular depende muitas vezes do influxo contínuo de migrantes de outras populações (FUTUYMA, 1982).

A captura máxima de espécies aquáticas já atingiu os limites sustentáveis estimados pelos cientistas de aproximadamente 100 milhões de toneladas por ano no mundo. Enquanto isso, a demanda mundial de consumo do pescado continua a crescer em ritmo acelerado, principalmente em decorrência do aumento populacional e da procura por alimentos com baixos teores de gordura e colesterol (FAO, 2004).

Visto que as possibilidades reais e concretas de expansão da captura pesqueira estão praticamente esgotadas, a alternativa natural para o suprimento desse mercado passa a ser o cultivo de organismos aquáticos. A aqüicultura, que pode ser definida como o cultivo de organismos aquáticos para o consumo, é uma atividade relativamente recente a nível mundial, apesar das referências sobre cultivo de peixes na China datarem de mais de quatro mil anos (EMBRAPA, 2004).

O início da aqüicultura no nordeste brasileiro data de 1933, quando foi criada a comissão técnica de piscicultura do nordeste. Em 1974 foi implantado, em Maranguape, o primeiro projeto de piscicultura particular, na fazenda Jaramataia. O programa de desenvolvimento da aqüicultura do nordeste (PRODANE), mostrou que há 2.573,5 hectares com capacidade para produzir 51 mil e 500 quilogramas/ano, ou 51,5 mil toneladas de pescado por ano (BEZERRA, 2002).

Em contrapartida, deve-se levar em consideração que para desenvolver a aqüicultura é necessário produzir alimentos para os organismos cultivados. No entanto, a base da ração desses organismos é proteína vinda do próprio pescado, transformado em farinha e óleo, o que também já compromete os estoques pesqueiros.

A aqüicultura, numa visão moderna, está centrada em três pilares: produção lucrativa, preservação ambiental e desenvolvimento social. Estes componentes são interligados e indissociáveis quando se quer uma atividade permanente.

A produção mundial de pescado é atualmente a mais alta registrada em todos os tempos. Aproximadamente 15% de toda proteína animal consumida no planeta é proveniente do pescado. A aqüicultura mundial tem apresentado índices anuais de

crescimento superiores aos da pesca extrativista e da produção de animais terrestres (FAO, 2004), através do cultivo de uma grande variedade de organismos aquáticos na tentativa de atender à crescente demanda global de alimentos (COSTA, 2000).

A Organização dos Estados Americanos para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2001) estima que em 2020 mais de 50% da produção de pescado deverá ser proveniente da aquicultura devido ao grande crescimento da população humana, ao crescente aumento da demanda por frutos do mar e ao declínio ou estagnação do pescado proveniente da pesca. Por outro lado, em muitos países, a aquicultura intensiva tem destruído a vegetação costeira, tornando o solo salino e poluindo os cursos d'água adjacentes aos cultivos (PHILLIPS et al., 1993). Todo esse resíduo não tratado é usualmente descarregado diretamente no meio ambiente onde pode acelerar a eutrofização, o enriquecimento orgânico e a turbidez dos cursos d'água adjacentes (ENG et al., 1989; O' CONNOR et al., 1989; PRAKASH, 1989).

Diferentes tipos de impactos ambientais negativos causados pela aquicultura já foram registrados no Brasil. Podemos citar a liberação de animais exóticos nos ecossistemas brasileiros, o desmatamento de manguezais para construção de viveiros e o descarte de efluentes dos cultivos diretamente no ambiente (WAINBERG; CÂMARA, 1998)

A utilização dos recursos hídricos pelas fazendas de camarão, por exemplo, fica comprometida em função da degradação ambiental gerada pelo descarte inadequado dos efluentes, uma vez que esta prática pode resultar na poluição dos mesmos (GURJÃO, 2003). Devido o efeito cumulativo, com várias fazendas próximas uma das outras, o problema pode se agravar mais ainda. GURJÃO (2003) também destaca a substituição dos cultivos semi-intensivos por sistemas intensivos, onde o número de indivíduos cultivados por metro quadrado é bem maior e, conseqüentemente, aumenta consideravelmente a quantidade de nutrientes e outros produtos lançados nos ecossistemas naturais.

Uma posterior expansão da aquicultura, utilizando as tecnologias adotadas atualmente não é justificável nem sustentável e, para que a meta de produção de frutos do mar através da aquicultura seja alcançada, a única alternativa é desenvolver novas tecnologias que utilizem menos espaço e produzam o mínimo de impactos ambientais (JONES, 1999).

O impacto ambiental caracteriza-se como qualquer alteração das características do sistema ambiental, seja esta física, química, biológica, social ou econômica, causadas

pelas ações de um determinado empreendimento, que possam afetar direta ou indiretamente o sistema ambiental da área de influência do mesmo. A avaliação dos impactos ambientais gerados na área de influência de tal empreendimento tem como objetivo o conhecimento das interferências decorrentes de cada ação e o efeito potencial por ele gerado, o que possibilitará uma contabilização dos danos e ganhos para o ecossistema envolvido com o projeto.

Os sistemas intensivos de cultivo de camarões, por exemplo, trabalham com ração peletizada de alto teor protéico para produzir elevadas taxas de crescimento, no entanto uma grande parte da ração não é assimilada pelos animais (PRIMAVERA, 1994). Assim, aproximadamente 10% são dissolvidos na água e 15% não são ingeridos pelos organismos. Os 75% restantes são ingeridos, mas 50% são excretados como produtos do metabolismo, aumentando a produção de gases e de resíduos dissolvidos e particulados o que contribui para que os efluentes do cultivo intensivo contenham elevadas concentrações de nutrientes dissolvidos, principalmente amônia, além de outros sólidos em suspensão (LIN et al., 1993).

Diante da situação provocada pelo cultivo intensivo de organismos aquáticos na natureza, a comunidade científica que estuda estes organismos, e que de alguma forma está comprometida com o cultivo dos mesmos, tem procurado minimizar os impactos ambientais causados pelas águas que são despejadas dessas atividades. Produzir alimentos é uma necessidade e qualquer atividade que busque essa produção, seja ela na pecuária, na agricultura ou nos demais tipos de culturas, o impacto ambiental é inevitável.

Na aquícultura, além do impacto ambiental causado pelo descarte de nutrientes nos ambientes aquáticos, existem também agressões ao solo causando desertificações, aumentando a salinidade do mesmo e contaminando as águas do subsolo. Com a obrigação de produzir alimentos para a população, o homem sem conhecimentos científicos provoca grandes prejuízos à natureza e tem como recompensa uma queda de produtividade do produto cultivado.

Agindo de forma consciente temos como minimizar esse impacto. De maneira que se possa evitar o descarte de elevados níveis de nutrientes nos ambientes aquáticos. Este descarte promove aumento do fitoplâncton, podendo gerar problemas de eutrofização, hipoxia ou até anoxia em águas de pouca movimentação, culminando na eventual morte da vida aquática (PÁEZ-OSUNA et al., 1999). Além disso, como

conseqüência do desenvolvimento excessivo de fitoplâncton nocivo, pode-se citar a ocorrência de “marés vermelhas” nos ecossistemas costeiros.

PÁEZ-OSUNA et al. (1998) afirmaram que efluentes da aqüicultura mexicana, juntamente com o esgoto das cidades, têm sido associados ao desenvolvimento excessivo de microalgas, aumentando a freqüência de ocorrência de marés vermelhas na costa do México nos últimos cinco anos, quando ocorreram aproximadamente 70% dos casos já registrados. As marés vermelhas são capazes de intoxicar ou até matar grandes quantidades de organismos, pois além de prejudicar os seres vivos que se alimentam diretamente das microalgas, podem também trazer prejuízos para os animais que consomem os indivíduos previamente contaminados. No estado do Ceará, em fevereiro de 1980, foi constatada a morte de duas pessoas, no município de Aracati, após a ingestão de moluscos contaminados com microalgas tóxicas (VIEIRA, 1986).

Desta forma, a dependência entre maricultura e meio ambiente tem chamado a atenção da iniciativa privada e de organizações ambientalistas para o desenvolvimento de melhores técnicas de manejo (STANLEY, 2000).

O Chile, que tem características oceanográficas favoráveis para aqüicultura, teve um explosivo crescimento da aqüicultura nos últimos dez anos com megaprojetos dominando toda a zona litorânea, comprometendo o uso dessas áreas. As alterações na qualidade do ambiente (poluição) e as ameaças à diversidade das zonas de litoral (esgotamento de recursos) são mencionados entre os principais problemas que incitam uma gerência para esta área crítica e sensível. Uma planta de gerência do litoral é capaz de criar regulamentos novos e estabelecer mecanismos simples para uma exploração devidamente controlada (ALVIAL; RECULE, 1998).

Desde 1995, após a deflagração de uma série de doenças infecciosas e de alta patogenicidade na Ásia e Américas, as fazendas de camarão passaram a adotar um controle mais rígido sobre as taxas de renovação de água. Hoje, estima-se que 95% das fazendas de camarão da Tailândia, já utilizam práticas de recirculação de água (TACON 2001).

Cada vez mais a indústria aquícola sofre pressões de ordem ambiental e econômica, demandando uma rápida reformulação dos conceitos convencionais de produção. Em busca de uma sintonia entre lucro, sustentabilidade do negócio e cumprimento das leis ambientais, a aqüicultura marinha tem despontado com ferramentas tecnológicas e metodologias de cultivo mais eficientes e menos impactantes. Os sistemas de recirculação e de baixa renovação de água contemplam

concepções de cultivo que permitem uma maior intensificação e proteção dos estoques cultivados, assegurando ao mesmo tempo efluentes de melhor qualidade físico-química (NUNES, 2002).

Diante da situação criada pelo cultivo intensivo de camarão e a descarga de seus efluentes, demandando para os ecossistemas compostos orgânicos que podem poluir os recursos hídricos, surgiu a necessidade do reúso dos efluentes desses cultivos. Os resíduos lançados por esses cultivos podem ser reduzidos através da utilização de outros organismos, tais como ostras e macroalgas que incorporam partículas em suspensão e nutrientes para seu desenvolvimento. Além disso, existe a vantagem de produzir mais dois organismos cultivados, gerando renda e reduzindo a constante dependência de captação de água.

A rápida expansão global da indústria da aquicultura alertou para a necessidade do desenvolvimento de técnicas eficazes de gerência ambiental. Para reduzir os impactos ambientais, as técnicas de tratamento de efluentes utilizando diferentes organismos como filtros biológicos têm sido utilizadas na tentativa de melhorar a qualidade da água a ser despejada no ambiente. Assim, surgiram os sistemas integrados, que são cultivos de organismos aquáticos utilizando: 1) bacias de sedimentação, onde as partículas mais pesadas ficam depositadas no fundo de um tanque escavado; 2) organismos filtradores para o consumo do fitoplâncton e outras partículas em suspensão; e 3) vegetais, como as macroalgas ou macrófitas aquáticas, para consumir os nutrientes produzidos pelos excrementos animais e restos de ração.

O policultivo é definido como o cultivo de diferentes organismos em um único módulo de produção. Em contraste, a aquicultura integrada é o co-cultivo de diferentes organismos, mas em módulos de produção diferentes (CHIEN; TSAI, 1985). Esta técnica é considerada a mais ecologicamente correta entre todas as técnicas conhecidas de aquicultura (MACKAY; LODGE, 1983), com o mais eficiente uso dos recursos e uma grande resistência contra as flutuações ambientais (CHIEN; LIAO, 1995).

O crescimento de ostras em efluentes de cultivo de camarões tem sido bem estudado e vem mostrando excelentes resultados, com taxas de crescimento superiores às do ambiente natural, produzindo animais de excelente qualidade (JAKOB et al., 1993; LAM; WANG, 1989). Desta forma, o cultivo integrado de ostras e camarões pode melhorar a produtividade dos cultivos, resultando em ganhos econômicos.

O uso de moluscos bivalves filtradores como as ostras para consumir fitoplâncton, zooplâncton e bactérias (LIN et al., 1993) e macroalgas para absorver os

nutrientes dissolvidos (HAINES, 1975) são alternativas eficientes e economicamente viáveis para melhorar a qualidade da água descarregada pelas fazendas de camarões (HOPKINS et al., 1993; LIN et al., 1993).

As macroalgas podem absorver grandes quantidades de nutrientes dissolvidos (orgânicos e inorgânicos), geralmente com preferência para a amônia (HAINES; WHEELER, 1978; HANISAK; HARLIN, 1978; HARLIN, 1978). Esta habilidade de absorver nutrientes para seu crescimento e também de acumulá-los como reserva na forma de aminoácidos e pigmentos, as tornam ideais para seqüestrar os nutrientes de efluentes provenientes da aquíicultura (HAINES, 1975). Além disso, o cultivo de macroalgas também pode inibir o desenvolvimento de marés vermelhas. A macroalga verde *Ulva pertusa* quando co-cultivada com as microalgas tóxicas *Heterosigma akashiwo* e *Alexandrium tamarense* inibiu, significativamente, o desenvolvimento das mesmas (QIU; DONG, 2003).

Além dos benefícios ambientais advindos com a prática da técnica de aquíicultura integrada, existem também ganhos econômicos resultantes da conversão de ração de alto custo não ingerida ou dissolvida na água em duas produções adicionais, ostras e algas (WANG, 1990), já que uma grande parte da ração oferecida aos organismos cultivados não é aproveitada.

A produção da alga marinha vermelha *Hypnea musciformis* em um sistema integrado de maricultura apresentou um valor estimado de \$ 107. 250 ha ano⁻¹ (ROELS et al., 1976). A alga marinha *H. musciformis* cultivada em efluente de aquíicultura apresentou uma taxa de crescimento de 64,5 g de peso úmido d⁻¹ comparado com o crescimento de 12.1 g de peso úmido d⁻¹ no ambiente natural (HAINES, 1975). No entanto, o percentual de carragenana foi relativamente menor, 16% contra 29% no ambiente natural. Por outro lado, a produção total de carragenana foi, aproximadamente, três vezes maior quando cultivada no efluente da aquíicultura (HAINES, 1975).

Os nutrientes são, geralmente, os fatores limitantes para o crescimento de macro e microalgas em sistemas naturais e esforços têm sido realizados para tentar cultiva-las em sistemas baseados em terra. Os efluentes da aquíicultura contêm nutrientes suficientes para sustentar as elevadas taxas de crescimento das algas sem necessitar de fertilização adicional (BRIGGS; FUNGE-SMITH, 1993).

Um cultivo integrando o peixe, *Sparus aurata*, e a macroalga verde *Ulva lactuca* foi realizado por ELLNER; NEORI (1995) com o propósito de reduzir a administração

de alimentos e a taxa de renovação da água do cultivo dos peixes. Durante o experimento, os autores observaram uma forte redução nos teores de amônia após a recirculação da água do tanque das macroalgas para o tanque dos peixes.

SHPIGEL; NEORI (1998) implantaram um sistema integrado usando o molusco bivalve abalone, *Haliotis tuberculata*, e as macroalgas *Ulva lactuca* e *Gracilaria conferta* visando eliminar a dependência de fontes externas de alimentos, reduzir o consumo de água e diminuir a descarga de nutrientes no ambiente. Como resultado, os autores observaram uma redução significativa do nitrogênio total dos efluentes, bem como uma redução substancial no consumo de água. No entanto, a macroalga *G. conferta* apresentou um crescimento desfavorável no cultivo, não sendo apropriada para uso como biofiltro. Por outro lado, a espécie *U. lactuca* cresceu de forma satisfatória atingindo 230 g de peso fresco m⁻² d⁻¹ e foi capaz de reduzir em 58% o nitrogênio presente no efluente.

Na universidade do Arizona foi realizado um experimento com halófitas, plantas resistentes à alta salinidade, para remoção do nitrogênio total da água de um cultivo intensivo de tilápias. Para isso, a salinidade do cultivo de peixes foi aumentada para 35 ppm com a adição de NaCl. Os autores observaram uma redução de 98% do nitrogênio total dos efluentes, sendo que as halófitas *Suaeda esteroa* e *Salicornia bigelovvi* apresentaram um melhor desempenho do que o *Atriplex barclayana* (MARROM et al., 1999)

De acordo com JONES; PRESTON (1999), um método eficaz para melhorar a qualidade da água dos efluentes antes da descarga é usar um bivalve para filtrar essa água. Em um estudo realizado pelos autores, foi analisada a capacidade da ostra *Saccostrea commercialis* no tratamento da água de um efluente de cultivo do camarão *Penaeus japonicus*. As ostras reduziram a concentração de sólidos totais em suspensão em 49%, o número de bactérias na água em 58%, o nitrogênio em 80%, o fosfato em 67%, e a turbidez em 8% comparados aos valores iniciais presentes no efluente.

Além de filtrar partículas orgânicas alimentícias, as ostras também podem melhorar a qualidade do efluente dos viveiros, reduzindo a concentração de sólidos inorgânicos em suspensão. As ostras são organismos filtradores que utilizam suas brânquias para filtrar fitoplâncton, zooplâncton, bactérias e outras partículas microscópicas. Estes organismos podem remover o fitoplâncton da água com grande eficiência (JØRGENSEN, 1966), mas sua capacidade de filtração pode ser afetada por alguns fatores, incluindo a taxa de circulação de água (WALNE, 1972), a temperatura

(LOOSANOFF; TOMMERS, 1948), a salinidade (DJANGMAH, 1979), o esforço reprodutivo e a concentração de partículas em suspensão (LOOSANOFF; TOMMERS, 1948; ANGELL, 1986).

CESHUK et al. (2003) realizaram um experimento, no norte da baía ocidental da Tasmânia, utilizando mexilhões para reduzir a concentração de compostos orgânicos provenientes de um cultivo de salmões. No entanto, a produção de fitoplâncton dentro do cultivo de salmão não foi ideal e, devido à distância dos mexilhões, os mesmos não interceptaram as partículas alimentares provenientes das gaiolas de cultivo.

Os moluscos bivalves têm sido usados constantemente no cultivo integrado de peixes com o intuito de melhorar a qualidade da água e ser um complemento econômico. Contudo, um sistema integrado utilizando apenas animais se constitui em duas fontes potenciais de produção de matéria orgânica para os efluentes (LEFEBVRE et al., 2000).

O uso de ostras como biofiltros pode melhorar a qualidade da água proveniente de cultivo intensivo de camarões, bem como ser uma nova atividade produtiva (JONES, 1999). No entanto, como também são animais, elas contribuem para o aumento da concentração de amônia nos efluentes através de sua excreção (SRNA; BAGGALEY, 1976).

A toxicidade da amônia para os camarões, por exemplo, é o principal motivo para as freqüentes trocas de água realizadas pelos carcinicultores (KOU; CHEN, 1991) e, desta forma, deve ser removida da água antes de ser utilizada em um sistema de recirculação para os viveiros de produção.

A remoção dos nutrientes dissolvidos na água pode ser realizada com a utilização de algas, tanto macroalgas (FUNGE-SMITH; BRIGGS, 1998; NEORI et al., 2000; SCHUENHOFF et al., 2003) como microalgas (CHUNTAPA et al., 2003).

A filtração de um efluente de carcinicultura pela ostra *Saccostrea cormercialis* reduziu as concentrações de fitoplâncton, bactérias, nitrogênio total, fósforo e sólidos em suspensão em 5%, 32%, 67%, 63%, e 11%, respectivamente quando comparados aos valores iniciais presentes no efluente. No entanto, os excrementos das ostras aumentaram as concentrações de amônia, nitrito/nitrato e fosfato da água. E, só após a integração da macroalga *Gracilaria edulis* no sistema de cultivo, foi possível reduzir significativamente estas concentrações em 2,3%, 2,2%, 4,8% respectivamente. O efeito

combinado dos tratamentos seqüenciais resultou em significativas reduções nas concentrações de todos parâmetros medidos (JONES et al., 2001).

A remoção de nutrientes pelas macroalgas é muito eficiente e relativamente simples e ainda pode ser mais uma atividade produtiva (HOPKINS et al., 1995). As macroalgas também podem assimilar outros metabólitos excretados pelos animais cultivados. Desta forma, a água do efluente do cultivo de camarões, por exemplo, pode ser reutilizada através de recirculação (QIAN et al., 1996). As macroalgas podem ainda ser utilizadas para remover completamente o nitrogênio inorgânico excretado pelas ostras (MANN; RYTHER, 1977). As algas vermelhas exploradas comercialmente, principalmente as espécies pertencentes aos gêneros *Chondrus*, *Gracilaria*, *Agardhiella* e *Hypnea* são excelentes candidatas a realizarem uma “depuração” final para deixar o efluente livre de nitrogênio inorgânico (RYTHER et al., 1975).

Um cultivo integrado utilizando a macroalga *Palmaria mollis* e o molusco vermelho da Califórnia (*Haliotis rufescens*) foi desenvolvido pelo Centro Marinho de Ciências da Universidade do Estado de Oregon, EUA. Segundo HATFIELD et al.(1999), o cultivo integrado desses organismos resultou num ótimo desempenho do crescimento do molusco e melhorou substancialmente a qualidade da água após a circulação pelo cultivo de macroalgas. EVANS; LANGDON (2000) conduziram um outro experimento utilizando os mesmos organismos. No entanto, a densidade de estocagem dos moluscos foi limitada pela quantidade de macroalgas disponíveis para seu consumo e pela capacidade de absorção da amônia pelas mesmas. Dentro desse sistema integrado a macroalga também serviu de fonte de proteína para os moluscos e melhorou a qualidade da água.

JONES et al. (2001) realizaram um experimento na tentativa de melhorar a qualidade da água dos efluentes de um cultivo de camarão, usando sedimentação, ostras (*Saccostrea commercialis*) e macroalgas (*Gracilaria edulis*) para reduzir a concentração de nutrientes e de partículas em suspensão. Após a sedimentação, ocorreu uma significativa redução de partículas em suspensão e, no tanque com os moluscos bivalves, esta redução foi ainda maior. Além disso, as ostras também reduziram as concentrações de fitoplâncton e bactérias. Já as macroalgas foram capazes de absorver a maior parte dos nutrientes dissolvidos na água.

Durante a década de 80 o cultivo de camarão se expandiu significativamente e representa uma indústria de vários bilhões de dólares com criadores do hemisfério ocidental produzindo 10% do camarão cultivado no mundo. Apesar desse nível de

produção houve uma perda econômica significativa em consequência do mau uso da área de cultivo com o surgimento de doenças infecciosas e não infecciosas associadas a problemas ambientais (BACHÈRE et al., 2000).

Diante deste fato, os criadores estão tentando reduzir a troca de água dos cultivos e melhorar geneticamente o plantel. Embora estes esforços tenham sido positivos ainda não foi descartado o risco de novas perdas. Desta forma, novas tecnologias integrando o camarão com outros organismos precisam ser projetadas para minimizar o impacto ambiental e reduzir o risco de doenças virais expandindo de maneira responsável essa atividade (MOSS, 2002).

Nas fazendas marinhas de cultura de peixes situadas no litoral europeu, a macroalga *Ulva lactuca* tem sido usada, com sucesso, para retirada da amônia e reduzir a descarga de poluentes pelos efluentes. Esta prática não apresenta custo adicional e ainda produz uma renda complementar (HUSSENOT, 2003).

Além das macroalgas, as microalgas também podem ser utilizadas para o mesmo propósito. A microalga diatomácea *Chaetoceros* sp foi utilizada em um sistema de aquíicultura integrada com ostras e camarões. Esta microalga foi bastante eficiente em remover o excesso de nitrogênio inorgânico dissolvido, serviu também de alimento para as ostras e ainda foi capaz de reduzir as contagens de bactérias patogênicas, reduzindo a susceptibilidade dos camarões às doenças (WANG, 2003).

A Universidade do Havaí, EUA desenvolveu uma tecnologia de produção de diatomáceas marinhas do gênero *Chaetoceros* que permite a utilização de um sistema de reúso de água onde o efluente do cultivo de camarão se transforma num recurso valioso. Este sistema de produção integrado, utilizando camarões, microalgas e ostras reduz o consumo de água, o desperdício do efluente, a quantidade de bactérias patogênicas, a susceptibilidade de doenças virais no camarão e ainda gera lucro. Os *Chaetoceros* removem os nutrientes produzidos pelo cultivo do camarão e servem de alimento para as ostras (JAW; KAIWANG, 2003).

CHUNTAPA et al. (2003) avaliaram os efeitos de um cultivo integrado de camarão com a microalga cianofícea *Spirulina* para o controle da qualidade da água. Na ausência da microalga houve um aumento moderado do nitrogênio de 0,5 para 0,6 mg L⁻¹ aumentando também a concentração de nitrato de 16 para 18 mg L⁻¹ no 44º dia de cultivo. Na presença da *Spirulina* foi constatada uma significativa redução dos compostos nitrogenados .

Como em todo cultivo integrado, os vegetais podem reduzir o impacto ambiental da maricultura e, ao mesmo tempo, ser mais uma fonte de renda. Um cultivo integrado do peixe marinho *Sparus aurata*, da ostra *Saccostrea comercialis* e da macroalga *Ulva lactuca* pode produzir 25 toneladas de peixes, 50 toneladas de bivalves, e 30 toneladas de macroalgas por hectare/ano, sem poluir o meio ambiente (NEORI et al., 2004).

GURJÃO (2004) utilizou um sistema integrado com sedimentação, filtração pela ostra *Crassostrea rhizophorae* e filtração com a macroalga *Gracilaria caudata* para melhorar a qualidade da água proveniente de um viveiro de carcinicultura. O autor mostrou que a etapa de sedimentação foi bastante importante para diminuir a turbidez, sólidos em suspensão e fosfatos do efluente de carcinicultura. Tanto as ostras como as macroalgas, foram muito eficientes na purificação do efluente. As ostras reduziram os sólidos em suspensão, turbidez e clorofila *a*, enquanto as macroalgas absorveram eficientemente os compostos nitrogenados.

Recentemente, foi avaliado o potencial da aqüicultura integrada para a manutenção da qualidade da água no cultivo, em laboratório, do peixe recifal marinho *Abudefduf saxatilis*, utilizando a ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, e a macroalga marinha vermelha *Gracilaria caudata*. Neste estudo, a sedimentação foi responsável pela redução da turbidez da água proveniente do aquário com os peixes, sendo reduzida, mais ainda, após a filtração da água pelas ostras e alcançando valores nulos após a filtração realizada pelas macroalgas. A macroalga foi bastante eficiente em manter os níveis baixos de amônia, mesmo após esses níveis terem alcançado valores máximos no aquário com as ostras (DA COSTA; FARIAS, 2005).

Na Austrália, a indústria do camarão opera dentro de padrões ambientais aplicados pelo governo. Porém há variações de regulamentos entre algumas jurisdições o que torna difícil o controle das ações. Em países onde existe o cultivo de camarão, incluindo a Austrália, há uma tendência para o uso de lagoas de sedimentação para tratar os efluentes. Estas lagoas são bastante eficazes em reduzir as partículas em suspensão e menos eficazes na redução das concentrações de compostos nitrogenados (JACKSON et al., 2003).

Embora o uso das lagoas de sedimentação seja uma boa estratégia para redução do impacto ambiental causado pelos efluentes, o desenvolvimento sustentável da carcinicultura necessita de um planejamento apropriado e um monitoramento regular e eficaz do volume de nutrientes presentes nos efluentes. Assim, os desafios futuros da

atividade continuam sendo melhorar a utilização dos alimentos, reduzir o consumo de água e melhorar a qualidade da água de descarga através da remoção dos nutrientes .

As bacias de sedimentação podem ser utilizadas com o objetivo de reduzir as partículas mais pesadas antes de canalizar a água para o cultivo de ostras, evitando problemas com o sistema de filtração das mesmas, causado por um elevado número de partículas em suspensão (WANG, 1990). As partículas remanescentes ou são móveis, ou são partículas microscópicas ($< 5 \mu\text{m}$) com peso específico semelhante ao da água e não precipitam, permanecendo em suspensão (RUBEL; HAGER Inc., 1979). Desta forma, as ostras podem ser utilizadas para filtrar essas pequenas partículas orgânicas ou inorgânicas que não precipitam em bacias de sedimentação, transformando-as em fezes ou pseudofezes, que facilmente se depositam no substrato, por se tornarem mais pesadas (TENORE; DUNSTAN, 1973).

TEICHERT-CODDINGTON et al. (1999) demonstraram que o repouso dos últimos 20% de água residual da despesca de camarões por um período de 6 horas tem um impacto positivo sobre a qualidade dos efluentes. Este tempo de sedimentação permitiu a redução de mais de 55% do fósforo total e DBO e quase 100% dos sólidos totais presentes na água de descarga. Já o nitrogênio total teve sua concentração reduzida em 34% após um período de repouso de 48 h, contudo não se alterou de forma significativa ao longo do tempo.

PANG et al. (2006) utilizaram um cultivo integrado com juvenis de abalone, *Haliotis discus hannai* e com macroalgas da espécie *Gracilaria textorii*, visando uma avaliação do número total de bactérias e vibrios em comparação com uma monocultura. Os autores observaram um nível mais alto de bactérias no policultivo e um nível mais alto de vibrios na monocultura. Além disso, a biomassa viva de macroalgas foi efetiva em prevenir a propagação de duas cepas de *Vibrio* na água, o *V. alginoliticus* e o *V. logei*.

PEREIRA et al. (2006) investigaram, em laboratório, as condições ótimas de cultivo da macroalga *Porphyra dioica* visando seu potencial bioremediador. Foram analisadas a influência da densidade de estocagem, da luz e da temperatura no crescimento, produção e capacidade de remoção de nutrientes pela macroalga. Os autores observaram uma remoção máxima de nitrogênio de $1,67 \text{ mg d}^{-1}$ quando as macroalgas foram expostas a uma iluminância de $150 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ na densidade de estocagem de $1,5 \text{ g de peso fresco L}^{-1}$. A taxa de crescimento da macroalga *P. dioica* foi significativamente afetada pela temperatura e fotoperíodo, atingindo 27,5% de peso

fresco dia⁻¹ a 15 °C e com um fotoperíodo de 16 h de claro e 8 h de escuro. Os resultados deste estudo mostraram que esta espécie parece ser uma boa candidata à remoção de nutrientes nos sistemas de aquicultura integrada.

No nordeste de Portugal foi desenvolvido um trabalho usando três valiosas espécies de macroalgas vermelhas, *Chondrus crispus*, *Gracilaria bursa-pastoris* e *Palmaria palmata* em efluentes de cultivo dos peixes *Scophthalmus maximus* e *Dicentrarchus labrax*. As macroalgas foram cultivadas em um sistema de "raceway", sendo testadas várias densidades de estocagem e diferentes fluxos d'água, visando a otimização do ganho de peso e a taxa de remoção de nutrientes. As três espécies foram eficientes na remoção da amônia, no entanto a macroalga *P. palmata* apresentou problemas de sobrevivência durante o verão, já a performance de *C. crispus* foi melhor no verão, enquanto que a macroalga *G. bursa-pastoris* obteve um bom desempenho durante todo o ano, chegando a absorver 76,7% de amônia na densidade de estocagem de 5 kg m⁻² (MATOS et al., 2006).

Com a finalidade de diminuir o impacto ambiental causado pelos efluentes das indústrias de aquicultura e ao mesmo tempo aproveitar os nutrientes produzidos por esses cultivos CARMONA et al. (2006) utilizaram várias espécies da macroalga vermelha *Porphyra* num sistema integrado de aquicultura. Nas condições experimentais, as várias espécies de *Porphyra* foram capazes de remover de 70 a 100% do nitrogênio no intervalo de três a quatro dias, no entanto foram menos eficientes na remoção do fósforo inorgânico (35 a 91%). Assim, o gênero *Porphyra* parece ser uma ótima escolha para a bioremediação de efluentes moderadamente eutrofizados, com a vantagem da sua produção poder ser comercializada..

Um cultivo integrado da alga vermelha *Gracilaria lamaneiformis* com o peixe *Sebastes fuscescens* foi desenvolvido no norte da China com o propósito de utilizar os nutrientes dos efluentes do cultivo de peixes como meio de cultivo para as macroalgas e evitar a eutrofização. Os autores avaliaram, em laboratório, o crescimento e a capacidade da macroalga de remover os nutrientes do cultivo de peixes. Além disso, foi realizado um experimento em campo integrando a macroalga a um cultivo de peixes em gaiola com a finalidade de investigar a possibilidade de implementação prática do sistema. Os resultados em laboratório mostraram que a macroalga foi capaz de absorver a maior parte dos nutrientes do sistema e o experimento em campo mostrou um crescimento bastante favorável, atingindo uma taxa de crescimento máximo de 11,03 % d⁻¹.(YANG et al., 2006).

No golfo da Califórnia, após uma análise do impacto ambiental causado pelo cultivo de camarão, pelos esgotos municipais e pela agricultura, foi demonstrado que a degradação ambiental resultou de uma junção de fatores, incluindo as fontes poluidoras, um aumento no número de pescadores e a ausência de um programa regulador eficaz. Desta forma, para proteger a integridade dos ecossistemas, foi recomendado um programa imediato de gerenciamento do litoral com sustentabilidade ambiental, abrangendo as diferentes atividades econômicas supracitadas (OSUNA; VERDUGO et al., 2003).

A contínua expansão da aquicultura requer ecossistemas marinhos e de água doce saudáveis. A contribuição da aquicultura intensiva para a produção de alimentos pode ser comprometida por práticas que conduzam à destruição do habitat através da poluição biológica gerada pela descarga de efluentes sem tratamento. Os compostos nitrogenados, em excesso, são tóxicos para peixes e camarões e, ao exceder a capacidade assimilativa das águas receptoras, deterioram sua qualidade. Assim, os aquicultores têm um papel fundamental no controle da poluição por nutrientes, pois a pobre qualidade da água, decorrente de altas densidades de estocagem, promove surtos de agentes patogênicos e declínios na produtividade do cultivo.

De acordo com FLEGEL et al. (2003), as seguintes práticas devem ser prioritárias para a indústria aquícola: 1) expansão dos cultivos para peixes de nível mais baixo da cadeia trófica; 2) redução da farinha e óleo de peixes na elaboração das rações; 3) desenvolvimento de sistemas de cultivos integrados; 4) promoção de práticas sólidas de aquicultura ambientalista e administração de recursos .

TROELL et al. (2003), em recente revisão, analisaram 28 estudos que utilizaram a aquicultura integrada com organismos filtradores. Todos os estudos utilizaram as algas marinhas como organismos extratores. Os autores avaliaram a relevância dessas descobertas para a implementação de sistemas integrados de cultivo em larga escala, bem como identificaram os futuros desafios das pesquisas nessa área. De acordo com os mesmos, foram propostas as seguintes questões para nortear as pesquisas que deverão ser realizadas a partir de agora: (1) entender, em detalhes, os importantes processos biológicos e bioquímicos envolvidos no cultivo de algas marinhas tanto em sistemas fechados com recirculação, como em sistemas abertos; (2) conduzir pesquisas nesta avançada técnica de aquicultura em escalas relevantes para a implementação comercial ou passível de extrapolação; (3) investigar os fatores que afetam o crescimento das algas e a capacidade de assimilação de nutrientes; (4)

melhorar os desenhos experimentais para a aplicação de testes estatísticos; (5) entender, detalhadamente, a variabilidade sazonal de sistemas integrados que utilizam as algas marinhas como organismos filtradores; (6) quantificar todos os parâmetros críticos para que os engenheiros desenvolvam sistemas de recirculação comercial com algas marinhas atuando como filtros biológicos; (7) estudar as influências locais sobre os parâmetros críticos, tais como latitude, clima e espécies de algas regionais, na performance dos filtros de algas marinhas; (8) incluir os componentes econômicos, considerando o valor agregado das algas marinhas e os aspectos viáveis do cultivo; (9) analisar o papel e a função das práticas de aquicultura integrada para o melhoramento ambiental, econômico e aceitabilidade social, dentro de uma perspectiva de manejo integrado dos recursos costeiros e (10) desenvolver mecanismos para treinar, educar e financiar pessoal com o objetivo de transferir esta recente e, de certa forma, complexa tecnologia de aquicultura integrada dos cientistas para a indústria.

Como podemos observar, existem vários relatos bem sucedidos da utilização de macroalgas e moluscos bivalves como biofiltros na aquicultura de peixes e camarões. Alguns trabalhos já mostram uma preocupação em aplicar, na prática, estes estudos transferindo a tecnologia do laboratório para o campo e, neste caso, alguns problemas de sazonalidade têm sido relatados, principalmente em regiões que possuem invernos rigorosos, limitando o desenvolvimento dos organismos. Como no nordeste do Brasil, a temperatura não é fator limitante para o desenvolvimento de organismos aquáticos, a aquicultura integrada surge como uma alternativa real para minimizar os impactos ambientais provenientes da aquicultura intensiva. Desta forma, torna-se importante a realização de experimentos utilizando macroalgas e ostras de nossa região integradas a cultivo de peixes ou camarões e testar a capacidade bioremediadora desses organismos.

O objetivo desse trabalho foi utilizar, em escala laboratorial, a aquicultura integrada com sedimentação, ostras do mangue da espécie *Crassostrea rhyzophorae* e a macroalga *Gracilaria caudata* para melhorar a qualidade da água proveniente de um cultivo de tilápias do Nilo, *Oreochromis niloticus*, variedade Chitralada aclimatadas à água salgada.

2. Material e Métodos

2.1. Aclimação das tilápias (*O. niloticus*) à água salgada.

Para realização do experimento, tilápias foram aclimatadas na água do mar, em aquários de 50 L com volume útil de 30 L numa densidade de 0,2 peixes/L. Um total de 18 alevinos, com peso médio de 6,0 g, foram obtidos junto à Estação de Piscicultura do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará e distribuídos aleatoriamente em três aquários com aeração constante, na proporção de 6 peixes por aquário. A cada 24 h, a salinidade da água foi aumentada em 5 ‰ através da adição de água salgada, até alcançar uma salinidade de 30 ‰ o que ocorreu após 6 dias de aclimação. Durante o período de aclimação e no restante do experimento, os peixes foram alimentados, *ad libitum*, com ração comercial contendo 35% de proteína bruta.



Figura 1 – Aquário de aclimação e cultivo da Tilápia (*Oreochomis niloticus*) em água salgada.



Figura 2 – Tanque de homogeneização das águas dos efluentes.

2.2. Ostras do mangue

As ostras utilizadas neste trabalho foram oriundas da praia de Sabiaguaba, município de Aquiraz, distante cerca de 36 km de Fortaleza. Um total de 120 ostras do

mangue, *Crassostrea rhizophorae*, com peso médio de 14,5 g, foram distribuídas aleatoriamente em três aquários com aeração constante, contendo 30 litros de água com salinidade de 30 ‰, na densidade 1,3 ostras/L, sendo dispostas numa tela plástica de 1,5 mm de malha para evitar o contato direto dos bivalves com o fundo dos tanques, o que poderia causar danos à saúde dos mesmos.



Figura 3 – Aquário de cultivo de ostras *Crassostrea rhizophorae*.

2.3. Algas marinhas

Algas marinhas vermelhas da espécie *Gracilaria caudata* foram coletadas manualmente, em maré baixa, na praia do Pacheco, município de Caucaia, situada a 21 km de Fortaleza. As algas foram devidamente acondicionadas em caixas térmicas e imediatamente transportadas até o laboratório, sendo realizada uma seleção dos melhores exemplares para a utilização no experimento. As algas marinhas foram distribuídas aleatoriamente em três aquários com aeração constante, contendo 30 L de água salgada com

salinidade de 30 ‰, na densidade de 23,3 g de algas/L. Estes aquários receberam iluminação adicional, com iluminância de aproximadamente 1.760 lux fornecida por duas lâmpadas fluorescentes de 40 W a uma distancia de 40 cm do espelho da água e fotoperíodo de 12 h de claro e 12 h de escuro.



Figura 4 – Aquário de cultivo da alga marinha *Gracilaria caudata*.

2.4. Sedimentação

Para a etapa de sedimentação, foram também utilizados três aquários contendo 30 L de água na salinidade de 30 ‰. No entanto, esses aquários não receberam nenhuma aeração para permitir a sedimentação das partículas mais pesadas no fundo dos mesmos.



Figura 5 – Aquário de sedimentação.

2.5. Procedimento experimental

Diariamente, a água procedente dos três aquários com tilápias foi homogeneizada em uma caixa de fibra de vidro de 500 L e distribuída nos três aquários de sedimentação, a água dos aquários de sedimentação foi transferida para os três aquários povoados com ostras, a água dos aquários de ostras foi transferida para os três aquários contendo as algas e, finalmente, a água das algas retornou aos aquários dos peixes, permanecendo por mais 24 h até o início de um novo ciclo.

Todo o procedimento foi realizado manualmente começando com a drenagem da água dos aquários das algas, seguida da transferência da água das ostras para as algas, da água de sedimentação para as ostras, da água dos peixes para sedimentação e, finalmente, da água das algas para os peixes.

Após duas semanas de recirculação, analisaram-se, a cada 24 h, os seguintes parâmetros físico-químicos: turbidez, amônia, nitrato, nitrito e fosfato. Assim, no primeiro dia foi analisada a água dos peixes, no segundo a água de sedimentação, no terceiro a água das ostras e no último dia foi analisada a água das algas. Para controle do experimento, utilizou-se um aquário com água dos peixes sem tratamento, durante o mesmo período. A utilização de apenas um aquário para a água não tratada é considerada suficiente baseada na baixa variabilidade dos parâmetros mencionados em uma água submetida apenas a uma forte aeração (JONES et al., 2001).

Durante todo o experimento, a temperatura da sala de cultivo se manteve em 29 ± 2 °C com um fotoperíodo de aproximadamente 12 h de claro e 12 h de escuro. O experimento teve uma duração aproximada de dois meses, sendo realizado entre os dias 10 de agosto e 12 de outubro de 2005. Para melhor compreensão do experimento, um esquema completo é apresentado na Figura.



Figura 6 – Baterias de aquários do sistema integrado.

2.6. Procedimentos analíticos

2.6.1. Salinidade, temperatura e iluminância

A salinidade foi medida com o uso de um refratômetro S/MILL, fabricado pela Atago. Após conferir a calibração do aparelho, uma gota de água foi colocada na superfície de leitura do refratômetro e a quantidade de sal pôde ser quantificada em ‰ (partes por mil). A temperatura foi medida com um termômetro comum de bulbo de mercúrio e a iluminância foi determinada com um luxímetro digital.

2.6.2. Turbidez

A turbidez das amostras, bem como os demais parâmetros a seguir, foi determinada por espectrofotometria. Para a quantificação deste parâmetro foram coletados 25 mL de água de cada aquário e efetuada a leitura em um comprimento de onda de 450 nm, utilizando o método 8237 do protocolo de uso do espectrofotômetro DR 2000, fabricado pela Hach Company. Para tarar a leitura do aparelho, foi utilizado um branco de água destilada. O resultado foi expresso em “unidades de turbidez de formazina” (formazin turbidity unit-FTU), cujo teste detectava entre 0 e 450 FTU.

2.6.3. Amônia (NH₃)

A dosagem da amônia foi feita através do método 8038 do protocolo de uso do espectrofotômetro DR 2000 da Hach Company. Para isso, foram coletados 25 mL de água de cada aquário e a estes foram, inicialmente, adicionadas três gotas de estabilizante mineral, seguido de uma homogeneização da mistura. Posteriormente, foram acrescentadas três gotas do agente dispersante álcool polivinil à cada amostra e estas foram novamente homogeneizadas. Em seguida, 1 mL do reagente de Nessler foi adicionado a cada volume de amostra e estas foram mais uma vez homogeneizadas. Concluída esta etapa, as amostras foram deixadas em repouso por 1 minuto (tempo de reação) e finalmente procedeu-se a leitura da quantidade de NH₃ (limites de detecção entre 0 e 2,50 mg NH₃-N/L), utilizando um comprimento de onda de 425 nm. Finalmente, os valores apresentados em mg NH₃-N/L foram multiplicados por 1,22 (conforme o protocolo), para que os resultados pudessem ser expressos em mg NH₃/L. O “branco” desta determinação foi feito com água destilada, seguido da adição dos mesmos reagentes utilizados para a determinação da amônia nas amostras procedentes dos aquários.

2.6.4. Nitrato (NO₃)

Para a quantificação do nitrato, foram coletadas amostras de 25 mL de água dos aquários. À cada amostra, foi adicionado um pacote do reagente *NitraVer 5 Nitrate* (código: 14034-66, Hach DR 2000), específico para este volume. Após a adição do reagente, as amostras foram agitadas vigorosamente por 1 minuto, seguido de um período de repouso de 5 minutos (tempo de reação). Posteriormente, a quantidade de NO₃ foi determinada usando um comprimento de onda de 500nm conforme o método 8039 do protocolo de utilização do espectrofotômetro DR 2000. O "branco" desta reação foi realizado com água destilada, sendo os limites de detecção do método de 0 a 30,0 mg/L.

2.6.5. Nitrito (NO₂)

A quantidade de nitrito foi determinada através do método 8507 do protocolo de uso do espectrofotômetro DR 2000. Para isso, foram coletados 25 mL de água de cada aquário e, a cada uma delas, foi adicionado um pacote do reagente *NitriVer 3 Nitrite* (código:14065-66, Hach DR 2000). Posteriormente, a solução foi homogeneizada, deixada em repouso por 15 minutos (tempo de reação) e feita a quantificação de NO₂, utilizando um comprimento de onda de 507 nm, com limites de detecção variando entre 0 e 0,300 mg/L. O "branco" desta reação também foi realizado com água destilada.

2.6.6. Fosfato (PO₄)

Na determinação do fosfato foram, inicialmente, coletadas amostras de 25 mL de água de cada aquário e, à cada amostra, foi adicionado um pacote do reagente *PhosVer 3 Phosphate* (código: 2125-99, Hach DR 2000), de acordo com o método 8048 do protocolo de uso do espectrofotômetro DR 2000. Em seguida, as amostras foram submetidas a agitação para homogeneização, deixadas em repouso por 2 minutos (tempo de reação) e, finalmente, foi feita a quantificação do PO₄, utilizando um comprimento de onda de 890 nm. Os limites de detecção deste método variaram de 0 a 2,50 mg/L e o "branco" da reação foi preparado com água destilada.



Figura 7 - Espectrofotômetro DR 2000 .

2.7. Análises estatísticas

As médias obtidas nas determinações de turbidez, amônia, nitratos, nitritos e fosfatos foram submetidas a uma análise de variância com fator único (ANOVA) e posteriormente a um teste t independente para médias. Para todas as análises, um nível de significância de 5% foi considerado relevante.

3. Resultados e Discussão

3.1. Turbidez

Foram observadas diferenças significativas entre as médias de turbidez obtidas em todos os tratamentos, exceto entre os tratamentos com ostras e algas. A turbidez da água não tratada não apresentou diferença significativa dos valores obtidos para a água dos peixes nem para os obtidos na sedimentação, sendo significativamente superior aos valores de turbidez obtidos no tratamento com as ostras e com as algas (Figura 1). A turbidez da água tratada foi reduzida em 53,7% após a etapa de sedimentação. Vários autores relataram a eficiência da sedimentação na redução da

turbidez e sólidos totais em suspensão de efluentes da aquicultura. JONES et al. (2002) reportaram um decréscimo de 87% na turbidez de um efluente de um cultivo de *Penaeus japonicus*, após 24 h de sedimentação. JACKSON et al. (2003) relataram que a utilização de bacias de sedimentação diminuiu em 60% os sólidos em suspensão de um efluente de carcinicultura após 17 horas de tratamento e JONES et al (2001) mostraram que a sedimentação da água por 24 h antes de ser transferida para um cultivo da ostra *Saccostrea commercialis*, foi eficiente em diminuir os sólidos em suspensão em 42,7%. Recentemente, Gurjão (2004) mostrou que a sedimentação foi responsável por uma redução de 30% da turbidez de um efluente de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*.

Após o tratamento da água pelas ostras a turbidez foi reduzida mais ainda, alcançando 85,5%. Estes resultados estão de acordo com os obtidos por JONES et al. (2002) que observaram uma redução de 75% na turbidez de um efluente de carcinicultura, após 24 horas de filtração por ostras. JONES; PRESTON (1999) constataram que as ostras foram bastante eficientes na redução de sólidos em suspensão, variando de 51 a 20% de acordo com a densidade de estocagem dos bivalves. LEFEBVRE et al (2000) relataram a redução de 56% da turbidez de um efluente de cultivo do peixe (*Dicentrarchus labrax*) após a filtração utilizando bivalves (*Crassostrea Gigas*) e Gurjão (2004) reportou uma redução de 73% da turbidez da água após o tratamento de um efluente de carcinicultura com a ostra *Crassostrea rhyzophorae*.

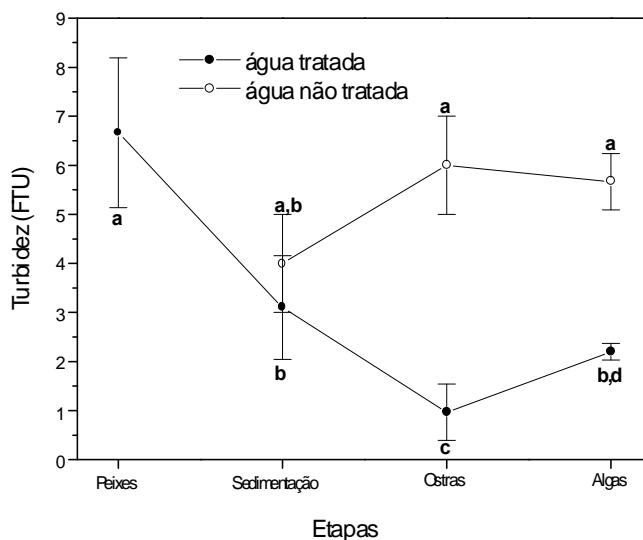


Figura 8 - Valores médios da turbidez da água (FTU) obtida nas várias etapas do experimento. Letras diferentes nas barras de erro indicam diferença significativa ao nível de 5 %.

3.2. Amônia

Foram observadas diferenças significativas entre os valores médios de amônia obtidos em todos os tratamentos, exceto entre os tratamentos com ostras e algas. Os valores médios de amônia para a água não tratada foram significativamente maiores do que os obtidos nos tratamentos com ostras e algas e significativamente menores do que os obtidos durante a etapa de sedimentação e no cultivo dos peixes (Figura 2). A redução dos valores de amônia da água não tratada se deu devido à forte aeração e a ausência de organismos animais. Os valores elevados de amônia no cultivo dos peixes e na etapa de sedimentação foram decorrentes da excreção dos animais e aos restos de ração que, ao serem decompostos, contribuíram para os processos de amonificação (ESTEVES et al., 1998; BOYD, 2000).

Os valores de amônia foram reduzidos em 25,7% após a etapa de sedimentação. Esta redução foi maior ainda quando a água passou pelo tratamento de ostras, alcançando uma redução de 95,6% e atingiu a redução máxima de 97,8% após o tratamento com as algas. A elevada redução nos valores de amônia no tratamento com as ostras foi surpreendente pois, assim como a maioria dos animais, as ostras liberam amônia como excreta nitrogenada (RUPPERT; BARNES, 1996). Desta forma, era de se esperar um ligeiro aumento nos valores de amônia no tratamento com as ostras como evidenciado por JONES et al. (2001) e GURJÃO (2004). Por outro lado, existem relatos de uma redução significativa na concentração de nitrogênio total de efluentes após a filtração por ostras, alcançando até 80%, dependendo da densidade de estocagem dos indivíduos (JONES; PRESTON, 1999). Em outro estudo, foi evidenciada uma redução de 52,4% no teor de nitrogênio total após a filtração de um efluente de carcinicultura por ostras (JONES et al., 2001).

Não foram observadas diferenças significativas entre os teores de amônia nos tratamentos com ostras e algas. Na realidade, a concentração de amônia após o tratamento com as ostras já estava muito baixa, restando muito pouco para ser absorvido pelas macroalgas. As macroalgas podem reduzir em cerca de 97,5% as

concentrações de amônia provenientes de um cultivo de ostras (JONES et al., 2001), No entanto, GURJÃO (2004) relata uma redução de apenas 17,3% após o tratamento de um efluente de ostras pela macroalga *G. caudata*. e uma redução de 80% de amônia usando ostras e macroalgas foi relatada por SHPIGEL et al (2000). SCHUENHOFF et al (2006) relataram que o cultivo da alga marinha vermelha *Asparagopsis armata* em um efluente de cultivo do peixe *Sparus aurata* resultou em uma redução de 50% do teor de amônia.-A grande redução na concentração de amônia pelas ostras também pode ser explicada pelo elevado sequestro da materia orgânica em suspensão, tornando-a indisponível para a geração de amônia.

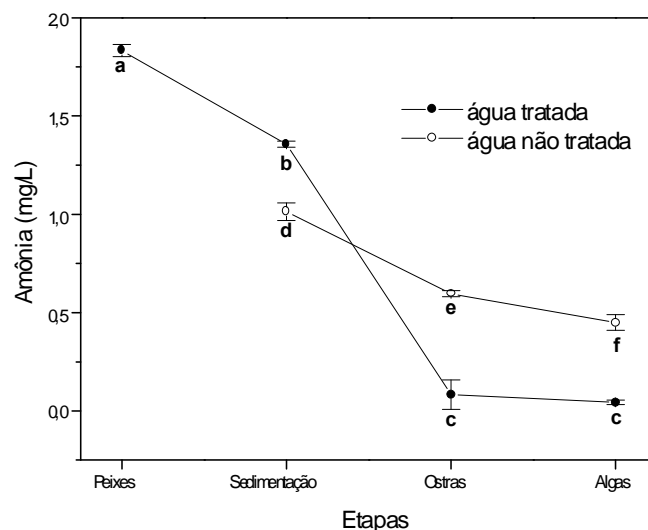


Figura 9 - Valores médios da concentração de amônia da água (FTU) obtida nas várias etapas do experimento. Letras diferentes nas barras de erro indicam diferença significativa ao nível de 5 %.

3.3. Nitratos, nitritos e fosfatos

A tabela 1 mostra os valores médios das concentrações de nitratos, nitritos e fosfatos obtidos para a água tratada e não tratada durante o experimento. Os valores de fosfatos foram significativamente maiores nos aquários de sedimentação, sendo reduzidos em 56,1% após o tratamento com as ostras e em 77,6% após o tratamento com as algas. As macroalgas são capazes de reduzir os compostos fosfatados através da assimilação desses nutrientes (SPHIGEL; NEORI, 1996; NEORI et al., 1998; DEMETROPOULOS; LANGDON, 2004; NEORI et al., 2004). HERNANDEZ et al (2006) mostraram que o cultivo integrado da alga marinha vermelha *Gracilariopsis*

longissima com peixes marinhos funcionou como um um ótimo biofiltro para seqüestrar o fosfato.

Os valores médios das concentrações de nitratos da água tratada nas diferentes etapas do experimento não apresentaram diferenças significativas (Tabela 1). Além disso, os valores médios obtidos foram bastante elevados, alcançando 11,47 mg L⁻¹ no tratamento com as ostras. Por outro lado, os valores se elevaram progressivamente na água não tratada, sendo significativamente superiores após 24 e 48 horas de ausência de tratamento. Com relação à concentração de nitritos, não houve diferença significativa entre os valores obtidos nos aquários dos peixes, na sedimentação e nos aquários com as algas. No entanto, nos aquários com as ostras a concentração de nitritos foi significativamente superior, atingindo 17,23 mg L⁻¹. Após o tratamento com as algas, o teor de nitritos foi reduzido em cerca de 36,6%, sendo significativamente inferior ao obtido no tratamento com as ostras. A água não tratada apresentou valores crescentes no teor de nitritos, atingindo um valor máximo de 13,03 mg L⁻¹ após 48 horas, sendo significativamente superior aos obtidos nos aquários dos peixes, na sedimentação e no tratamento com as algas (Tabela 1).

Tabela 1- Valores médios e desvios (n = 3) das concentrações de nitratos, nitritos e fosfatos presentes nas águas tratadas e não tratadas. Letras diferentes nas colunas indicam diferença significativa ao nível de 5 %.

Etapas	Nitratos (mg L ⁻¹) 1)	Nitritos (mg L ⁻¹) 1)	Fosfatos (mg L ⁻¹) 1)
Peixes	10,70 ± 0,06 a	9,03 ± 0,06 a	0,17 ± 0,02 a
Sedimentação	9,29 ± 0,97 a	7,63 ± 2,16 a	1,07 ± 0,30 b
Água não tratada	9,67 ± 0,21 a	9,35 ± 0,05 a	0,43 ± 0,01 c

Ostras		11,47 ± 1,19 a	17,23 ± 2,11 b	0,47 ± 0,04 c
Àgua tratada	não	12,80 ± 0,53 b	10,23 ± 0,10 c	0,32 ± 0,01 d
Algas		9,96 ± 0,98 a	10,93 ± 1,40 a	0,24 ± 0,01 e
Àgua tratada	não	15,03 ± 0,15 d	13,03 ± 0,13 d	0,70 ± 0,02 f

De uma maneira geral, os valores de nitratos e nitritos foram bastante elevados na água tratada o que denota uma acumulação desses compostos no sistema após duas semanas de recirculação. Como o nitrito é o produto intermediário da transformação da amônia em nitrato (ESTEVEES, 1998; HORNE; GOLDMAN, 1994), estes altos valores de nitritos podem estar relacionados com o processo de nitrificação, já que no tratamento com ostras a amônia foi reduzida em 95,6%. Este acúmulo ocorreu, possivelmente, devido ao não estabelecimento de uma completa comunidade bacteriana, já que a água dos aquários era recirculada a cada 24 horas e o sedimento dos aquários de sedimentação não foi mantido. Para testar essa hipótese, uma das repetições do experimento foi mantida por mais duas semanas, sendo utilizados os mesmos indivíduos e uma nova água. Nesta ocasião, o sedimento do aquário de sedimentação foi mantido, sendo recirculada cerca de 90% da água de cada aquário e os valores de nitratos e nitritos foram novamente avaliados (Tabela 2). Como podemos observar, existe realmente uma tendência ao acúmulo de nitratos e nitritos no sistema. Esta tendência não havia ainda sido reportada em trabalhos de aquicultura integrada. Na realidade, alguns autores utilizaram o sistema integrado por, no máximo, 80 horas não detectando o aumento de nitratos e nitritos (JONES et al., 2001; GURJÃO, 2004). Por outro lado, os autores que utilizaram o sistema por um tempo mais prolongado, dosaram apenas amônia e não nitratos e nitritos (SPHIGEL; NEORI, 1996; NEORI et al., 1998; NEORI et al., 2000). No entanto, após 2 semanas de estabilização o aquário de sedimentação conseguiu reduzir em 55,9% os teores de nitratos provenientes do aquário com os peixes contra 38,9% de redução após a 1ª semana. No caso dos nitritos, esta redução foi mais marcante chegando a 99,6% de redução após 2 semanas de recirculação contra apenas 14,3% de redução na 1ª semana. Desta forma, foram necessárias duas semanas de recirculação e a manutenção do sedimento para o completo estabelecimento da comunidade bacteriana no aquário de sedimentação. A produção de bactérias e cianobactérias, em grande escala, para manipulação em

diversas funções, entre elas a nitrificação dos efluentes enriquecidos com nutrientes produzidos pela aquicultura, têm sido usados com sucesso (BENDE et al., 2004).

Tabela 2- Valores médios e desvios (n = 3) da concentração de nitratos e nitritos em todas as etapas do experimento.

Etapas	Nitratos (mg L ⁻¹)		Nitritos (mg L ⁻¹)	
	1ª semana	2ª semana	1ª semana	2ª semana
Peixes	7,2 ± 0,06	11,1 ± 0,15	1,26 ± 0,04	6,04 ± 0,02
Sedimentação	4,4 ± 0,05	4,9 ± 0,06	1,08 ± 0,04	0,025 ± 0,001
Ostras	4,7 ± 0,06	11,1 ± 0,30	1,90 ± 0,08	12,9 ± 0,06
Algas	4,3 ± 0,06	7,8 ± 0,10	0,79 ± 0,02	9,4 ± 0,02

Os valores elevados de nitratos e nitritos observados neste trabalho não devem ser tomados como uma desvantagem do sistema integrado, pois o estabelecimento de comunidades bacterianas completas em laboratório a partir apenas de restos de ração e fezes de peixes é mais difícil e demorada do que normalmente ocorre no meio ambiente, onde temos uma grande camada de sedimento colonizada por um grande número de bactérias. Assim, a utilização de ostras como biofiltros em experimentos no campo deverá ser bem mais efetiva do que os experimentos em laboratório.

Desta forma, após analisarmos os resultados deste experimento, constatou-se que o sistema integrado utilizando peixes, sedimentação, ostras, e macroalgas funcionou de maneira satisfatória, mantendo os parâmetros físico-químicos da água em níveis desejáveis e pode vir a ser utilizado como mais uma ferramenta para a mitigação dos impactos ambientais da aquicultura intensiva.

4.CONCLUSÃO

O sistema integrado de aquicultura utilizando peixes, sedimentação, ostras e macroalgas foi bastante eficaz na redução da turbidez e das concentrações de amônia e fosfatos da água de reúso. No entanto, a transferência seqüencial da água no sistema acumulou altos níveis de nitritos e nitratos. Este acúmulo teve como origem o

tratamento com as ostras, onde esses compostos apresentaram os níveis mais elevados. Após a estabilização do aquário de sedimentação, entre as ostras e as macroalgas, os níveis altos de nitritos e nitratos foram significativamente reduzidos. A manutenção de níveis baixos de nitritos e nitratos neste experimento só é possível recirculando a água do tratamento de ostras para um aquário de sedimentação e, só depois, transferindo a água para o tratamento de algas e, finalmente, para o cultivo de peixes.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for examination of water and wastewater 19^a ed. Washington, 953p, 1989.

ANGELL, C. L. *The biology and culture of tropical oysters*. ICLARM, Manila. 1986.

BACHÈRE, E; DESTOUMIEUX, D; BULET, P. Penaeidins antimicrobial peptides of shrimp: a comparison with other effectors of innate immunity. *Aquaculture*, v.191, p. 71-88, 2000.

BOLD, H. C.; WYNNE, M. J. Introduction to the algae: structure and reproduction. 2 ed. New Jersey: Prentice-Hall, 720 p, 1985.

BRIGGS, M. R. P. & FUNGE-SMITH, S. J. Macroalgae in aquaculture: an overview and their possible roles in shrimp culture. In *Proceedings of the Conference on Marine Biotechnology in the Asia Pacific Region*. Bangkok, Thailand, 16-20 November 1993. p. 45-53, 1993.

CAMPA-CÓRDOVA, A.I., Hernández-Saavedra, N.Y., De Philippis, R., Ascencio, F., Generation of superoxide anion and SOD activity in haemocytes and muscle of american White shrimp (*Litopenaeus vannamei*) as a response to β -glucan and sulfated polysaccharide. *Fish & Shellfish Immunology* 12: 353-366, 2002.

CHIEN, Y. H. & TSAI, W. S. Integrated pond culture: a type of spatially sequential polyculture. *Journal of the World Mariculture Society* 16, 429-436, 1985.

CHUNTAPA, B., POWTONGSOOK, S., Menasveta, P. Water quality control using *Spirulina platensis* in shrimp culture tanks. *Aquaculture* 220 355–366, 2003.

CHIEN, Y. H. & LIAO, I. C. Integrated approach to shrimp growout system design. In *Swimming through troubled waters, Proceedings of the special session on shrimp farming, Aquaculture '95*. (Browdy, C. L. & Hopkins, J. S., eds). World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, U.S.A. p. 167-182, 1995.

DAVIS, C. C. The marine and freshwater plankton. Michigan: Michigan State University Press, 562p, 1955.

D'ELIA, C.; DEBOER, J. Nutritional studies of two red algae. II. Kinetics of ammonia and nitrate uptake. *Journal of Phycology* 14, 266-272, 1978.

DJANGMAH, J.S., SHUMWAY, S.E.; DAVENPORT, J. Effects of fluctuating salinity on the behaviour of the West African blood clam *Anadara senilis* and on the osmotic pressure and ionic concentrations of the haemolymph. *Marine Biology*. 50, 209-213. 1979.

ENG, C. T., PAW, J. N. & GUARIN, F. Y. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin* 20, 335-343, 1989.

FARIAS, W.R.L. Estrutura e atividades anticoagulante e antitrombótica de galactanas sulfatadas da alga vermelha *Botryocladia occidentalis*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brazil, 2000.

FARIAS, W.R.L., VALENTE, A.P., PEREIRA, M.S., MOURÃO, P.A.S. Structure and anticoagulant activity of sulfated galactans: Isolation of a unique sulfated galactan from the red algae *Botryocladia occidentalis* and comparison of its anticoagulant action with that of sulfated galactans from invertebrates. *J. Biol. Chem.* 275 (38): 29299-29307, 2000.

FARIAS, W.R.L., NAZARETH, R.A, MOURAO P.A.S. Dual effects of sulfated D-galactans from the red algae *Botryocladia occidentalis* preventing thrombosis and inducing platelet aggregation. *Thromb. Haemostasis* 86 (6): 1540-1546, 2001.

FARIAS, W.R.L., REBOUÇAS, H.J., TORRES, V.M., RODRIGUES, J.A.G., PONTES, G.C., SILVA, F.H. O., SAMPAIO, A.H. Enhancement of growth in tilapia fingerlings (*Oreochromis niloticus*) by sulfated D-galactans extracted from marine algae. (Submetido à revista *Scientia Agricola*), 2003.

FUNGE-SMITH, S. J.; BRIGGS, M. R. P. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. *Aquaculture* 164, 117-133, 1998.

GESTEIRA, T. C. V., NUNES, A. J. P., MIRANDA, P. T. C. Expansão da carcinocultura marinha no estado do Ceará. In: XII Congresso Brasileiro de

Engenharia de Pesca (CONBEP), 209, , Anais eletrônicos do XII Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca (CONBEP), Foz do Iguaçu. 1 CD, 2002.

GURJÃO, L. M., TAJRA, A. A. A expansão da carcinocultura no Ceará e o desenvolvimento sustentável. *Ciência Agrônômica*. Aceito para publicação. 2003.

GURJÃO, L. M., LOPES, D. P., TAJRA, A. A. Os efluentes da carcinocultura e o potencial degradante sobre os estuários do Ceará. *Ciência Agrônômica*. Aceito para publicação. 2003.

HAINES, K. C. Growth of the carrageenin-producing tropical red seaweed *Hypnea musciformis* in surface water, 870 m deep water, effluent from a clam mariculture system, and in deep water enriched with artificial fertilisers or domestic sewage. In *Proc. 10th European Symposium on Marine Biology (Ostend, Belgium)* (Persoone, G. & Jaspers, E., eds). Universa Press, Wetteren. p. 207-220, 1975.

HAINES, K. C.; WHEELER, P. A. Ammonium and nitrate uptake by the marine macrophytes *Hypnea musciformis* (Rhodophyta) and *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta). *Journal of Phycology* 14, 319-324, 1978.

HANISAK, M. D.; HARLIN, M. M. Uptake of inorganic nitrogen by *Codium fragile* subsp. *tomentosoides* (Chlorophyta). *Journal of Phycology* 14, 450-454, 1978.

HIRAHASHI, T., MATSUMOTO, M., HAZEKI, K., SAEKI, Y., UI, M., SEYA, T., Activation of the human innate immune system by *Spirulina*: augmentation of interferon production and NK cytotoxicity by oral administration of hot water extract of *Spirulina platensis*. *International Immunopharmacology* 2: 423-434, 2002.

HOPKINS, J. S., HAMILTON II, R. D., SANDIFER, P. A. & BROWDY, C. L.. The production of bivalve mollusks in intensive shrimp ponds and their effect on shrimp production and water quality. *World Aquaculture* 24, 74-77, 1993.

HOPKINS, J. S., SANDIFER, P. A. & BROWDY, C. L. A review of water management

regimes which abate the environmental impacts of shrimp farming. In *World Aquaculture Society* (Browdy, C. L. & Hopkins, J. S., eds). World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, U.S.A. p. 157-166, 1995.

HARLIN, M. M. Nitrate uptake by *Enteromorpha* spp. (Chlorophyceae): Applications to aquaculture systems. *Aquaculture* 15, 373-376, 1978.

JACKSON, C. J. PRESTON, N., BURFORD M. A., Thompson, P. J. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture* 226; 23-34, 2003.

JAKOB, G. S., PRUDER, G. D.; WANG, J. K. Growth trial with the American oyster *Crassostrea virginica* using shrimp pond water as feed. *Journal of the World Aquaculture Society* 24, 344-351. 1993.

JIN, Q.; DONG, S. Comparative studies on the allelopathic effects of two different strains of *Ulva pertusa* on *Heterosigma akashiwo* and *Alexandrium tamarense*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 293 41- 55, 2003.

JOLY, A. B. Gêneros de algas de água doce da cidade de São Paulo e arredores. São Paulo: Irmãos Andriolle S.^a 186p, 1963.

JONES, A. B. Environmental Management of Aquaculture Effluent: Development of Biological Indicators and Biological Filters. A Thesis submitted by Adrian B. Jones B.Sc. (Hons) The University of Queensland, Australia to the Department of Botany The University of Queensland, Australia, 238pp, 1999.

JONES, A. B., DENNISON, W. C, PERSTON, N. P. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, n. 193, p. 155-178, 2001.

JONES, A. B., PERSTON, N. P., DENNISON, W. C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture Research*, n. 33, p. 1-19, 2002.

JONES, A. B. & PRESTON, N. P. Oyster filtration of shrimp farm effluent, the effects on water quality. *Aquaculture Research* 30, 51-57, 1999.

JØRGENSEN, G. B. *Biology of suspension feeding*. Pergammon Press, New York. 357 pp. 1966.

LAM, C. Y.; WANG, J. K. Grow-out trial of *Crassostrea virginica* in a tank fed shrimp pond water in Hawaii. In *1989 Annual Meeting of the World Aquaculture Society*, Los Angeles, CA. p. 34. 1989.

LIN, C. K., RUAMTHAVEESUB, P. & WANUCHSOONTORN, P. Integrated culture of the green mussel (*Perna viridis*) in wastewater from an intensive shrimp pond: concept and practice. *World Aquaculture* 24, 68-73, 1993.

LOOSANOFF, V. L.; TOMMERS, F. D. Effect of suspended silt and other substances on rate of feeding of oysters. *Science* 107, 69-70. 1948.

MACKAY, K. T.; LODGE, B. Ecological aquaculture, new approaches to aquaculture in North America. *Journal of the World Mariculture Society* 14, 704-713, 1983.

MAMEDE, P., VIANA, C. MADEIRA, R. Pesca e pescadores do Ceará. Universidade Pública. Editora da Universidade Federal do Ceará, n. 9, Dez. 2001/Jan. 2002. p. 12-23. 2002.

MANN, R.; RYTHER, J. H. Growth of six species of bivalve molluscs in a waste recycling-aquaculture system. *Aquaculture* 11, 231-245, 1977.

NEORI, A. RAGG, N. L.C., SHPIGEL, M. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen partitioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. *Aquacultural Engineering* 17 215–239, 1998.

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. Seaweed biofilters as regulators of water quality in integrated fish-seaweed culture units. *Aquaculture* 141, 183-199, 1996.

NEORI, A., SHPIGEL, M., BEN-EZRA, D. A sustainable integrated system for culture of fish, seaweed and abalone. *Aquaculture* 186, 279–291, 2000.

O'CONNOR, B. D. S., COSTELLOE, B. F., KEEGAN, B. F. & RHOADS, D. C. The use of REMOTS@ technology in monitoring coastal enrichment resulting from mariculture. *Marine Pollution Bulletin* 20, 384-390, 1989.

OSTRENSKY, A., BORGHETTI, J. R., PEDINI, M. Situação atual da aqüicultura brasileira e mundial. In: VALENTI, W. C. *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. 1. ed. CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília, cap. 12, p. 353-382, 2000.

PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVÁN, S. R., RUIZ-FERNANDEZ, A. C. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine pollution bulletin*. v. 36, n. 5, p. 65-75, 1998.

PÁEZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVÁN, S. R., RUIZ-FERNANDEZ, A. C. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. v. 38, n. 7, p. 585-592, 1999.

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

PEREIRA, J. A., SILVA, A. L. N., CORREIA, E. S. Situação atual da aqüicultura na região nordeste.. In: **VALENTI, W. C.** Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável. 1. ed. CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília. cap. 8, p. 267-288, 2000.

PHILLIPS, M. J., LIN, C. K. & BEVERIDGE, M. C. M. Shrimp culture and the environment -lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. In *ICLARM Conference Proceedings* (Pullin, R. S. V., Rosenthal, H. & Maclean, J. L., eds), p. 171-197, 1993.

PORRELLO, S., LENZI, M., TOMASSETTI, P., PERSIA, E., FINOIA, M. G., MERCATALI, I. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system II. Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. *Aquaculture* 219 531–544, 2003.

PRAKASH, A. Environmental implications of coastal aquaculture. *Bulletin of the Aquacultural Association of Canada* September, 109-111,1989.

PRESCOTT, G. W. The freshwater algae. Dubuque: Wm C. Brown Company Publishers, 348p, 1970.

PRIMAVERA, J. H. Environmental and socioeconomic effects of shrimp farming: the Philippine experience. *Infofish International* 1, 44-49, 1994.

QIAN, P.-Y., WU, C. Y., WU, M.; XIE, Y. K. Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster *Pinctada martensi*. *Aquaculture* 147, 21-35. 1996.

RIVERA, P. R. Diatomeas de agua dulce de concepcion e alrededores (Chile). [s.l.]: Universidad de Concepcion, n28, 11p, 1974.

ROCHA, I. P., RODRIGUES, J. A carcinocultura brasileira em 2002. Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), ano 5, n.1, p. 30-45, 2003.

ROELS, O. A., HAINES, K. C. & SUNDERLIN, J. B. The potential yield of artificial upwelling mariculture. In *Proc. 10th European Symposium on Marine Biology* (Persoone, G. & Jaspers, E., eds). Universa Press, Wetteren, Ostend, Belgium, p. 385-394, 1976.

RUBEL; HAGER, Inc., 4400 E. Broadway, Tuscon, AR. 15 pp. 1979.

RYTHER, J. H., GOLDMAN, J. C., GIFFORD, C. E., HUGUENIN, J. E., WING, A. S., CLARNER, J. P., WILLIAMS, L. D. & LAPOINTE, B. E. Physical models of integrated waste recycling- marine polyculture systems. *Aquaculture* 5, 163 - 177. 1975.

SANDIFER, P. A., HOPKINS, J. S. Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. *Aquacultural Engineering*, v. 15, n. 1, p. 41-52, 1996.

SMITH, G. M. The freshwater algae of the United States. 2^a ed. New York: MacGraw-Hill Book Company, 717p, 1950.

SMITH, G. M. Botânica Criptogâmica: Algas e fungos. 2^a ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, v. 2, 527p, 1955.

LEFEBVRE, S., BARILLE, L., CLERC, M. Pacific oyster *Crassostrea gigas* feeding responses to a fish-farm effluent. *Aquaculture* 187 185–198, 2000.

SCHUENHOFF, A., SHPIGEL, M., LUPATSCH, I., ASHKENAZI, A., MSUYA, F. E., NEORI, A. A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture* 221 167–181, 2003.

SHPIGEL, M., NEORI, A., POPPER, D. M. & GORDIN, H. A proposed model for environmentally clean" land-based culture of fish, bivalves and seaweeds. *Aquaculture* 117, 115-128, 1993b.

TENORE, K. R.; DUNSTAN, W. M. Comparison of feeding and biodeposition of three bivalves at different food levels. *Marine Biology* 21, 190-195. 1973.

TETZLAFF, B. L. & HEIDINGER, R. C. *Basic principles of biofiltration and system design*. Illinois Aquaculture Resource/Research Center, Southern Illinois University, Carbondale. 127 pp, 1990.

TROELL, M., HALLING, C., NEORI, A., CHOPIN, T., BUSCHMANN, A.H., KAUTSKY, N., YARISH, C. Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture* IN PRESS, 2003.

VIEIRA, G. H. F. Toxinas de dinoflagelados marinhos. *Arquivo de Ciências do Mar*, v. 25, p. 87-106, 1986.

WANG, J. K.; JAKOB, G. S. Pond design and water management strategy for an integrated oyster and shrimp production system. *Aquaculture systems engineering*. In *Proceedings of the World Aquaculture Society and the American Society of Agricultural engineers, Jointly Sponsored Session*. San Juan, Puerto Rico, p. 70-81. 1991.

WANG, J. K. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquaculture Engineering* 9, 61-73. 1990.

WALNE, P. R. The influence of current speed, body size and water temperature on the filtration rate of five species of bivalves. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 52, 345-374. 1972.

WESTON, D. P. The effects of aquaculture on indigenous biota. In *Aquaculture and Water Quality. Advances in World Aquaculture Vol. 3* (Brune, D. E. & Tomasso, J. R., eds), Baton Rouge, Louisiana, p. 534-567, 1991.

ZIEMANN, D. A., WALSH, W. A., SAPHORE, E. G.; FULTON-BENNET, K. A
survey of water quality characteristics of effluent from Hawaiian aquaculture facilities.
Journal of the World Aquaculture Society 23, 180-191, 1992.
