



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**



**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E INORGÂNICA DE EFLUENTES
DA CARCINICULTURA MARINHA UTILIZANDO PROCESSOS INTEGRADOS:
SEDIMENTAÇÃO, FILTRAÇÃO POR MOLUSCOS BIVALVES E
ABSORÇÃO POR MACROALGAS**

ROBERTO OMAR RAMOS DÍAZ

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientadora : Prof^ª. Rejane H. Ribeiro da Costa, Dra.
Co-Orientador: Prof. Luis A. Vinatea Arana, Dr

**FLORIANÓPOLIS
2007**

TERMO DE APROVAÇÃO

**“Remoção de Matéria Orgânica e Inorgânica de Efluentes da Carcinicultura Marinha
Utilizando processos integrados: Sedimentação, Filtração por Moluscos Bivalves e Absorção por
Macroalgas”.**

Roberto Omar Ramos Diaz

A Tese foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

DOUTOR(A) EM ENGENHARIA AMBIENTAL
na Área de concentração em Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. William Gerson Matias, Dr.

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.


Prof.^a Yocie Yonshigue Valentin, Dr.^a


Prof. Alfredo Oliveira Gálvez, Dr.

Prof. Luis Alejandro Vinatea Arana, Dr.
(Co-orientador)

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Coordenador)

Prof.^a Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.^a
(Orientadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
FEVEREIRO/2007

Dedico este trabalho com muito amor a:

Deus.

Minha querida tia Sara González Díaz (**In memoriam**).
Esposa Carolina, filho Matías, minha mãe, irmãos e
sobrinhos por estarem sempre no centro da minha
vida.

AGRADECIMENTOS.

A Deus por sua eterna companhia, proteção e bençãos.

A professora Dra. Rejane Helena Ribeiro da Costa pelo apoio, amizade, confiança e rigorosidade científica durante o desenvolvimento do longo trabalho de formação acadêmica.

Ao professor Dr. Luis Alejandro Vinatea Arana, amigo e co-orientador, pelo apoio, incentivo ao trabalho, e especialmente a sua amizade incondicional.

Ao projeto ANT 0160 Mecesup - Chile pela concessão da bolsa de estudos de doutorado.

Ao CNPq Projeto de Pesquisa CT - Agro 504277 / 2003-0 que permitiu financiar a pesquisa da tese.

À Universidad de Antofagasta - Chile, pelo apoio em esta aventura de incrementar o acervo de conhecimentos em prol da formação dos alunos da nossa universidade.

À Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, por ter me permitido novamente ser parte de sua historia, tradição e prestígio acadêmico.

A ajudante de pesquisa, aluna de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Srta. Julia Santos Silva pela boa disposição e capacidade na realização das análises durante a pesquisa.

Aos Professores Dr. Edeimar Roberto Andreatta, Dr. Elpidio Beltrame, Dr. Walter Seiffert, Dr. Roberto Bianchini Derner, Mestre Rodrigo Schweitzer e todo o pessoal do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) da Barra da Lagoa, UFSC pelas facilidades outorgadas para realizar a pesquisa.

Ao Professor Dr. Jaime Fernando Ferreira e pessoal do Laboratório de Moluscos Marinhos (LMM) pelo apoio e facilidades outorgadas durante a pesquisa.

Aos Professores da pós-graduação do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, especialmente ao Dr. Flavio Rubens Lapolli, Dr. Paulo Belli Filho e Dra. Heike Hoffmann pelos conhecimentos entregados em aulas. Também meus agradecimentos para Mauricio Pereira Paiva, Secretário do PPGEA pelas facilidades outorgadas.

Aos meus colegas do Departamento de Aqüicultura, Faculdade de Recursos do Mar, Universidade de Antofagasta - Chile pelo apoio durante minha permanência no doutorado no Brasil.

A Mestre Paulo Manso e Doutor Lamartine Richard pelo apoio, sugestões e amizade que cultivamos durante a minha passagem pelo Laboratório de Camarões Marinhos da UFSC.

À família Vinatea - Barberena pela grande amizade cultivada durante toda nossa permanência em Florianópolis.

À Elizabeth Alves de Moura e família pela grande amizade e sempre valorizada colaboração nos momentos difíceis.

À família Alvarez – Méndez pelo apoio e grande amizade cultivada no dia a dia durante quase uma vida de vivências comuns.

Minha gratidão à gente da linda e mágica cidade de Florianópolis-SC pelo carinho e trato acolhedor recebido juntamente com a minha família.

SUMÁRIO	PÁGINAS
1. <u>INTRODUÇÃO</u>	1
1.1. Hipóteses	7
1.2. Objetivo Geral	8
1.3. Objetivos Específicos	8
2. <u>REVISÃO DE LITERATURA</u>	9
2.1. Panorama da Aqüicultura Mundial	9
2.2. Situação Atual da Carcinicultura	11
2.2.1. Carcinicultura Brasileira	11
2.2.2. Carcinicultura em Santa Catarina	13
2.3. A Problemática da Carcinicultura Marinha	14
2.3.1. Caracterização dos Efluentes da Carcinicultura	18
2.3.2. Impactos dos Efluentes da Carcinicultura	18
2.4. Remoção de Sólidos Suspensos e Nutrientes	24
2.5. Aspectos Bioecológicos das Espécies Seleccionadas	26
2.5.1. Moluscos Filtradores	26
2.5.1.1. Aspectos Bioecológicos da Ostra do Mangue <i>Crassostrea rhizophorae</i>	27
2.5.1.2. Aspectos Bioecológicos da Ostra do Pacífico <i>Crassostrea gigas</i>	28
2.5.2. Macroalgas Marinhas	30
2.5.2.1. Aspectos Bioecológicos de Macroalga Clorofícea <i>Ulva fasciata</i>	31
2.5.2.2. Fatores de Crescimento da Macroalga <i>Ulva fasciata</i>	32
2.5.2.3. Aspectos Bioecológicos de Macroalga Rodofícea <i>Hypnea musciformis</i>	33
2.5.2.4. Fatores de Crescimento da macroalga <i>Hypnea musciformis</i>	33
2.5.3. Necessidades de Nutrientes das Macroalgas	35
2.5.3.1. Fatores que Afetam a Absorção de Nutrientes nas Macroalgas	35
a) Fatores Físicos	35
b) Fatores Químicos	37
c) Fatores Biológicos	37
3. <u>MATERIAIS E MÉTODOS.</u>	39
3.1. Local e Período de Estudo	39
3.2. Material Biológico	40
3.3. Primeira Etapa Experimental	43
3.3.1. Efluente Estudado	43
3.3.2. Unidades Experimentais	46
3.4. Segunda Etapa Experimental	47
3.4.1. Unidades Experimentais	50

3.5. Terceira Etapa Experimental	51
3.6. Síntese dos Experimentos	52
3.7. Rotina Experimental	53
3.8. Procedimentos Analíticos	53
3.8.1. Determinação de Oxigênio Dissolvido, Temperatura, Salinidade, pH e Turbidez	53
3.8.2. Determinação de Ortofosfato, Amônia, Nitrito e Nitrato	53
3.8.3. Determinação de Clorofila <i>a</i>	54
3.8.4. Determinação de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	54
3.8.5. Determinação de Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Voláteis Totais	55
3.8.6. Determinação de Bactérias Totais	55
3.9. Procedimentos Estatísticos	55
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
4.1. Primeira Etapa Experimental	56
4.1.1. Caracterização do Efluente	56
4.1.2. Teste 1. (1200 g ostra/15L efluente)	58
4.1.3. Teste 2 (600 g ostra/15L efluente)	64
4.1.4. Conclusões da Primeira Etapa Experimental	69
4.2. Segunda Etapa Experimental	71
4.2.1. Caracterização do Efluente	71
4.2.2. Teste 1: Sedimentação e Absorção por <i>Ulva fasciata</i> (250 g /15 L efluente)	72
4.2.3. Teste 2: Sedimentação e Absorção por <i>Ulva fasciata</i> (125, 250 e 500 g inóculo /15 L efluente)	77
4.2.4. Teste 3: Sedimentação e Absorção por <i>Hypnea musciformis</i> (250 g /15 L efluente)	81
4.2.5. Teste 4: Sedimentação e Absorção por <i>Hypnea musciformis</i> (125, 250 e 500 g inóculo / 15 L efluente)	85
4.2.6. Conclusões da Segunda Etapa Experimental	88
4.3. Terceira Etapa Experimental	90
4.3.1. Conclusões da Terceira Etapa Experimental	98
5. CONCLUSÕES	99
6. RECOMENDAÇÕES	102
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
8. APÊNDICE	113
8.1. Pesos médios (g) ostras japonesa <i>C. gigas</i> e ostra do mangue <i>C. rhizophorae</i> na Primeira Etapa Experimental	113
8.2. Pesos médios (g) da ostra <i>C. rhizophorae</i> na Terceira Etapa Experimental	115

9. ANEXOS	116
9.1. Normas Legais Ambientais que Regulamentam a Aqüicultura	116
9.1.1. Leis Federais	116
9.1.2. Decretos Federais	117
9.1.3. Decretos Leis	118
9.1.4. Portarias	118
9.1.5. Instruções Normativas	118
9.1.6. Resoluções	119

LISTA DE FIGURAS

PÁGINAS

INTRODUÇÃO.

Figura 1.1. Evolução dos indicadores de crescimento da carcinicultura marinha no Brasil, a partir da introdução de *Litopenaeus vannamei*. O valor da produção para o ano 2007 é uma projeção da ABCC. 2

Figura 1.2. Evolução da carcinicultura marinha no Estado de Santa Catarina após a introdução da espécie exótica *Litopenaeus vannamei*. 3

Figura 2.2. Fazenda Borges de cultivo de camarão marinho, localizada no Município de Paranaguá, litoral de Paraná, Brasil. 12

Figura 2.3. Evolução do desempenho da carcinicultura marinha de Santa Catarina entre os anos 2002 e primeiro semestre do 2005. 14

Figura 2.4. Evolução das expectativas de produção do camarão de acordo com os diferentes níveis de qualidade ambiental. 16

Figura 2.5. Ciclo de produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* assinalando as etapas do ciclo de produção onde se geram efluentes. 20

Figura 2.6. Balanço do Nitrogênio em tanques de cultivo semi-intensivo de camarões marinhos no México. 21

Figura 2.7. Balanço do Fósforo em tanques de cultivo semi-intensivo de camarões marinhos no México. 21

Figura 2.8. Ostreicultor manipulando sistema de cultivo conhecido como "lanterna" o qual contem no seu interior as ostras em crescimento. À direita da foto (em azul) se observa as estruturas flutuante "espinhel ou long line". 29

MATERIAIS E MÉTODOS.

Figura 3.1. Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) localizado nas margens da Lagoa da Conceição, Florianópolis - Santa Catarina, Brasil. 39

Figura 3.2. Exemplar de ostra adulta de *C. gigas* empregada no processo de filtração 40

Figura 3.3. Exemplar de ostra adulta de <i>C. rhizophorae</i> empregada no processo de filtração	41
Figura 3.4. Praia Enseada de Armação do Itapocoroy (26° 47' S - 48° 37' W) Penha – Santa Catarina Brasil, localidade da coleta das macroalgas utilizadas nos experimentos	41
Figura 3.5. Macroalga <i>Hypnea musciformis</i> utilizada nos testes de absorção de nutrientes	42
Figura 3.6. Macroalga <i>Ulva fasciata</i> utilizada nos testes de absorção de nutrientes	42
Figura 3.7. Camarão branco <i>Litopenaeus vannamei</i> despescado na fazenda Yakult após 110 dias de cultivo.	43
Figura 3.8. Fazenda Yakult localizada no Município de Barra do Sul, norte do estado de Santa Catarina.	44
Figura 3.9. Corte transversal do “sistema monge” de drenagem, mostrando o ponto de coleta de efluente. As setas indicam a direção do fluxo da água até o canal de drenagem da fazenda.	45
Figura 3.10. Disposição dos tanques para os tratamentos de sedimentação e filtração pela ostra <i>Crassostrea rhizophorae</i> e <i>Crassostrea gigas</i> .	46
Figura 3.11. Disposição interna das ostras nos tanques durante o processo de filtração	47
Figura 3.12. Exemplares do camarão marinho <i>Litopenaeus vannamei</i> com vírus da “mancha branca”	48
Figura 3.13. Tanques de acondicionamento de reprodutores do camarão <i>L. vannamei</i> em sistema fechado com biofilmes suspensos.	49
Figura 3.14. Tanques de experimentação utilizados para o processo de absorção de macroalgas <i>Ulva fasciata</i> e <i>Hypnea musciformis</i> .	50
Figura 3.15 Tanques empregados na integração dos processos de sedimentação, filtração e absorção.	51
Figura 3.16 Síntese dos experimentos executados durante as três etapas experimentais.	52

RESULTADOS E DISCUSSÃO.

PRIMEIRA ETAPA EXPERIMENTAL.

Teste 1.

Figura 4.1. Eficiência de remoção no processo de sedimentação em relação ao efluente bruto nos diferentes tempos avaliados. 59

Figura 4.2. Eficiência de remoção final em relação ao efluente bruto da fazenda no processo de filtração com *Crassostrea gigas* nos três tempos avaliados. 61

Figura 4.3. Eficiência de remoção final em relação ao efluente bruto da fazenda no processo de filtração com *Crassostrea rhizophorae* nos diferentes tempos avaliados. 62

Figura 4.4. Comparação da eficiência de remoção para *Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas* nos processos integrados de sedimentação e filtração em relação ao efluente bruto da fazenda nos diferentes tempos avaliados. 63

Teste 2.

Figura 4.5. Eficiência de remoção no processo de sedimentação em relação ao efluente bruto, nos diferentes tempos avaliados. 65

Figura 4.6. Eficiência de remoção no processo de filtração com *Crassostrea rhizophorae*, em relação ao efluente bruto da fazenda, nos diferentes tempos avaliados. 68

Figura 4.7. Eficiência de remoção no tratamento de filtração com *Crassostrea gigas*, em relação ao efluente bruto da fazenda, nos três tempos avaliados. 68

Figura 4.8. Eficiência de remoção com tratamentos integrados de sedimentação e filtração em relação ao efluente bruto da fazenda para *Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas* nos diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente. 69

SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL.

Teste 1.

Figura 4.9. Eficiência de remoção de nutrientes no processo de sedimentação nos diferentes tempos testados. Os valores “zero” correspondem a valores negativos no processo de sedimentação 75

Figura 4.10. Eficiência de remoção no processo de absorção nos diferentes tempos avaliados em relação ao efluente bruto. Os valores “zero” no parâmetro sólidos voláteis totais (SVT) correspondem a valores negativos. 77

Teste 2.

Figura 4.11. Eficiência de remoção da macroalga *Ulva fasciata* no processo de absorção nas três inóculos testados. 80

Teste 3.

Figura 4.12. Eficiência de remoção da macroalga *Hypnea musciformis* no processo de absorção em relação ao efluente bruto, empregando três tempos de retenção hidráulica do efluente. 85

Teste 4.

Figura 4.13. Eficiência de remoção no processo de absorção da macroalga *Hypnea musciformis* em relação ao efluente bruto, empregando três inóculos. 88

TERCEIRA ETAPA EXPERIMENTAL

Figura 4.14. Eficiência de remoção (%) dos processos aplicados nas diferentes etapas experimentais durante o experimento. 94

LISTA DE TABELAS**PÁGINAS****INTRODUÇÃO.**

Tabela 2.1. Evolução do Crescimento dos diferentes grupos de animais de cultivo no mundo, no período 1970-2002 (FAO, 2004). 9

Tabela 2.2. Valores de produção e taxas de crescimento da aqüicultura durante o período 2000-2002, (FAO, 2004). 10

Tabela 2.3. Evolução da produção da carcinicultura Brasileira no periodo 2003-2007. 16

Tabela 2.4. Qualidade dos efluentes não tratados de cultivo intensivo de camarão na Tailândia, em relação às descargas domesticas de água. 17

Tabela 2.5. Indicadores de qualidade de água para programas de monitoramento de efluentes do cultivo de camarões marinhos e águas costeiras na Austrália e Nova Zelândia. 18

Tabela 2.6. Produção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo por tonelada de camarão produzido com diferentes taxas de conversão alimentar. 22

Tabela 2.7. Valores máximos, mínimos e médios propostos por BOYD & GAUTIER (op.cit.) em comparação com valores propostos pela CONAMA na Resolução No 357/2005 para corpos de águas salinas e salobras onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo 23

Tabela 2.8. Fatores que influenciam a capacidade de armazenamento e características desejáveis das bacias de estabilização para o tratamento dos efluentes de fazendas de camarão marinho 25

MATERIAIS E MÉTODOS.

Tabela 3.1. Métodos empregados na determinação dos nutrientes dissolvidos na segunda e terceira etapa experimental. 54

RESULTADOS E DISCUSSÃO.

PRIMEIRA ETAPA EXPERIMENTAL.

Tabela 4.1. Caracterização da qualidade de água do efluente bruto da fazenda Yakult, utilizado ao longo da primeira etapa experimental. 56

Teste 1.

Tabela 4.2. Valores médios dos processos de sedimentação nos três tempos avaliados. 58

Tabela 4.3. Valores médios do processo de filtração em 6 horas de residência do efluente 60

Tabela 4.4. Valores médios do processo de filtração em 12 horas de residência do efluente. 60

Tabela 4.5.. Valores médios do processo de filtração em 24 horas de residência do efluente. 61

Teste 2.

Tabela 4.6.. Valores médios do processo de sedimentação nos três tempos avaliados. 64

Tabela 4.7. Valores médios do processo de filtração em 6 horas de residência do efluente. 66

Tabela 4.8. Valores médios do processo de filtração em 12 horas de residência do efluente. 66

Tabela 4.9. Valores médios do processo de filtração em 24 horas de residência do efluente. 67

SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL.

Tabela 4.10. Caracterização da qualidade de água do efluente bruto dos tanques com reprodutores ao longo da segunda etapa experimental. 71

Teste 1.

Tabela 4.11. Valores de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido nas diferentes etapas e tempos testados. 73

Tabela 4.12. Valores médios ($n=3 \pm$ desvio padrão) do efluente bruto e processo de sedimentação, nos tempos de 6, 12 e 24 horas de residência do efluente. 73

Tabela 4.13. Valores médios ($n=3 \pm$ desvio padrão) de três repetições para os tempos de 6, 12 e 24 horas de residência do efluente no processo de absorção. 76

Teste 2.

Tabela 4.14. Valores dos parâmetros físicos e químicos da água nas diferentes etapas experimentais. 78

Tabela 4.15. Resultados da remoção de sólidos e nutrientes dissolvidos no processo de sedimentação e absorção nos três inóculos de *Ulva fasciata*. 79

Teste 3.

Tabela 4.16. Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos tratamentos de sedimentação e absorção nos diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente. 81

Tabela 4.17. Resultado do processo de sedimentação em 6, 12 e 24 horas de retenção do efluente 82

Tabela 4.18. Resultados do processo de absorção em tempos de 6,12 e 24 horas de retenção hidráulica do efluente. 83

Teste 4.

Tabela 4.19. Valores de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido nas diferentes etapas experimentais. 86

Tabela 4.20. Resultados dos tratamentos de sedimentação e absorção de nutrientes da macroalga *Hypnea musciformis* empregando três inóculos. 82

TERCEIRA ETAPA EXPERIMENTAL.

Tabela 4.21. Resultados obtidos durante os processos de sedimentação, filtração e absorção. 90

Tabela 4.22. Valores médios (\pm desvio padrão) para todos os parâmetros avaliados nos tratamentos de sedimentação, filtração por ostras e absorção por macroalgas. 91

APÉNDICE**Teste 1**

Tabela 8.1. Peso individual (g), peso médio (g) e biomassa (g) das ostras dos grupos experimentais utilizadas nos testes de filtração com biomassa de 1200 g/tanque. 113

Teste 2

Tabela 8.2. Peso individual (g), peso médio (g) e biomassa (g) das ostras dos grupos experimentais utilizadas nos testes de filtração com biomassa de 600 g/tanque. 114

Teste Final

Tabela 10.3. Peso médio (g) e biomassa (g) da ostra *Crassostrea rhizophorae* empregada no teste final.

115

LISTA DE ABREVIÇÕES, SÍMBOLOS E SIGLAS

kg = Kilogramas

mg = Miligramas

g = Gramas

μg = Micro gramas

μE = Micro Einstein

μm = Micrometros

mL = Mililitros

L = Litros

μMol = Micro mole

ton = Toneladas

ha = Hectare

DBO = Demanda Biológica de Oxigênio

OD = Oxigênio Dissolvido

Clo-a = Clorofila a

P = Fósforo

N = Nitrogênio

SST = Sólidos Suspensos Totais

SVT = Sólidos Voláteis Totais

$\text{NH}_4\text{-N}$ = Amônia

$\text{NO}_2\text{-N}$ = Nitrito

$\text{NO}_3\text{-N}$ = Nitrato

PO_4^{-3} = Ortofosfato

UNT = Unidades Nefelométricas de Turbidez

UFC = Unidades Formadoras de Colonias

TRH = Tempo de Retenção Hidráulica

m^2 = Metros Quadrados

s = Segundos

h = Hora

‰ = Partes por mil

% = Percentagem

°C = Graus Celcius

DPA = Departamento de Pesca e Aqüicultura

ONGs = Organização Não Governamental

ABCC= Associação Brasileira de Criadores de Camarão

UFSC = Universidade Federal de Santa Catarina

LCM = Laboratório de Camarões Marinhos

LMM = Laboratório de Moluscos Marinhos

LIMA = Laboratório Integrado de Meio Ambiente

AQI = Departamento de Aqüicultura

CCA = Centro de Ciências Agrárias

FAO = Organização de Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação

CONAMA = Conselho Nacional do Meio Ambiente

IBGE = Instituto Brasileira de Geografia e Estatística.

RESUMO

Foi avaliada a eficiência de remoção de material particulado e nutrientes inorgânicos dissolvidos presentes no efluente gerado em duas fases do ciclo de produção do camarão branco *Litopenaeus vannamei*, utilizando processos de sedimentação, filtração por ostras e absorção por macroalgas. Para os processos de filtração foram empregadas ostras adultas das espécies *Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas* e no processo de absorção empregaram-se macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*. Na primeira etapa experimental avaliaram-se os processos integrados de sedimentação e filtração, na remoção de matéria orgânica e inorgânica dos efluentes gerados em viveiros da fazenda experimental Yakult (UFSC), sendo testados diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente 6, 12 e 24 horas e duas biomassas de ostras 600 e 1200 g ostra em 15 L de efluente, para cada espécie. Foram registrados os parâmetros de qualidade de água: pH, temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, turbidez, sólidos suspensos totais (SST), sólidos voláteis totais (SVT), Clorofila *a*, DBO₅ e amônia (NH₃-N). Na segunda etapa experimental determinou-se a eficiência de remoção do material particulado e nutrientes inorgânicos dissolvidos, mediante processos integrados de sedimentação e absorção por macroalgas. O efluente empregado foi gerado na fase de crescimento e maturação de reprodutores de camarão, mantidos em regime fechado de renovação de água, com biofilme na forma de flocos bacterianos como probióticos. Nesta etapa testou-se o desempenho das duas espécies de macroalgas sob diferentes tempos de retenção hidráulica 6, 12 e 24 horas e três inóculos de 125, 250 e 500 g de macroalga em 15 L de efluente. Além dos parâmetros de qualidade de água da primeira etapa experimental, também foram determinados nitrito (NO₂-N), nitrato (NO₃-N) e ortofosfato (PO₄-P). Na terceira etapa experimental foi avaliada a eficiência de remoção do material orgânico e inorgânico, e nutrientes dissolvidos, empregando processos integrados de sedimentação, filtração e absorção. Os resultados finais permitem estabelecer que, na primeira etapa, o melhor desempenho foi alcançado pela ostra do mangue *C. rhizophorae* na biomassa de 1200 g /15 L em 6 horas de residência do efluente. Na segunda etapa, a macroalga *Ulva fasciata* conseguiu o melhor desempenho no inóculo de 250 g/15 L em 6 horas de retenção hidráulica do efluente. Finalmente, quando foram integrados os processos de sedimentação, filtração e absorção na terceira etapa, foram obtidas eficiências de remoção de: bactérias totais 95,1 %, turbidez 97,1%, SST 81,3 %, SVT 35,0%, Clorofila *a* 99,1 %, DBO 39,2 %, amônia 54,1 %, nitrito 58,0 %, nitrato 69,2 % e ortofosfatos 52,9 %. Pode-se concluir que, a integração dos processos de sedimentação, filtração e absorção constitui uma importante alternativa de tratamento dos efluentes, reduzindo o impacto ambiental da carcinicultura marinha. A adoção deste tipo de tecnologia, além de minimizar os danos causados ao meio ambiente, pode abrir possibilidades de diversificação econômica do empreendimento com outros produtos de alta demanda e valor comercial.

Palavras-chaves: Carcinicultura marinha, efluentes, sedimentação, biofiltração, macroalgas, ostras.

ABSTRACT

Removing efficiency of particulate matter and nutrients from *Litopenaeus vannamei* shrimp culture effluent was evaluated using pilot ponds in laboratory scale, employing process of sedimentation, oysters filtration and macroalgae absorption. The experiments were carried out in the Marine Shrimp Laboratory of the Federal University of Santa Catarina (UFSC), Brazil. For filtration process, *Crassostrea gigas* and *Crassostrea rhizophorae* oysters adults were employed and the absorption process *Ulva fasciata* and *Hypnea musciformis* macroalgae were used. In the first experimental period, sedimentation and filtration combined process for removing organic and inorganic matter of crude effluent growth ponds Yakult Experimental Station (UFSC) was evaluated. In this period experimental, the different hydraulic time residence of effluent, 6, 12 and 24 hours and two biomass of the oysters, 600 and 1200 g, for each oysters species were test. The pH, Dissolved Oxygen, Salinity, Turbidity, Total Suspended Solids (TSS), Total Volatile Solids (TVS), Chlorophyll a, Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) and Ammonia(N-NH₄⁺) were registered. The results allow concluded that the best performance was *Crassostrea rhizophorae* with 1200 g and 6 hours of the time hydraulic residence of effluent. In the second experimental period, crude effluent of the reproductive tank shrimp was employing. The sedimentation and absorption macroalgae combined process for removing of particulate matter and dissolved inorganic nutrients under three time hydraulic residence, 6, 12 and 24 hours and three biomass 125, 250 and 500 g were evaluated. In this period, were registered the same parameters of water quality of the first experimental period, addition Nitrite (N-NO₂), Nitrate (N-NO₃) and Ortofosfate (PO₄⁻³). In the second experimental period, the treatment the macroalgae *Ulva fasciata* with 250 g in the 6 hours of the residence time had of the best removing efficiency nutrients. According with the results of the first and second experimental period, it was possible design the third experimental period, for evaluated removing efficiency of the organic matter, inorganic matter and dissolved inorganic nutrients with integrated process of the sedimentation, filtration and absorption. When combined process of the sedimentation, filtration and absorption resulted in the significant reductions in the concentration of total bacteria 95,1%, turbidity 97,1%, total suspended solids 81,3%, total volatile solids 35,0 %, chlorophyll a 99,1 %, ammonia 54,1%, nitrite 58,0%, nitrate 69,2% and ortofosfate 52,9%, when compare with water quality of the shrimp effluent without treatment. Finally, it is possible conclude that integrated of sedimentation, filtration and absorption process, improve the water quality of shrimp *Litopenaeus vannamei* farm effluent and minimized environmental impact, opening another economic alternatives with products, oysters and macroalgae, higher commercial value.

Keywords: Sedimentation, Biofiltration, Oysters, Macroalgae, Shrimp Culture, Effluent.

1. INTRODUÇÃO

Na América latina o cultivo de camarões marinhos é amplamente difundido na maioria dos países, exceto Paraguai e Bolívia, países que não possuem mar (RAMOS *et al.*, 2001). O ano 2003 consolidou ao Brasil como o principal produtor de camarões da região, com uma produção de 90.190 toneladas superando países como Equador e México, que tradicionalmente ocupavam o primeiro e o segundo lugar, respectivamente. Desta forma o Brasil estabelece sua posição de líder no hemisfério, passando a ocupar o sexto lugar dentre os países produtores de camarões cultivados do mundo (ABCC, 2004).

Em 2004, a produção mundial do camarão cultivado chegou a 1.908.000 toneladas em uma área de 2.051.788 hectares, representando aproximadamente 35,2 % do total de camarões produzidos em todo o mundo. O hemisfério oriental foi o responsável pela maior parte da produção mundial de camarões cultivados, com 1.422.292 toneladas produzidas, correspondentes a 83,5 % do total mundial, sendo os países do sudeste asiático como China, Tailândia, Vietnã, Indonésia, Índia, Bangladesh e Filipinas os mais importantes. Por outro lado, o hemisfério ocidental produziu nesse mesmo ano 281.665 toneladas, representando 16,5 % do total mundial, sendo Brasil, Equador e México os países que mais contribuíram. O ano de 2004 confirma a posição do Brasil como líder na produção de camarão cultivado no hemisfério ocidental, apesar de ter produzido 75.904 toneladas o que representa uma queda de 15,8 % em comparação ao ano anterior (ROCHA, 2005).

MADRID (1999) indica que a carcinicultura brasileira desenvolveu-se a partir da introdução da espécie exótica *Litopenaeus vannamei*, aplicando e desenvolvendo tecnologias para reprodução, produção de larvas e engorda do camarão, que somada à disponibilidade de ração de boa qualidade, criaram-se as condições necessárias para crescimento da produção. O Rio Grande do Norte foi o berço da carcinicultutura marinha brasileira.

A carcinicultura é uma atividade econômica que nos últimos anos experimentou um forte ritmo de crescimento. A área cultivada passou de 3.548 ha em 1997 para 16.598 ha em 2004, significando um aumento de cerca de 467,8 %. Os níveis de produtividade passaram de 1.015 kg/ha/ano para 4.573 kg/ha/ano neste mesmo período, representando um aumento de 450,5 %, o que indica o intenso aperfeiçoamento dos processos tecnológicos que a atividade vem alcançando (ABCC 2004; ROCHA, 2005).

Apesar do significativo crescimento da carcinicultura, a partir da introdução do camarão branco, os resultados da produção dos últimos anos vêm apresentando uma queda devido a doenças virais como IMNV (Mionecrose infecciosa) e WWSV sigla em inglês de “mancha branca”. Para o ano 2007 projeta-se um melhoramento nos níveis de produção, atingindo um valor potencial de 76.000 toneladas. De acordo com essa mesma fonte, as áreas disponível para produção não sofreram alterações, mantendo os níveis atuais, como pode ser visualizado na Figura 1.1. (comunicação pessoal da ABCC).

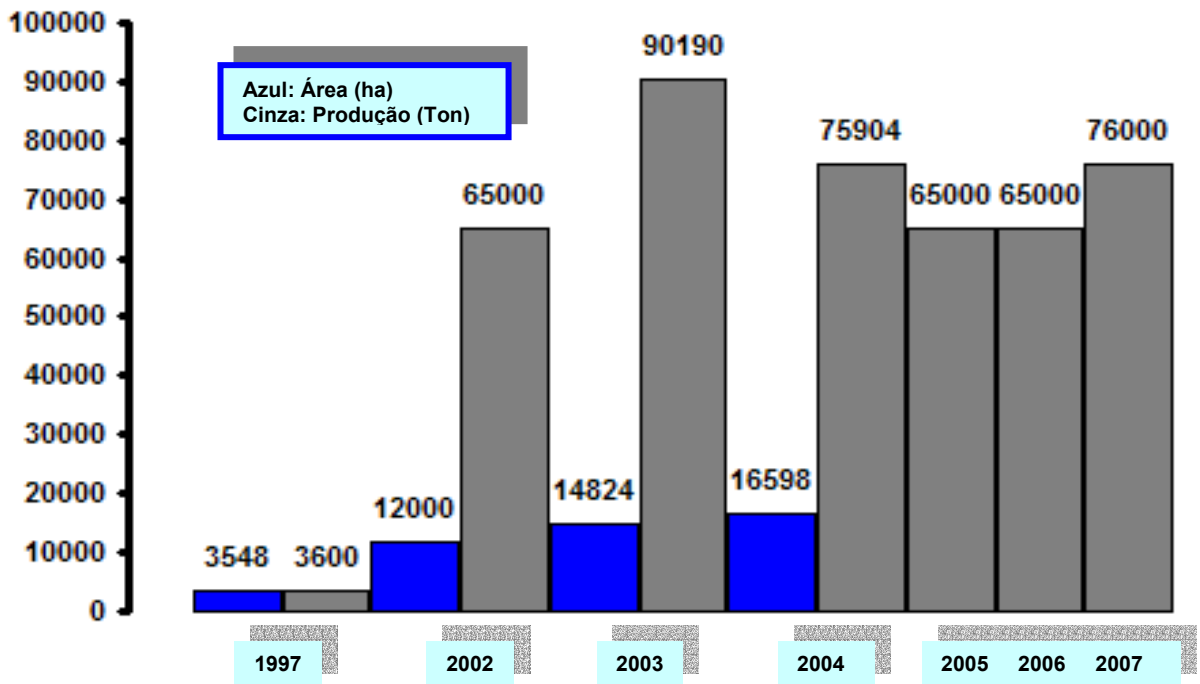


Figura 1.1. Evolução dos indicadores de crescimento da carcinicultura marinha no Brasil, a partir da introdução de *Litopenaeus vannamei*. O valor da produção para o ano 2007 é uma projeção da ABCC (ABCC, 2004; ROCHA, 2005).

O Estado de Santa Catarina também tem acompanhado o crescimento da carcinicultura no Brasil, a partir da introdução da espécie *L. vannamei*, passando de 70 toneladas no período 1998-1999 para 1600 toneladas no período 2001-2002. Nos anos 2003 e 2004, a carcinicultura catarinense continuou em expansão, alcançando valores de 3.251 e 4.267 toneladas/ano, respectivamente. Com resultados de quase uma década desde a introdução do camarão branco, começa a se consolidar uma indústria que apresenta um permanente crescimento, tanto nos níveis de produção quanto na área utilizada para a carcinicultura (SEIFERT, 2003; ABCC, 2004; RODRIGUES, 2005). Apesar desse panorama positivo, a carcinicultura no Estado de Santa Catarina apresentou a mesma tendência nacional, com quedas importantes nos resultados de produção dos últimos anos, devido principalmente a prevalência do vírus da doença da "mancha branca". Segundo ABCC (comunicação pessoal) as projeções para o ano 2007 são de 800 toneladas, aumentando quase ao dobro o nível de produção do ano anterior (Figura 1.2).

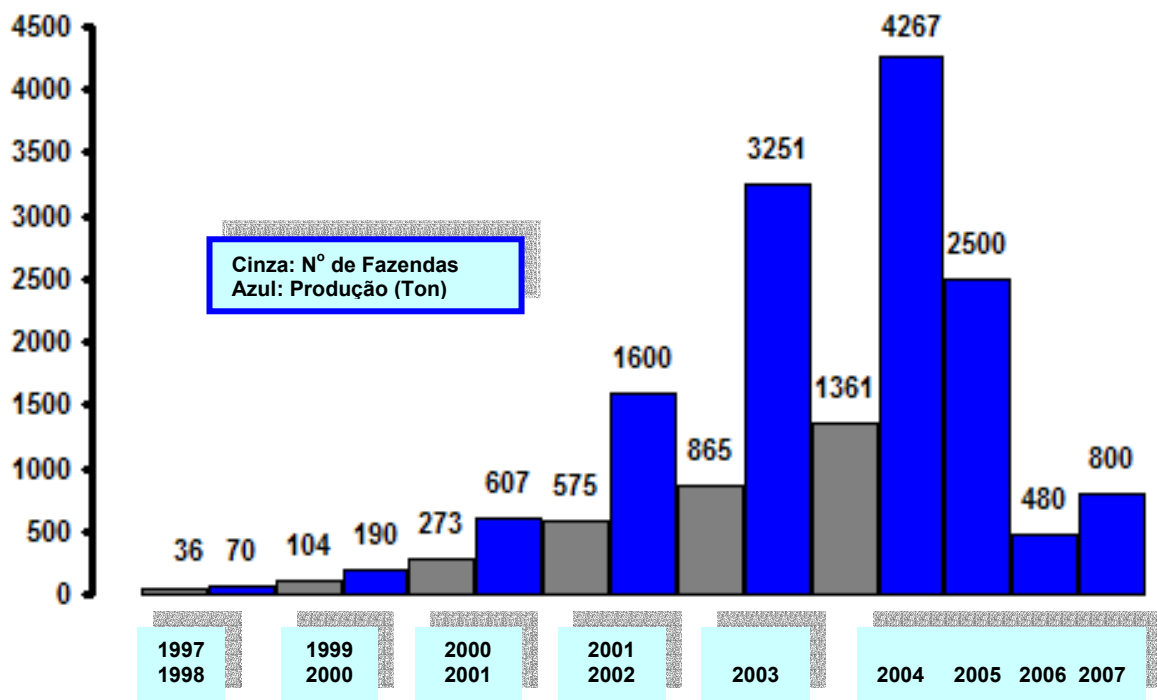


Figura 1.2. Evolução da carcinicultura marinha no Estado de Santa Catarina após a introdução da espécie exótica *Litopenaeus vannamei* (SEIFFERT, 2003; ABCC, 2004; RODRIGUES, 2005).

O modelo brasileiro se caracteriza pelo uso de um sistema semi-intensivo de produção, com o uso limitado de recursos naturais (água e solo) e tecnologia voltada para a produtividade e a sustentabilidade ambiental. Seguindo esse direcionamento, a carcinicultura do Estado de Santa Catarina caracteriza-se por pequenas unidades, onde 53 % possuem áreas inferiores a 10 hectares e 47 % entre 10 e 30 hectare (SEIFFERT, 2003).

A expansão do cultivo de camarões marinhos no Estado de Santa Catarina dependerá da habilidade da indústria para incorporar novas áreas disponíveis e/ou aumentar a produtividade das já existentes, passando de sistemas semi-intensivos para cultivos intensivos. Os dois caminhos parecem viáveis, mas aparentemente esta última opção tem maior sustentabilidade, devido já que a atividade tem certa resistência entre os grupos ambientalistas, que não enxergariam com bons olhos um aumento do espaço disponível da zona costeira para fins de produção de camarões. Além disso, a região apresenta limitações climáticas que determinam que o período de cultivo se estenda só a sete meses do ano. Explorar ao máximo a capacidade das áreas já ocupadas, mantendo níveis aceitáveis de segurança ambiental é a forma adequada de crescer e expandir a indústria sustentavelmente (TORIGOI, 2001).

Apesar das expectativas positivas que apresenta a carcinicultura para os países que a praticam, especialmente no contexto social ao contribuir para a superação da pobreza, fixação do homem na sua região, gerar receitas significativas na exportação dos produtos, desenvolver indústrias de apoio à atividade, gerar trabalhos diretos e indiretos, não se deve esquecer que o mesmo apresenta riscos significativos do ponto de vista ambiental.

A expansão desordenada dos cultivos de camarão em várias regiões levou à degradação ambiental, ocorrência de epidemias e a queda da produção. Países como China, Tailândia, Indonésia, Taiwan e Equador já foram líderes na produção de camarão cultivado e enfrentaram grandes quedas de produção. Esses países tiveram em comum uma rápida expansão da produção, um baixo controle ambiental e incidência de doenças (BROWDY & HOPKINS, 1995; SANDIFER & HOPKINS, 1996). Como exemplo, tem-se a produção de camarões marinhos na China, que devido à expansão desordenada da área de cultivo, saiu do patamar de produção de 200 mil toneladas em 1992 para 50 mil toneladas em 1994 (TACON, 1995). Autores como WAINBERG (2004) indicam que a carcinicultura brasileira vem seguindo os mesmos passos dos outros países, onde teve uma expansão desordenada seguida de um colapso sanitário e ambiental e da recuperação através de práticas mais sustentáveis.

A falta de informação sobre a interação da atividade de aquíicultura com o meio ambiente tem sido o principal fator que vem conduzindo à expansão desordenada da indústria.

No início das atividades da carcinicultura, as fazendas foram implantada em áreas de estuários, nas proximidades de manguezais, áreas consideradas como de preservação permanente pela importância ecológica (SINGH, 1987). A localização nestes ambientes, exceto em casos excepcionais, tem gerado fortes conflitos de uso com as comunidades pesqueiras tradicionais e grupos ambientalistas (PRIMAVERA, WILKS, citados por VINATEA, 1999). Segundo CUNHA *et al.*, (2004), um dos principais problemas da atividade camaroneira é o prejuízo causado aos mangues, pelo fato de muitos criadores instalarem viveiros nesses ecossistemas por terem água de boa qualidade, serem ricos em nutrientes e permitirem reduzir o uso de ração. Para SOARES CUNHA (citado por CUNHA, 2004), geralmente os manguezais estão associados às margens de baías, enseadas, barras, desembocaduras de rios e lagunas e reentrâncias costeiras, onde ocorre encontro de águas de rios e mar. Diante da importância desses ecossistemas, a Resolução nº 312 do CONAMA proíbe a atividade de carcinicultura em manguezais, estabelecidos como áreas de preservação permanente, pelo Código Florestal Brasileiro, Lei 4.761/65 e a Resolução CONAMA nº 303.

Na atualidade, os problemas mais freqüentes ocasionadas pela carcinicultura são a poluição dos corpos de águas naturais com nutrientes e matéria orgânica, devido ao lançamento de efluentes não tratados (PRUDER, 1992; SANDIFER & HOPKINS, 1996; PÁEZ-OSUNA *et al.*, 1997; XIE *et al.*, 2004), o assoreamento de áreas de estuários ou de manguezais, pela quantidade de material em suspensão que pode ser carregado pelos efluentes das camaroneiras (NASCIMENTO *et al.*, 1998), doenças e a destruição de áreas de mangue e estuários (PÁEZ-OSUNA, 2001). CUNHA *et al.*, (2004) indicaram que, a partir da análise dados de 620 fazendas do Estado de Rio Grande do Norte, foi possível constatar que apenas 5 fazendas possuíam bacias de sedimentação, das restantes 28 lançavam os efluentes diretamente no mangue, 295 diretamente em lagoa ou rio, e as restantes 292 em outros destinos. Estas águas de rejeito, além de nutrientes, contêm também elevadas concentrações de fitoplâncton, bactérias e material particulado em suspensão, e seus potenciais impactos ambientais negativos têm aumentado a preocupação da sociedade sobre a sustentabilidade

deste tipo de atividade (WANG, 1990; JONES *et al.*, 2001). Estudos realizados por PÁEZ-OSUNA *et al.*, (op cit) têm demonstrado que, os sistemas de produção semi-intensivos de camarões marinhos são responsáveis por incrementos consideráveis nos níveis de sólidos suspensos, clorofila *a* e nutrientes. De acordo com estes autores, 76 % da origem do nitrogênio (N) e 83,4 % do fósforo (P) são provenientes dos alimentos artificiais, onde só 35,5 % de N e 6,1 % de P são incorporados à biomassa do camarão e 36,7 % de N e 30,3 % de P são perdidos para o ambiente através dos efluentes. Resultados similares têm sido observados por XIE *et al.* (2004) para sistemas intensivos de cultivo de camarão marinho *Penaeus chinensis* no Leste da China.

A matéria orgânica além de incrementar a demanda de oxigênio, para mineralização de seus constituintes, e também ajudar o desenvolvimento de microorganismos, especialmente bactérias, e o aumento da concentração de nutrientes (principalmente N e P), favorece uma excessiva floração de algas, caracterizando uma água eutrofizada. Sólidos em suspensão aumentam a turbidez da água, diminuindo a penetração da luz e influenciando nos processos geomorfológicos (principalmente sedimentação), podendo resultar em alterações na dinâmica hidrobiológica do sistema, em zonas anóxicas no sedimento, que tende a gerar liberação de gases tóxicos como gás sulfídrico (H₂S) e metano (CH₄) que conseqüentemente comprometem as comunidades bentônicas (SOUSA, 2003).

À necessidade de se regulamentar a carcinicultura marinha no Brasil, visando evitar seu crescimento desordenado e conseqüente deterioração ambiental, levou o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a legislar mediante a Resolução N^o 312, de 10 de Outubro de 2002, sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira. Dentre as regras impostas pela resolução, citam-se os artigos 11^o e o 12^o que exigem plano de controle ambiental e plano de monitoramento ambiental, e o artigo 14^o que exige o tratamento e controle dos efluentes que possam ser adotadas, a utilização de bacias de sedimentação e a devolução dos efluentes dentro dos padrões da resolução do CONAMA N^o 20 de 18 de junho de 1986 (SOUSA, 2003), esta substituída em 2005, pela Resolução 357, a qual além dos padrões de lançamento de efluentes, introduz os tipos de ambientes nos quais serão lançados (ambientes lênticos, lóticos e intermediários).

Além dos aspectos normativos e legais para regulamentar a atividade, se faz necessário também desenvolver tecnologias que permitam o tratamento e melhora da qualidade da água dos efluentes gerados.

Entre as alternativas que se colocam para minimizar os impactos ambientais gerados pelos efluentes da carcinicultura estão: (a) utilização de tanques de sedimentação para reduzir sólidos suspensos (BOYD, 1992; TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, 1999; NUNES, 2002; CUNHA *et al.*, 2004), (b) eliminação ou diminuição das trocas de água ao longo do período de cultivo (HOPKINS, 1995; SAMOCHA *et al.*, 2002), (c) uso de filtros de plantas macrofitas "wetland" (TILLEY *et al.*, 2002; SOUSA, 2003), (d) remoção biológica da matéria orgânica e inorgânica presente nos efluentes mediante a utilização de moluscos filtradores (SHPIGEL & NEORI, 1996; SHPIGEL *et al.*, 1997; JARA-JARA *et al.*, 1997; LEFEBVRE *et al.*, 2000), (e)

remoção de nutrientes por microalgas (WONG *et al.*, 1995), (f) redução de nutrientes por macroalgas (PAGAND *et al.*, 2000; NELSON *et al.*, 2001) e (g) tratamentos combinados de moluscos, macroalgas e sedimentação (NEORI *et al.*, 1998; JONES *et al.*, 2001; JONES *et al.*, 2002; PRESTON *et al.*, 2003).

Embora existam alguns estudos para a reciclagem dos efluentes através de macroalgas e moluscos, sua aplicação ainda é incipiente. As dificuldades encontradas estão relacionadas ao dimensionamento das estruturas para organismos filtrantes, a densidade de macroalgas e a capacidade de absorção de nutrientes e as condições adequadas de qualidade de água para o cultivo das espécies consorciadas na criação do camarão (SEIFFERT, 2003). O tratamento de efluentes da carcinicultura mediante processos individuais ou integrados de sedimentação, filtração por moluscos e absorção dos nutrientes pelas macroalgas, no Brasil, são raros. São escassos os artigos científicos publicados em revistas especializadas sobre este assunto. Existem algumas publicações que apresentam resultados de crescimento da macroalga *Gracilaria sp.*, empregando efluentes da carcinicultura (MARINHO-SORIANO *et al.*, 2002) e por outro lado, tem sido reportada sua utilização em processos de bioremediação de ambientes poluídos (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004). Também existem investigações publicadas em anais de congressos que mostram alguns resultados sobre o tratamento de efluentes da carcinicultura, utilizando moluscos e macroalgas, destacando seu grande potencial e que constitui uma alternativa interessante do ponto de vista da remoção dos nutrientes nitrogenados e fósforo (OLIVERA *et al.*, 2003; GÓMEZ *et al.*, 2003; ALENCAR *et al.*, 2003).

Haja vista que o tratamento dos efluentes da carcinicultura é uma preocupação permanente da indústria do camarão no Estado de Santa Catarina, o programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental vem desenvolvendo contribuições científicas nessa linha, salientando o estudo de COELHO (2000) que avaliou a utilização de lagoas rasas no tratamento do efluente da larvicultura intensiva do camarão branco *Litopenaeus vannamei*.

Neste contexto, a relevância do presente estudo centra-se no fato que a temática de tratamento dos efluentes da carcinicultura constitui uma linha de pesquisas ainda muito incipiente, que pode gerar conhecimentos originais de base para dar subsídio aos produtores de camarão de todo o país. Por outro lado, permitirá fomentar o uso de tecnologias ecologicamente “amigáveis” de manejo dos efluentes gerados no processo de produção do camarão, para tornar sustentável a carcinicultura no Brasil.

1.1. HIPÓTESES

Os efluentes gerados no processo de produção do camarão marinho são uma preocupação permanente, tanto do ponto de vista da sustentabilidade ambiental das regiões costeiras onde estas tecnologias se encontram inseridas, quanto com a sustentabilidade da própria atividade de cultivo.

A melhoria da qualidade da água dos efluentes da carcinicultura, antes do seu lançamento nos corpos receptores naturais, certamente resultará na diminuição da tensão existente entre o setor produtivo, os órgãos de proteção ambiental e a população que não participa da atividade, além de dar cumprimento às regulamentações estabelecidas pelos órgãos ambientais.

Com base nas colocações precedentes, as questões direcionadoras desta pesquisa foram testar as hipóteses:

1. a utilização de processo de sedimentação é eficiente na diminuição do material particulado suspenso;
2. a utilização de moluscos bivalves filtradores como as espécies *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rhizophorae* é eficiente na remoção do material particulado suspenso;
3. a utilização de macroalgas marinhas é eficiente na absorção de nutrientes inorgânicos dissolvidos, tais como amônia ($\text{NH}_3\text{-N}$), nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) e ortofosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$);
4. a utilização de sistemas integrados de tratamento dos efluentes é uma tecnologia eficiente na remoção do material particulado suspenso e dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e melhora significativamente a qualidade da água dos efluentes da carcinicultura.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral desenvolver uma tecnologia para o tratamento dos efluentes gerados no processo de produção de camarões marinhos, para a remoção de material particulado e nutrientes dissolvidos, integrando processos de sedimentação, filtração e absorção.

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Determinar a eficiência de remoção do material particulado presente no efluente do cultivo de *Litopenaeus vannamei* mediante tratamentos individuais e integrados de sedimentação e filtração pelos moluscos bivalves filtradores *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rhizophorae*.
2. Determinar a eficiência de remoção dos nutrientes inorgânicos dissolvidos, amônia, nitrito, nitrato e ortofosfato presentes no efluente do cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*, empregando processos individuais e combinados de sedimentação e absorção pelas macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*.
- 3.. Avaliar o efeito combinado dos tratamentos de sedimentação, filtração e absorção biológica pelas ostras e macroalgas, na remoção do material particulado e nutrientes inorgânicos dissolvidos, gerados no processo de produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei*.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1. PANORAMA DA AQUICULTURA MUNDIAL

A aquicultura segundo a Organização de Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação (FAO) é definida textualmente como “**O cultivo de organismos aquáticos, incluindo peixes, moluscos, crustáceos e plantas aquáticas**”, salientando que “**o cultivo implica de alguma forma a intervenção do homem no processo de criação para aumentar a produção, em operações como reprodução, estocagem, alimentação, proteção contra predadores, etc.**” (FAO, 1990).

Esta atividade cresce a um ritmo mais rápido que qualquer outro setor da produção de alimentos de origem animal; com um aporte aos mercados mundiais de peixe, crustáceos, moluscos e outros animais aquáticos, que passou de 3,9 % da produção total em peso em 1970 para 32,4 % em 2004, segundo o informe da FAO (2006).

Em todo o mundo, a aquicultura tem apresentado um ritmo médio de crescimento de 8,8 % ao ano desde o ano de 1970, em comparação com 1,2 % da pesca de captura e com 2,8 % dos sistemas de produção de carne em terra firme conforme FAO (2006). De acordo com esses dados, a taxa de crescimento mais importante tem sido apresentada pelo cultivo de crustáceos com um valor de 18,9 % para o período 1970-2004 (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Evolução do crescimento dos diferentes grupos de animais de cultivo no mundo no período 1970-2004 (FAO, 2006).

Período	Crustáceos	Moluscos	Peixes de água doce	Peixes diadromos	Peixes marinhos	Geral
1970-2004	18,9	7,7	9,3	7,3	10,5	8,8
1970-1980	23,9	5,6	6,0	6,5	14,1	6,2
1980-1990	24,1	7,0	13,1	9,4	5,3	10,8
1990-2000	9,1	11,6	10,5	6,5	12,3	10,5
2000-2004	19,2	5,3	5,2	5,8	9,6	6,3

Já a produção mundial da aquicultura, incluída as plantas aquáticas, alcançou 59,4 milhões de toneladas com uma taxa média de crescimento de 6,9 % no ano de 2004 (FAO, 2006).

Basicamente são 10 os países que aportam 88,2 % do total mundial, destacando-se o Chile como o único país da América Latina que está entre os principais produtores do mundo, como se observa na Tabela 2.2

Tabela 2.2. Valores de produção e taxas de crescimento da aqüicultura (sem plantas aquáticas) durante o período 2002-2004 (FAO, 2006).

Os principais países produtores de aqüicultura	2002 Toneladas (M)	2004 Toneladas (M)	Percentual de Crescimento
China	27. 767,2	30. 614,9	5,0
Índia	2.187,1	2. 472,3	6,3
Vietnam	703,0	1.198,6	30,6
Tailândia	954,5	1.172,8	10,8
Indonésia	914,0	1.045,0	6,9
Bangladesh	786,6	914,7	7,8
Japão	826,7	776,4	- 3,1
Chile	545,7	674,9	11,2
Noruega	550,2	637,9	7,7
Estados Unidos	497,3	606,5	10,4
Total parcial dos dez países	35. 732,6	40.114,5	6,0
Resto do mundo	4. 650,8	5. 353,8	7,3
Total	40. 383,4	45. 468,3	6,1

A aquicultura brasileira tem acompanhado essa expansão com níveis de crescimento semelhantes aos índices internacionais. Este crescimento está baseado principalmente no cultivo de peixes de água doce, camarão marinho, moluscos, ostras, camarão gigante de água doce e rãs. Os peixes de água doce representam quase 80 % da produção total de aquicultura, seguida pelo camarão marinho com 14 % do total produzido (ROUBACH *et al.*, 2003).

Em 2004, a produção mundial do camarão cultivado chegou a 1.908.000 toneladas, sendo aproximadamente 35,2% do total de camarões produzidos em todo no mundo. Porém, a pesca extrativa continua sendo o principal responsável pela oferta global deste produto com 64,8 % do total (ROCHA, 2005). Embora o camarão capturado continue liderando a produção mundial, cujo volume passou de 2.148.470 toneladas para 3.024.808 toneladas na década 1993-2003, sua taxa de crescimento esta praticamente estagnada desde 1999, diferente da carcinicultura que mostrou um incremento anual de 12,34 % entre os anos 1999 e 2003. No ano 2004, a carcinicultura incrementou sua produção em 10,7 % com um aumento em área de apenas 2,2 % (ROCHA, 2005).

2.2. SITUAÇÃO ATUAL DA CARCINICULTURA

2.2.1. CARCINICULTURA BRASILEIRA

Atualmente, o hemisfério oriental é responsável pela maior parte da produção mundial de camarões cultivados, com 1.422.292 toneladas produzidas em 2004, correspondentes a 83,5 % do total mundial, sendo os países do sudeste asiático como China, Tailândia, Vietnã, Indonésia, Índia, Filipinas e Bangladesh, os mais importantes. O hemisfério ocidental produziu no mesmo período 281.665 toneladas, sendo responsável pelo 16,5 % do total mundial. Os principais países produtores do ocidente foram Brasil, Equador e México (ROCHA, 2005).

No ano 2004, o Brasil teve uma queda na produção de camarão em cativeiro chegando a produzir 75.904 toneladas, 15,8 % a menos que o ano 2003 no qual produziu 90.190 toneladas, ainda assim consolida sua posição de líder no hemisfério, e continua ocupando o sexto lugar entre os países produtores de camarões cultivados do mundo (ABCC, 2004; ROCHA, 2005; RODRIGUES, 2005).

FRAGA (2002) indica que os fatores que tem colocado ao Brasil em destaque mundial no cultivo de camarão são: (a) adoção da espécie *L. vannamei*, (b) o completo domínio do seu ciclo reprodutivo (c) formação de banco de reprodutores, (d) aperfeiçoamento e desenvolvimento de uma tecnologia de manejo operacional, e (e) disponibilidade de alimentos balanceados capazes de suportar produtividades superiores a 5 ton /ha /ano e a crescente demanda por camarão cultivado, tanto a nível nacional como internacional.

A área cultivada passou de 3.548 ha em 1997 para 14.824 ha em 2003, significando um aumento de 318 %. Os níveis de produtividade passaram de 1.015 kg/ha/ano para 6.084 kg/ha/ano durante o mesmo período, representando um aumento de 500 %, o que indica o intenso aperfeiçoamento dos processos tecnológicos que a atividade vem alcançando. Já em 2004, a área cultivada aumentou para 16.598 ha, mas a produtividade teve uma queda de 25,9 % em relação ao ano anterior, chegando a atingir um valor de 4.510 kg/ha/ano, devido à enfermidade ocasionada pelo vírus IMNV (Mionecrose Infecciosa IMN) cuja primeira manifestação no Brasil ocorreu no último trimestre de 2003, afetando todos os estados do Nordeste em 2004 (RODRIGUES, 2005). Apesar dessa queda na produção, o crescimento da carcinicultura nacional foi bastante significativo, passando de 3.600 para 90.190 toneladas no período 1997-2003, com um incremento percentual superior a 2.500 % em menos de uma década (ABBC, 2004).

Apesar desse panorama auspicioso, o efeito combinado de doenças e fatores econômicos (preço do camarão, medidas protecionistas do mercado internacional e depreciação do Dólar em relação ao Real) foi decisivo para frustrar as projeções de crescimento feitas pelo Departamento de Pesca e Aqüicultura (DPA) em 2001, que indicavam que o Brasil deveria atingir 140.000 toneladas para o ano 2005 (FRAGA, 2002).

De acordo com NACIMENTO *et al.*, (1998), os sistemas de cultivo utilizados no Brasil são na maioria do tipo semi-extensivo. Em geral, as fazendas utilizam densidades médias de 35 camarões/m², com produtividades em torno de 3.500 a 4.000 kg/ha/ano, empregando ainda técnicas de manejo para a preparação prévia do solo e da água, controle do consumo da ração por meio de bandejas (comedouros) e aeração com aparelhos do tipo aerador de pá nos viveiros de crescimento do camarão (ABCC, 2004) (Figura 2.2).



Figura 2.2. Fazenda Borges de cultivo de camarões marinhos, localizada no município de Paranaguá, litoral do Paraná (25 ° S e 49 ° W) (Disponível em <http://www.lcm.ufsc.br>).

Segundo a Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC), os resultados consolidados do censo por regiões feito no ano 2004, confirmam a Região Nordeste como a principal produtora de camarões marinhos no Brasil, com 93,1 % da produção nacional, situação que vem sendo observada desde o início da atividade com uma participação anual sempre superior a 90,0 %. A liderança do Nordeste se estende ao número de fazendas e à área em produção, com 88,6 % e 90,6% dos respectivos totais em nível nacional. Sendo que o Estado do Rio Grande do Norte, berço da carcinicultura brasileira, responde por 40,6 %, seguido pelo Estado do Ceará com 25,6 % e em terceiro lugar o Estado da Bahia com 10,0 %. Por sua parte, a Região Sul ocupa a segunda posição com 6,1 % da produção nacional, graças à carcinicultura marinha que vem sendo desenvolvida em Santa Catarina por pequenos e médios produtores (RODRIGUES, 2005).

2.2.2. CARCINICULTURA EM SANTA CATARINA

A região Sul do Brasil, que compreende os Estados do Paraná (PR), Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS)), ocupa uma área de 580 mil km², o que equivale a 6,8 % do território Brasileiro e conta com 14,8 % da população (IBGE, citado por ROUBACH *et al.*, 2003). A região se diferencia do resto do país principalmente pelo seu clima sub-tropical, o que lhe garante a existência de estações bem definidas. De acordo com GERCO (1997), Santa Catarina possui 573 km de linha costeira. O litoral catarinense apresenta inúmeras áreas adequadas para a implantação de fazendas de camarão, normalmente são áreas desprovidas de vegetação de mata atlântica, arenosas, impróprias para agricultura e não competitivas para atividades agropecuárias (COSTA *et al.*, 1999).

De acordo com COSTA *et al.*, (op cit), em Santa Catarina, durante 13 anos foram realizadas pesquisas com as espécies nativas, camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis* e camarão branco *Farfantepenaeus schmitti*, o que incentivou a implantação de algumas fazendas comerciais, as quais não prosperaram pela baixa produtividade e falta de manejo nutricional. A partir da introdução da espécie exótica *Litopenaeus vannamei* (camarão branco do Pacífico) em 1998, ocorreu a expansão no crescimento da atividade no Estado de Santa Catarina. Na atualidade, segundo RODRIGUES (2005), a região Sul é responsável pela produção de 4.598 ton/ano de camarões em cativeiro, representando 6,1 % da produção total de Brasil. A área disponível para a produção de camarão é 1.418 há, com uma produtividade média de 3.243 kg/ha/ano. O Estado de Santa Catarina possui na atualidade 95 fazendas em funcionamento, as quais divide-se em 48 fazendas de pequeno porte (< 10 ha), 45 de médio porte (> 10 ha < 50 ha) e 2 fazendas de grande porte (> 50 ha). Os níveis de produtividade atual estão em torno de 3.135 kg/ha/ano, com uma produção de 4.267 ton/ano (RODRIGUES, 2005) (Figura 2.3).

De acordo com as projeções feitas pelo Programa Estadual para o Desenvolvimento do Cultivo de Camarões, ainda existem no litoral de Santa Catarina 10.000 hectares de terras propícias à implantação de fazendas de cultivo de camarões marinhos. Destacam-se as

regiões do entorno do Complexo Lagunar Sul (Laguna, Jaguaruna e Imaruí), grande Florianópolis (Biguaçu, Governador Celso Ramos e Tijucas) e entorno da Baía da Babitonga (São Francisco do Sul, Araquari, Barra do Sul e Itapoá) (COSTA *et al.*, 1999).

A expansão do cultivo de camarões marinhos no Estado de Santa Catarina dependerá da habilidade da indústria para o planejamento direcionado a sustentabilidade social, econômica e ambiental, segundo foi norteado pelo Programa Estadual para o Desenvolvimento da Carcinicultura (BELTRAME, 2003). Entretanto, TORIGOI (2001), indica que explorar ao máximo a capacidade das áreas já ocupadas, mantendo níveis aceitáveis de segurança ambiental é a forma adequada de crescer e expandir a indústria sustentavelmente.

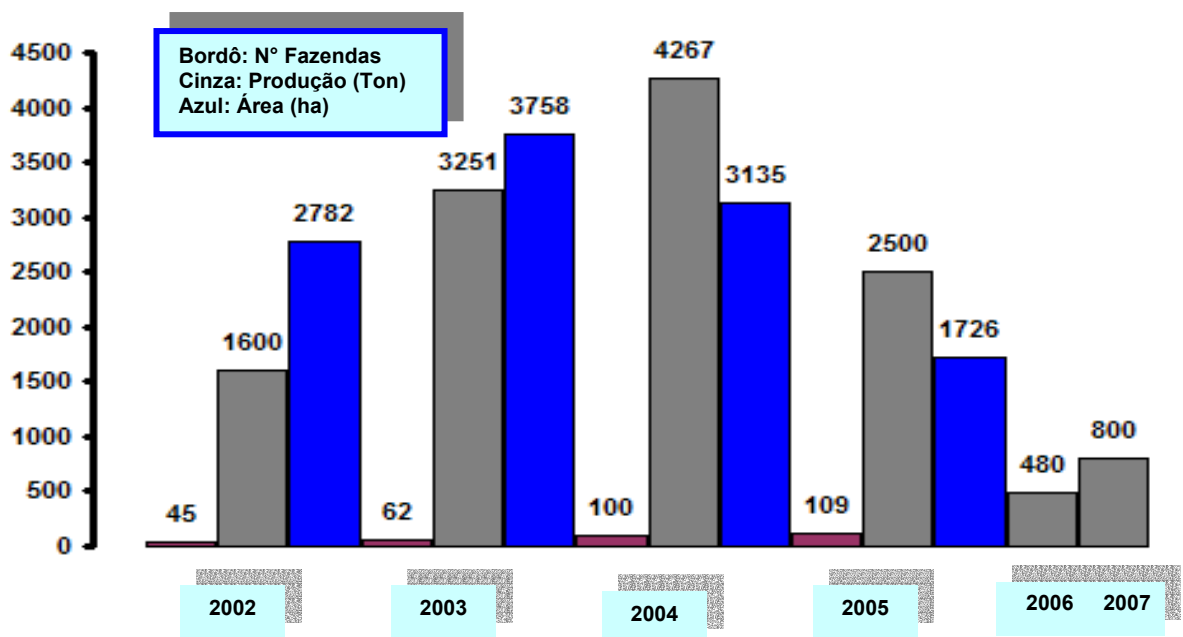


Figura 2.3. Evolução do desempenho da Carcinicultura de Santa Catarina entre os anos 2002 e 2006. O valor da produção do ano 2007 é uma projeção da ABCC (comunicação pessoal) (ABCC, 2004; RODRIGUES, 2005)

2.2.3. A PROBLEMÁTICA DA CARCINICULTURA

Os usos mais tradicionais dos recursos biológicos, água e solo da zona costeira são a pesca, aqüicultura, navegação, agricultura, turismo, urbanização, indústria e exploração das florestas litorâneas. Inserido nesse contexto, a identificação e a seleção das áreas adequadas para a carcinicultura são extremamente críticas, não só para assegurar o sucesso da produção, mas, especialmente para os demais aspectos do manejo dos ecossistemas costeiros, contribuindo para evitar conflitos com as comunidades tradicionais e com outras atividades econômicas da área em questão (BELTRAME, 2003).

O cultivo de camarões marinhos desperta expectativas positivas no contexto social, ao contribuir para a superação da pobreza, fixação do homem na sua região, geração de receitas significativas na exportação dos produtos, envolvimento de muitos outros setores como as indústrias de processamento, de ração, de equipamento e outros insumos, e geração de trabalhos diretos e indiretos. Segundo o Departamento de Pesca e Aqüicultura (DPA) (citado por GUZENSKI, 2000), a relação mão de obra/hectare de viveiro cresceu de 0,2 - 0,3 empregos/ha para 0,7 empregos/ha o que mostra um nível superior de geração de empregos ao de culturas como o algodão, a soja e o milho, cada um com 0,3 empregos/ha (GUZENSKI, op.cit.).

No Brasil, o cultivo de camarões é uma das atividades que gera o maior número de empregos e receitas financeiras por hectare. A renda apenas de 1,0 ha de viveiros de camarão equivale a uma área de 40 ha de cerrado utilizado na produção de gado de corte (MADRID, 1999). Segundo CUNHA et al, (2004), a carcinicultura demanda importantes insumos industriais, como ração e fertilizantes, estima-se que o camarão cultivado, para cada emprego direto, gera aproximadamente um (1) emprego indireto.

Apesar destas expectativas positivas, deve se considerar que o mesmo apresenta riscos significativos do ponto de vista ambiental. A expansão sem um planejamento prévio dos cultivos de camarão em várias regiões levou à degradação ambiental, ocorrência de epidemias e a queda da produção. Países como China, Tailândia, Indonésia, Taiwan e Equador já foram líderes na produção de camarão cultivado e enfrentaram grandes quedas de produção. Esses países tiveram em comum uma rápida expansão da produção, baixo controle ambiental e incidência de doenças (BROWDY & HOPKINS, 1995).

Segundo WAINBERG (2004), a expansão da carcinicultura brasileira vem seguindo os mesmos passos dos outros países, onde já é possível observar sintomas próprios de uma expansão desordenada, seguida de um possível colapso sanitário e ambiental e da recuperação através de práticas mais sustentáveis. Esta crise da carcinicultura brasileira evidencia-se na queda da produção dos últimos anos, como se observa na Tabela 2.3. Apesar disso, estima-se uma recuperação dos níveis de produção para o ano 2007, com um valor aproximado de 76.000 toneladas, segundo dados estimados pela ABCC (comunicação pessoal).

Tabela 2.3 Evolução da produção da Carcinicultura Brasileira no período 2003-2007 (em toneladas).

Estado	2003	2004	2005	2006	2007
Região Norte	324	242	280	250	270
Região Nordeste	85.852	70.695	61.300	63.750	74.350
Região Sudeste	370	370	350	50	50
Região Sul	3.644	4.597	3.070	950	1.330
TOTAL	90.190	75.904	65.000	65.000	76.000

Fonte: ABCC

Na Figura 2.4 é apresentada a evolução das expectativas de produção de acordo com os diferentes níveis de qualidade ambiental.

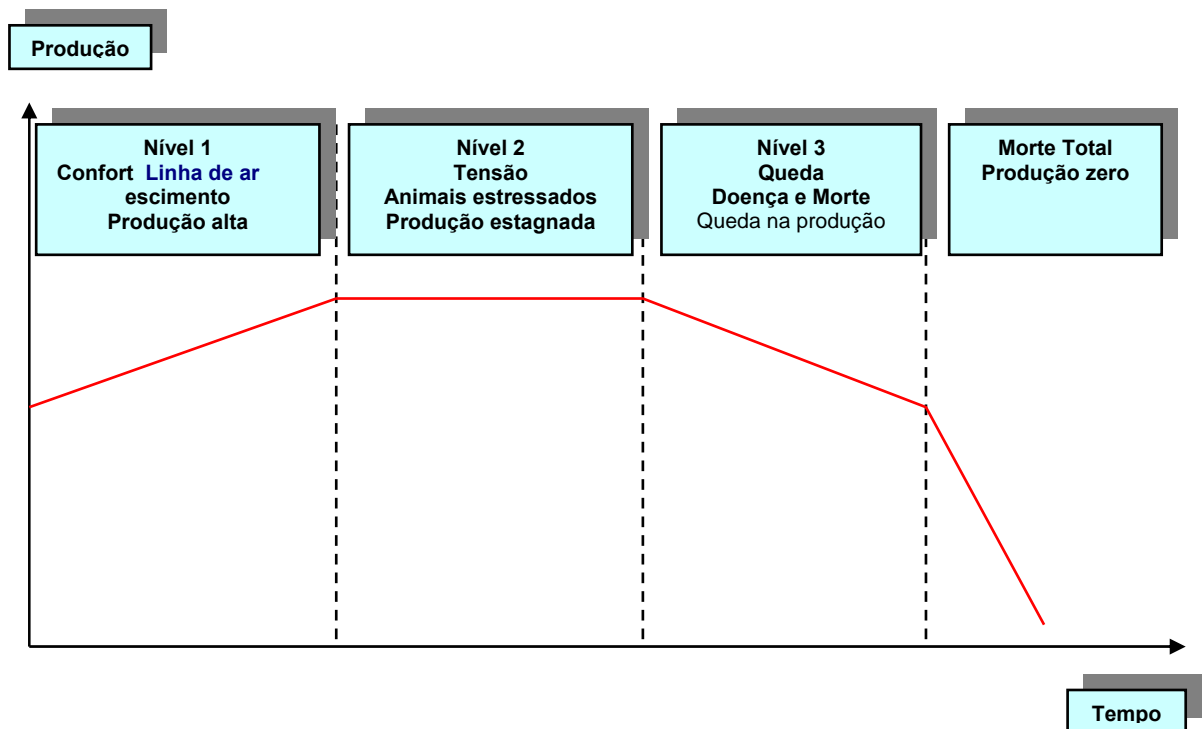


Figura 2.4. Evolução das expectativas de produção de camarão de acordo com os diferentes níveis de qualidade ambiental (VINATEA, 1999).

2.3.1. CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES DA CARCINICULTURA.

O volume e a composição dos efluentes liberados pelas fazendas de camarão marinho é um assunto controvertido e foco de debates. Se de um lado, as fazendas de camarão tentam se afastar da poluição orgânica e química de mananciais gerados por atividades industriais, domésticas e agropecuárias, por outro lado, os órgãos ambientais e organizações não governamentais (ONGs) advertem sobre os riscos de enriquecimento com nutrientes inorgânicos e orgânicos (eutrofização) dos ecossistemas naturais receptores dos efluentes das fazendas de camarão (NUNES, 2002). Apesar de trabalhos indicarem que mesmo no seu estado natural, os efluentes da carcinicultura apresentam melhor qualidade físico-química quando comparada às descargas domésticas tratadas (WAINBERG & CÂMARA, 1998) (Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Qualidade dos efluentes não tratados de cultivos intensivos de camarão na Tailândia, em relação às descargas domésticas de água (NUNES, 2002).

Parâmetros de qualidade da água	Efluentes da engorda de camarão	Esgoto doméstico não tratado	Esgoto doméstico com tratamento primário	Esgoto doméstico com tratamento secundário
DBO (mg/L)	4,0 – 10,2	300	200	30
Nitrogênio Total (mg/L)	0,03 – 5,06	75	60	40
Fósforo Total (mg/L)	0,05 – 2,02	20	15	12
Sólidos Totais (mg/L)	119 – 225	500	---	15

Os efluentes da carcinicultura são ricos em nutrientes, materiais orgânicos e sólidos em suspensão, apresentados na forma particulada ou dissolvida na água. Os materiais particulados são em sua maioria detritos orgânicos como fezes de camarão, restos de ração não consumidas e fertilizantes. Os materiais solúveis são geralmente subprodutos inorgânicos da excreção dos animais. Os nutrientes são derivados principalmente de ração não consumida, de fertilizantes empregados para estimular o florescimento do fitoplâncton e dos produtos metabólicos gerados pelos camarões (NUNES, 2002).

A qualidade dos efluentes do cultivo de camarão é avaliada através de parâmetros físico-químicos da água, incluindo variáveis como amônia, nitrito, nitrato, fosfato, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos suspensos totais, dentre outros.

Sobre esse assunto, BOYD & GREEN (citado por NUNES, 2002) citaram os principais parâmetros e níveis recomendados de qualidade de água utilizados pelo conselho de conservação e meio ambiente da Austrália e Nova Zelândia em programas de monitoramento da qualidade de efluentes de fazendas de camarão marinho e águas costeiras (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Indicadores de qualidade de água para programas de monitoramento de efluentes do cultivo de camarões marinhos e águas costeiras na Austrália e Nova Zelândia (BOYD & GAUTIER, 2000).

Parâmetros	Razão para medição	Níveis recomendados.
Temperatura da água	Influência sobre os processos físicos e biológicos	Alteração de menos de 2 °C.
Oxigênio Dissolvido	Essencial para a vida dos organismos marinhos aeróbios	Não deve ser inferior a 5-6 mg/L.
Amônia Nitrogenada Total	Nutriente das plantas e toxina em potencial; indicador de poluição.	Os efluentes não devem exceder 3 mg/L.
Nitrato	Toxina em potencial	Águas costeiras não devem exceder 0,005 mg/L.
Fósforo Total	Fonte inorgânica de fósforo solúvel para as plantas.	Concentrações de 0,001 a 0,1 mg/L em águas costeiras podem causar o florescimento de plâncton. Os efluentes não devem exceder 10 mg/L.
Nitrogênio Total	Fonte de nitrogênio inorgânico dissolvido para às plantas	Concentrações de 0,1 a 0,75 mg/L em águas costeiras podem causar o florescimento de plâncton. Os efluentes não devem exceder 10 mg/L.
Clorofila a	Indicador de abundância de fitoplâncton e grau de eutrofização.	Concentrações acima de 1 a 10 µg/L indicam eutrofização de águas costeiras.
Sólidos Totais suspensos	Indicador de partículas em suspensão e material orgânico em suspensão.	Em águas costeiras não devem exceder 10 % da média sazonal.
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Indicador de poluição orgânica.	Não deve reduzir às concentrações de oxigênio dissolvido abaixo de 5 ou 6 mg/L.
Salinidade	Pode causar salinização.	Não deve aumentar a salinidade de água doce acima de 0,5 partes por mil. Não existem limites recomendados para águas estuarinas e marinhas.
Transparência da água (Disco Secchi).	Índice de clareza ou turbidez de água	Em águas costeiras não deve exceder 10 % da média sazonal.

O volume e a qualidade dos efluentes produzidos por empreendimentos de cultivo de camarão têm uma relação com o manejo, nível de intensificação adotado e "layout" da fazenda.

Aspectos como a proteção dada aos taludes e diques, o posicionamento de aeradores e a profundidade dos viveiros podem reduzir drasticamente o potencial erosivo no sistema de produção e, conseqüentemente, a concentração de sólidos em suspensão nos efluentes.

As práticas de manejo alimentar e a digestibilidade dos alimentos empregados também exercem forte influência, sugerindo que a qualidade dos efluentes de uma fazenda, região ou país onde a atividade é praticada não deve ser universalizada ou empregada como referência de indústria como um todo (GESAMP, 1991; WORLD BANK, 1998).

2.3.2. IMPACTOS DOS EFLUENTES DA CARCINICULTURA.

Os principais impactos gerados pelos efluentes da carcinicultura estão relacionados às contribuições de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes, tendo como principais fontes o alimento artificial e fertilizações químicas e orgânicas; ocupação e salinização de solo; perda de produtos, serviços e ecossistemas de manguezais; introdução de espécies exóticas e riscos com enfermidades; conflitos sociais por restrições no uso das áreas ocupadas, alterações hidrológicas no fluxo e padrão de circulação dos estuários e alterações na salinidade (SINGH, 1987; PRUDER, 1992; SANDIFER & HOPKINS, 1976; PÁEZ-OSUNA *et al.*, 1997; NASCIMENTO *et al.*, 1998; PRIMAVERA, 1998; WAINBERG & CÂMARA, 1998, VINATEA, 1999; PÁEZ-OSUNA, 2001).

Estas águas de rejeito e seus potenciais impactos ambientais negativos têm aumentado a preocupação da sociedade sobre a sustentabilidade deste tipo de atividade (WANG, 1990; JONES *et al.*, 2001).

Os pontos mais críticos do processo de produção são sua intensificação, seja na reprodução ou nas altas densidades empregadas nas fazendas, a fertilização, o alimento artificial e as trocas de água. Neste contexto, a geração de efluentes é uma conseqüência própria do ciclo de produção (Figura 2.5).

Pode-se considerar o viveiro de camarão como um ecossistema que tem uma capacidade finita de assimilar poluentes. A matéria orgânica é decomposta por processos microbiológicos, o nitrogênio é desnitrificado e volatilizado, o fósforo é adsorvido no sedimento e os sólidos precipitam na água. Mesmo assim, se não houver controle, há riscos de se sobrecarregar um sistema de água costeira com nutrientes e matéria orgânica, cujos resultados são o incremento da demanda de oxigênio, desenvolvimento de microorganismos, aumento da concentração de nutrientes (principalmente N e P), floração de fitoplâncton, caracterizando uma água eutrofizada e com más condições de solo do viveiro (SOUSA, 2003, CUNHA *et al.*, 2004).

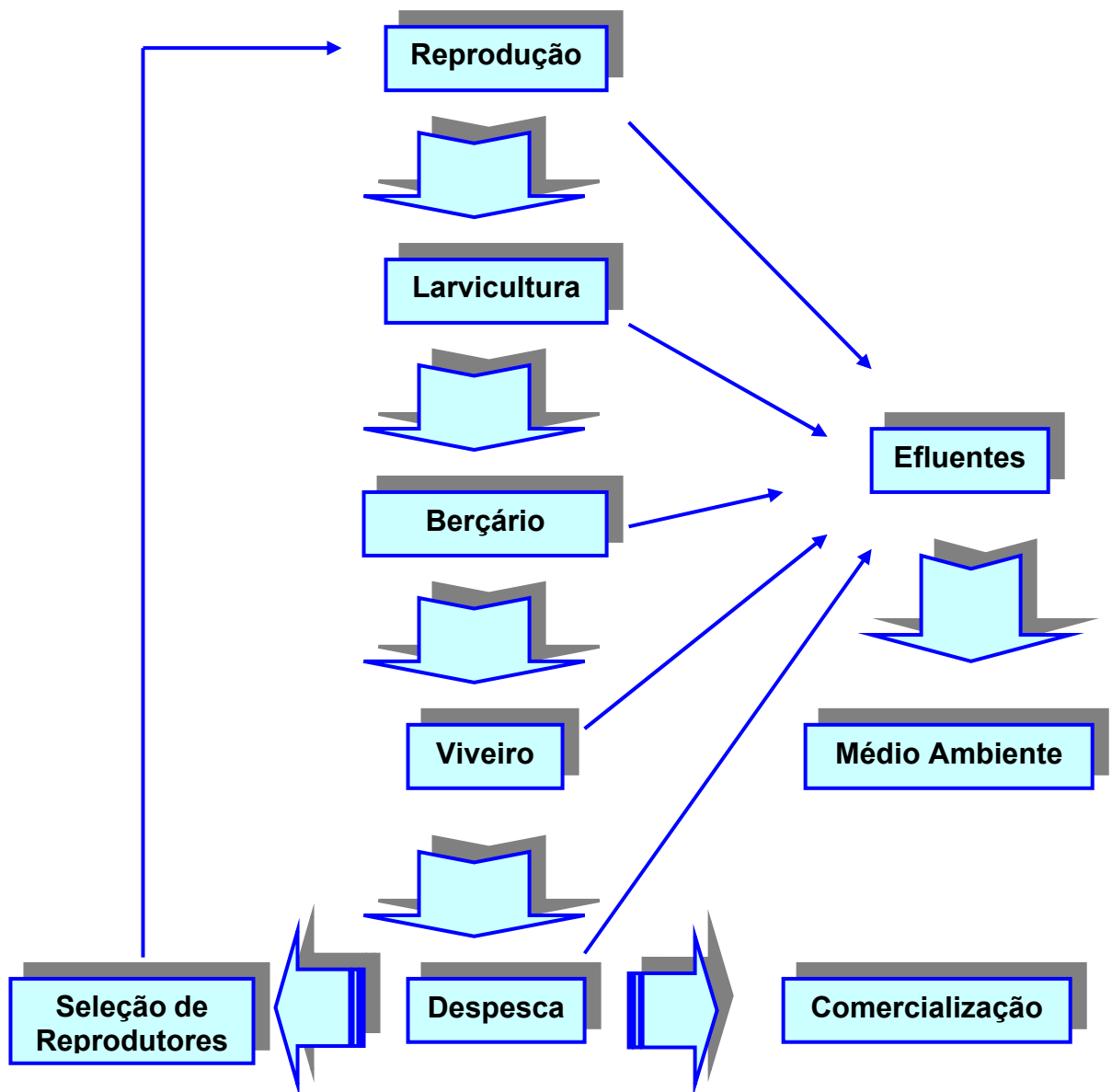


Figura 2.5. Ciclo de produção do camarão marinho *Litopenaeus vannamei*, assinalando as etapas onde são gerados os efluentes.

Estudos realizados por PÁEZ-OSUNA *et al.*, (1997) têm demonstrado que os sistemas de produção semi-intensivos de camarão marinho são responsáveis por incrementos consideráveis nos níveis de sólidos totais suspensos, sólidos orgânicos suspensos, clorofila *a*, fósforo disponível, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal no ambiente. De acordo com estes autores, 76 % da origem do nitrogênio (N) e 83,4 % do fósforo (P) são provenientes dos alimentos artificiais, onde só 35,5 % de N e 6,1 % de P são incorporados à biomassa do camarão e 36,7 % de N e 30,3 % de P são perdidos para o ambiente através dos efluentes (Figuras 2.6 e 2.7).

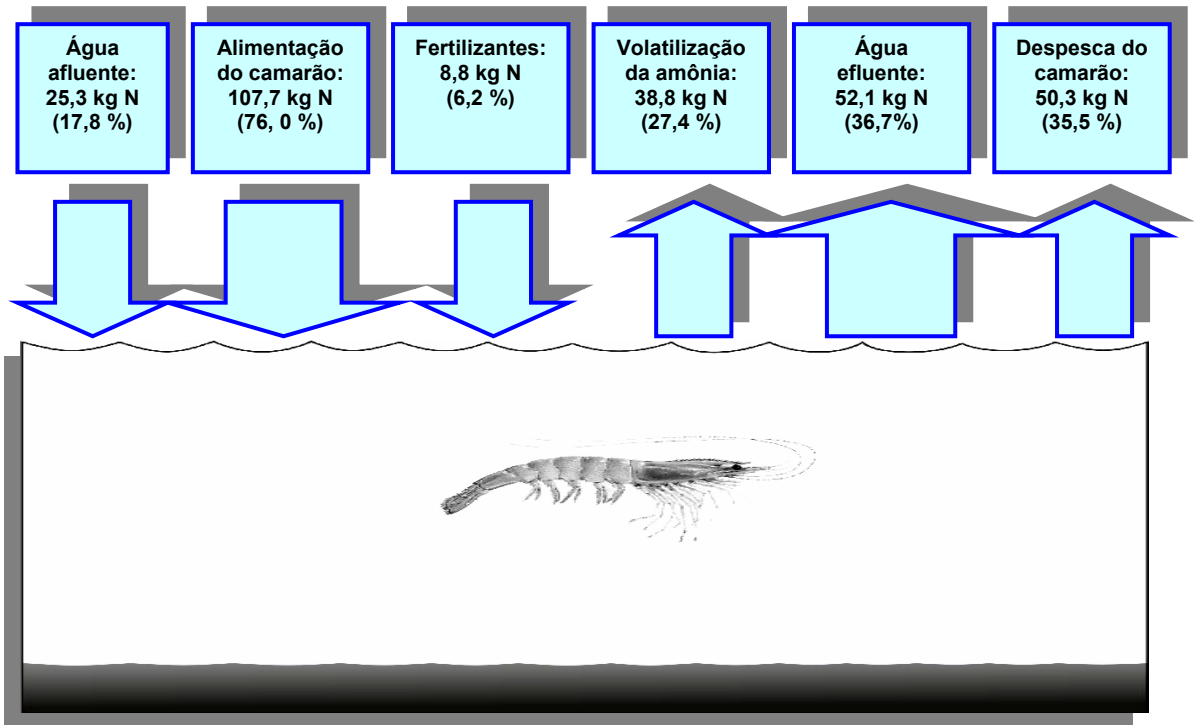


Figura 2.6. Balanço de Nitrogênio em tanques de cultivo semi-intensivo de camarões marinhos no México (Modificado de PÁEZ-OSUNA *et al.*, 1997).

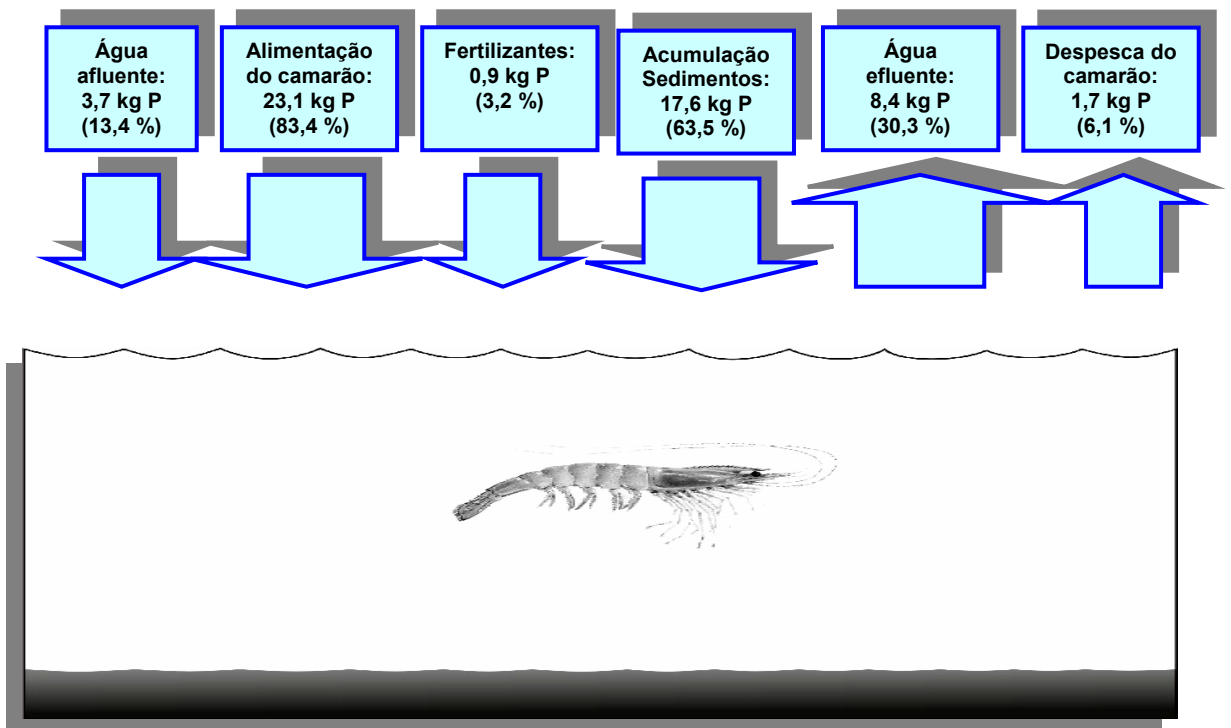


Figura 2.7. Balanço de Fósforo em tanques de cultivo semi-intensivo de camarões marinhos no México (Modificado de PÁEZ-OSUNA *et al.*, 1997).

Segundo PRIMAVERA (1998), apenas 16,7 % (peso seco) do alimento ofertado ao camarão é assimilado. Considerando-se a pequena percentagem de água na ração (10 a 20 %), a assimilação do alimento chega a 20 %, enquanto 80 % do ofertado retorna ou permanece no ambiente como fezes ou matéria reciclável. Este montante equivale a uma considerável carga orgânica extra que o sistema teria de manejar. Estes restos se acumulariam no fundo do viveiro e partes dos nutrientes seriam eventualmente regenerados pelos processos químicos dos sedimentos, parte deles ficaria sedimentada no fundo, e parte seria mineralizada por desnitrificação (FOLKE & KAUTSKY, 1989).

A tabela 2.6. permite visualizar, de acordo com a capacidade do camarão para utilizar o alimento fornecido e incorporá-lo em biomassa (ganho de peso), a quantidade de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo que irá para o meio ambiente.

Tabela 2.6. Produção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo por tonelada de camarão produzido com diferentes taxas de conversão alimentar (disponível em www.shrimpfarming.com.org. 2003).

Conversão alimentar	Matéria Orgânica (kg)	Nitrogênio (kg)	Fósforo (kg)
1,0	500	26	13
1,5	875	56	21
2,0	1.250	87	8
2,5	1.625	117	38

Portanto, um aspecto importante a ser considerado é que o aumento de nutrientes no efluente está diretamente relacionado com a variação temporal do viveiro no ciclo de produção (COSTANZO *et al.*, 2004). Segundo PÁEZ-OSUNA (2001), a qualidade do efluente piora a medida que o camarão cresce e avança o período de cultivo.

Estimando-se que a capacidade de autodepuração de cada hectare de viveiro é de 25 % de fósforo e 50 % de nitrogênio (PÁEZ-OSUNA *et al.*, 1997), os efluentes das camaroneiras estariam contribuindo para o acréscimo de uma substancial carga de nutrientes em áreas costeiras, o que poderia causar desde uma hiper nutrição (benéfica pela capacidade de aumentar a produção primária) à eutrofização, que poderia levar ao aumento excessivo do fitoplâncton no corpo receptor, ocasionando déficit de oxigênio dissolvido a noite e possível morte de organismos locais (NASCIMENTO *et al.*, 1998).

Segundo PRIMAVERA (1998), alguns governos asiáticos estabeleceram exigências para a instalação de camaroneiras, tais como a construção de viveiros de sedimentação/assimilação em fazendas que ultrapassem 8 hectares e o limite máximo de 10 mg/L de DBO nos efluentes das fazendas de camarão. A medida propicia maior decomposição da matéria orgânica, diminuição dos níveis excessivos de N e P nos efluentes devido à

fotossíntese nestas lagoas de assimilação, maior sedimentação do material em suspensão pelo tempo de residência nessas áreas, diminuição da DBO dos efluentes e, conseqüentemente, menor impacto desses efluentes no corpo receptor.

Os conflitos permanentes entre ambientalistas e cultivadores e a necessidade de se regulamentar a carcinocultura marinha no Brasil, visando evitar seu crescimento desordenado e o conseqüente deteriorização ambiental, levaram o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) a legislar mediante a Resolução N° 312, de 10 de Outubro de 2002, sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinocultura na zona costeira. Dentre as regras impostas pela resolução, citam-se os artigos 11º e 12º que exigem planos de controle ambiental e plano de monitoramento ambiental, e o artigo 14º que exige o tratamento e controle dos efluentes, através da utilização de bacias de sedimentação e a devolução dos efluentes dentro dos padrões da resolução do CONAMA N° 20 de 18 de junho de 1986 (SOUSA, 2003; NUNES, 2002), esta substituída em 2005 pela resolução N° 357.

BOYD & GAUTIER (2000), a partir de um intensivo levantamento de informação baseado em 14 artigos publicados sobre efluentes de carcinocultura, propuseram níveis padrões como forma de melhor direcionar os órgãos responsáveis das regulamentações ambientais e produtores de camarão (Tabela 2.7).

Tabela 2.7. Valores máximos, mínimos e médios propostos por BOYD & GAUTIER (2000) em comparação com os valores propostos pelo CONAMA na Resolução No 357/2005 para corpos de água salinas e salobras onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo.

Variável (Unidade)	Valor Conama Água salina / Água salobra	Valor médio	Valor mínimo	Valor Máximo
Nitrogênio Total (mg/L)	-	2,04	0,02	2,60
Nitrito (mg/L)	0,07	0,05	0,0	0,91
Nitrato (mg/L)	0,40	0,30	0,001	7,00
Amônia total (mg/L)	0,40	0,38	0,01	7,87
Fósforo total (mg/L)	0,062 / 0,124	0,26	0,01	110
Fósforo dissolvido (mg/L)	-	0,09	0,0	11,2
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	≥ 6	5,6	0,4	9,6
pH	6,5-8,5	8,2	6,3	9,2
DBO ₅ (mg/L)	≤ 5	8,9	1,3	50,7
Sólidos Totais Suspensos (mg/L)	-	108	10	3.671
Sólidos Voláteis Suspensos (mg/L)	-	43	8	713
Clorofila a (µg/L)	-	67	1	694

2.4. REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS E NUTRIENTES

A sedimentação é um fenômeno físico em que as partículas suspensas apresentam movimento decendente em meio líquido de menor massa específica (DI BERNADO, 1993). Talvez seja o processo físico mais utilizado para a remoção dos sólidos suspensos na aqüicultura. A bacia de sedimentação é a única forma de tratamento de efluentes aplicada pelas fazendas de camarão, quando estas decidem tratar seus efluentes.

A teoria da sedimentação baseia-se no fato de que, qualquer partícula não coloidal, suspensa em um meio líquido em repouso e de menor massa específica, será acelerada pela ação da gravidade até que as forças de resistência viscosa e de deformação do líquido sejam iguais à resultante do peso específico da partícula. A partir daí, a sua velocidade decendente será constante, a qual é também conhecida como velocidade terminal de sedimentação ou, simplesmente velocidade de sedimentação (DI BERNADO, 1993).

Da aplicação das leis básicas da sedimentação resulta que a velocidade de sedimentação depende das dimensões (e forma) das partículas e sua massa específica (DI BERNADO, 1993). A concentração de partículas e as interações físico-químicas entre elas influenciam na eficiência da sedimentação. Obviamente, o fluxo da água também influenciará a velocidade de sedimentação, tornando o tempo de residência da água fator essencial no planejamento de uma unidade de sedimentação.

Apesar de não existir muitos trabalhos sobre esta temática, o tempo de retenção hidráulica está diretamente relacionado com o número e o tamanho dos tanques de sedimentação necessários para o tratamento do efluente da carcinicultura, segundo TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999), o repouso dos últimos 20 % de água residual da despesca por um período de 6 horas de retenção reduz 55 % do fósforo total e da DBO e quase 100 % dos sólidos totais presentes na água de descarga. NUNES (2002) indica que as bacias de artificiais de estabilização são aparentemente mais eficazes na remoção de sólidos inorgânicos em suspensão e menos eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo.

Um aspecto ainda não muito compreendido é a relação entre o volume de descarga de água da fazenda e a capacidade necessária de armazenamento das bacias de estabilização (Tabela 2.8). NUNES (op cit) indica que em função disso, não há meios de estabelecer relações percentuais fixas entre a área operacional da fazenda e a área das bacias de estabilização. Sugere porém, que uma bacia deve possuir no mínimo um volume capaz de armazenar as águas de descargas resultantes da renovação diária das unidades de produção e do esvaziamento total de um ou mais viveiros, decorrentes da despesca.

Tabela 2.8. Fatores que influenciam a capacidade de armazenamento e características desejáveis das bacias de estabilização para o tratamento dos efluentes de fazendas de camarão (NUNES, 2002).

Fatores	Características desejáveis
Área Individual do Viveiro	Áreas menores resultarão em bacias menores.
Taxa de Renovação	Mais reduzida possível, para diminuir volume de armazenamento da bacia.
Tempo de Retenção	Igual ou superior a 6 horas.
Estratégias de Despesca	Esvaziamento pausado durante dois ou mais dias.
Cronograma de Despesca	Evitar esvaziamento total de mais de um viveiro no mesmo dia.
Profundidade da Bacia	Superior a 1,5 m, pois otimizará a capacidade de armazenamento.
Área Total de Operação	Áreas grandes reduzirão a relação volume total dos viveiros em relação ao volume de armazenamento total da bacia.

Uma fazenda com 22,5 hectares operando com 15 viveiros de 1,5 hectare cada (200 m x 75 m), com uma profundidade operacional de 1,5 m deverá apresentar um volume individual equivalente a 22.500 m³ (15.000 x 1,5 m). Com uma renovação diária de água de 1 % do volume total, será produzida diariamente uma descarga de água equivalente a 3.375 m³ (1 % de 22.500 m x 15 viveiros). Para um tempo de retenção de 6 horas, a bacia de estabilização poderá armazenar, ao longo de 24 horas, cerca de 844 m³ de água (3.375 m³: (24 horas: 6 horas), em quatro descargas diárias. A bacia de estabilização será projetada para operar com um volume equivalente a 23.199 m³, pois deverá ser capaz de armazenar tanto o volume total de água renovada diariamente na fazenda, como também o volume total de água de pelo menos um viveiro despescado (22.500 m³).

Em sistemas de cultivos intensivos, são várias as adaptações que podem ser feitas para induzir a sedimentação, por exemplo, através de corrente giratória as partículas podem se concentrar em determinado local; placas podem ser dispostas verticalmente na coluna d'água forçando a água a reduzir sua velocidade, enquanto proporciona maior superfície à câmara de sedimentação (CRIPPS & KELLY, 1996; SOUSA, 2003). De acordo com NUNES (2002) para aumentar a eficiência de sedimentação dos efluentes poderão ser construídas estruturas conhecidas como chicanas, tanto nos canais de descarga como nas bacias de estabilização.

É de grande importância, para todas as estruturas de sedimentação, a separação completa do material sedimentado do fluxo da água, pois o material pode passar da forma particulada para a forma dissolvida, voltando a poluir o recurso hídrico. Como grande parte dos sólidos na aqüicultura são compostos por matéria orgânica, estes estão sujeitos a processos

químicos e microbiológicos de degradação. Um armazenamento excessivo desse material levará à condições redutoras no sedimento e no corpo da água, com conseqüente formação de gases tóxicos, a ressuspensão de resíduos, a reincorporação de matéria orgânica e nutrientes dissolvidos na coluna d'água e menor retenção do material sólido. Portanto, a eficiência do tratamento de sedimentação está relacionada à frequência de limpeza do material acumulado dentro da estrutura (CRIPPS & KELLY, 1996).

As características de sedimentação dos sólidos na aquicultura variam caso a caso (WONG & PIEDRAHITA, 2000). Tendo em vista a variedade de parâmetros que afetam a sedimentação e as complexas características físico-químicas das águas residuais da aquicultura, esses autores apresentam uma metodologia que permite a caracterização da velocidade de sedimentação dos sólidos seja qual for o tipo de aquicultura, fornecendo, assim, a base para o planejamento de uma estrutura de sedimentação específica para cada situação.

2.5. ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DAS ESPÉCIES SELECIONADAS.

2.5.1. MOLUSCOS FILTRADORES.

Os moluscos bivalves são organismos sedentários, que requerem substrato para o assentamento larval e conseqüente crescimento, tempo durante o qual se alimentam de fitoplâncton, detritos, protozoários e bactérias. Dentre o grupo dos moluscos bivalves, os mais cultivados no mundo são as diferentes espécies de ostras, devido ao alto valor comercial, rápido crescimento, alta qualidade da carne, rusticidade ao manejo, ampla tolerância aos fatores físicos e químicos da água e uma distribuição mundial.

Seu habitat natural é aderido às rochas, ou enterradas na areia ou cascalho, da zona infralitoral até 80 metros de profundidade, alimentam-se de fitoplâncton e matéria orgânica particulada. Uma ostra filtra 250 litros de água por dia, devido a essa grande capacidade de filtração, têm sido empregadas em pesquisas ambientais como bioacumulador. No Japão, o cultivo de ostras pode chegar a reduzir entre 76 - 95 % do fitoplâncton presente (BARG, 1992).

Utilizando estas características, NASCIMENTO *et al.*, (1998) avaliaram o desempenho da ostra *Crassostrea gigas* cultivada com o camarão, chegando a determinar que é possível o cultivo consorciado para a redução dos efeitos ambientais de uma possível eutrofização decorrente da oferta de alimento aos camarões. De mesma forma, KAISER *et al.*, (citado por Torrens, 2005) indicaram que sejam unidos os cultivos de peixes com os cultivos de moluscos, pois os impactos causados pelo enriquecimento das águas provenientes da piscicultura, seriam amenizadas pelos moluscos que reduziriam as altas taxas de algas e de nutrientes nas águas.

Por sua parte, SHPIGEL *et al.*, (1997) empregaram *Crassostrea gigas* e *Tapes philippinarum* para remover matéria particulada dos efluentes de cultivo de peixes, com bons resultados. Desta maneira, JARA-JARA *et al.*, (1997) utilizaram os efluentes do cultivo intensivo do peixe plano *Psetta maximus* como fonte de nutrientes para o crescimento do molusco bivalve filtrador *Ruditapes decussatus*, concluindo que, tanto o índice condição quanto os componentes bioquímicos foram mais altos nos moluscos alimentados com os efluentes que aqueles alimentados com fitoplâncton puro.

LEFEBVRE *et al.*, (2000) avaliaram a resposta em crescimento da ostra *Crassostrea gigas* alimentada com efluentes de fazenda de peixes e com cultivos puros da microalga *Skeletonema costatum*, determinando que as ostras são um interessante filtro biológico pela capacidade de filtração de uma grande quantidade de material dissolvido no efluente.

2.5.1.1. ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DA OSTRA DO MANGUE *Crassostrea rhizophorae* (GUILDING, 1828)

A espécie de ostra mais encontrada nas regiões tropicais brasileiras é *C. rhizophorae*, um habitante natural dos ecossistemas de manguezais, embora não seja confinada apenas a estes ambientes, sendo encontrada ocupando outro habitat, como baías, enseadas e costões rochosos de ilhas costeiras (NACIMENTO & PEREIRA, citado por POLI *et al.*, 2004).

Nas áreas de mangue, situa-se principalmente na região entre-mares, fixadas às raízes de *Rhizophorae mangue* (LITTLEWOOD, citado por GUZENSKI, 1996; NASCIMENTO & PEREIRA, citado por POLI *et al.*, 2004), uma árvore de pequeno porte, popularmente conhecida como mangue vermelho, com raízes adventícias. Normalmente, o aglomerado de raízes aéreas nos manguezais forma verdadeiras barreiras às correntes, de modo que o material mais fino, em suspensão (silte e argila), é depositado ao nível destas raízes. Assim, os manguezais possuem, tipicamente, substratos lamacentos, moles, ricos em matéria orgânica e características anaeróbias, logo abaixo da superfície. Nos rizóforos, as ostras são encontradas formando aglomerados, onde naturalmente ocorre competição intra-específica por alimento. Neste habitat natural, a disponibilidade de alimento (finas partículas orgânicas) é expressiva, mas como organismo filtrador, a ostra tem o seu período de tomada de alimento limitado pelas condições de emersão a que está sujeita, durante os períodos de baixa mar. Estas observações são importantes indicativos de um grau de adaptação a diferentes ecossistemas costeiros.

RIOS (citado por POLI *et al.*, 2004) indica que a faixa de distribuição de *C. rhizophorae* é desde as Índias Ocidentais passando pelo mar do Caribe até Santa Catarina, no Sul do Brasil. A espécie adaptou-se a viver em águas sob considerável variação de salinidade, de 0 ‰ durante as marés baixas em períodos chuvosos, a 40 ‰ durante as marés altas em estações secas; entretanto, a faixa mais comum de salinidade em seu habitat natural é de 7,2 a 28,8 ‰. As ostras são organismos eurihalinos, as variações bruscas de salinidade demandam um gasto energético que poderia ser utilizado para o crescimento.

Geralmente o crescimento é limitado na maior parte do habitat, exceto em locais onde há uma grande quantidade de alimento disponível associado a uma baixa salinidade, características observadas em Cuba, Panamá, Granada e Brasil (NEWKIRK & FIELD, citado por GUZENSKI, 1996). Segundo GUZENSKI (1996), os fatores positivos ao bom crescimento de *C. rhizophorae* são a baixa salinidade, temperatura nas estações de primavera-verão e o elemento mais importante é a disponibilidade de um volume de fitoplâncton. Para FERNANDES (citado por GUZENSKI, 1996), o crescimento é maior em locais com água de menor salinidade e menor transparência, possivelmente maior quantidade de detritos de origem orgânica e inorgânica..

De acordo com QUESADA *et al.*, (citado por GUZENSKI, 1996), as condições de temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido que ocorrem no ambiente são as responsáveis por uma resposta positiva ao crescimento das ostras. A amônia e o nitrito são elementos muito tóxicos, sendo encontrados em altas concentrações em efluentes domésticos, industriais e também em sistemas de cultivo super intensivo, fatores que determinam o crescimento das ostras.

2.5.1.2. ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DA OSTRA DO PACÍFICO *Crassostrea gigas* (THUNBERG, 1795)

O cultivo de moluscos, no Brasil, tem se desenvolvido com três espécies particulares: a ostra de mangue ou nativa *Crassostrea rhizophorae*, a ostra do Pacífico *Crassostrea gigas* e o mexilhão *Perna perna*..

Segundo POLI (citado em POLI *et al.*, 2004) a ostra japonesa, *Crassostrea gigas*, foi introduzida no Brasil no ano de 1974, quando as primeiras importações de sementes de ostras foram realizadas pelo Instituto de Pesquisa da Marinha em Cabo Frio/RJ. Quase na mesma época, o Instituto de Pesca de São Paulo trouxe sementes desta mesma espécie do Japão. A partir de 1989, o cultivo comercial de *C. gigas* estabeleceu-se em Santa Catarina (DA SILVA, 1998).

A espécie *Crassostrea gigas*, conhecida como ostra do pacífico ou ostra japonesa, é um organismo filtrador, alimentando-se do primeiro nível trófico da cadeia alimentar. Seu principal alimento constitui-se de diferentes espécies de microalgas. Este molusco bivalve ocorre naturalmente no litoral do Japão, China e Coréia, em áreas com salinidades de 5 ‰ até 35 ‰ e temperaturas anuais de 10 a 28 °C, habitando as áreas de variação de maré (IMAI, 1982).

POLI (op cit) indica que *C. gigas* desenvolve-se bem nos mais diversos ambientes costeiros. Os fatores limitantes para a sua exploração estão basicamente na seleção da área de implantação. Para um investimento seguro, devem-se levar em conta fatores como: salinidade, produtividade primária, temperatura, poluição, abundância de organismos competidores e incrustantes (fouling), parasitas e predadores, ventos dominantes, ondas,

correntes marinhas, renovação da água, navegação marítima, proximidade de grandes centros de consumo, áreas de pesca.

Quanto ao crescimento de *C. gigas* são muitas as publicações que tratam esse assunto. Segundo BARDACH *et al.*, (1972), a temperatura e a salinidade ótimas para o crescimento seriam 15 e 30° C e salinidade de 23 a 28 ‰. Por sua parte, KORRINGA (1976) estabelece uma temperatura entre 10 a 25 °C e a salinidade de 27,5 a 33 ‰. No entanto, a espécie também tem sido cultivada numa ampla faixa de salinidade, desde 10 até 41 ‰ e com uma variação de temperaturas muito ampla, que vai desde 2 °C até 34 °C (DA SILVA, 1998). Apesar da ampla capacidade de suportar salinidades e temperaturas extremas, os valores ótimos para o melhor desempenho em sistemas de cultivo são aqueles que coincidem com as características de um ambiente marinho e de clima temperado. Segundo POLI (2004), não é aconselhável cultivar esta espécie em regiões onde a água é sempre quente, já que a espécie é típica de águas frias. Tem se associado às elevadas mortalidades da espécie, áreas muito produtivas, com altos níveis de nutrientes, de fundo lodoso e com temperaturas que excedem os 20 °C.

O sistema de cultivo mais utilizado para a engorda das ostras do Pacífico é o “espinhel ou long line” porque permite cultivar grandes quantidades de ostras, utilizando pouca área, explorando o volume de água, ao usar a profundidade do local. Esta estrutura constitui-se basicamente de um cabo, ancorado e mantido suspenso na água por meio de bóias. Desta estrutura são atadas as “lanternas” que em seu interior contêm as ostras em crescimento, como se visualiza na Figura 2.8



Figura 2.8. Ostreicultor manipulando sistema de cultivo conhecido como “lanterna”, o qual contém no seu interior as ostras em crescimento. À direita da foto se observa as estruturas flutuante “espinhel ou long line” (foto disponível em www.cienciahoje.uol.com.br).

2.5.2. MACROALGAS MARINHAS

As algas marinhas são organismos autótrofos, com o mais baixo nível na cadeia trófica nos ecossistemas aquáticos. As algas representam a maior proporção de biomassa de organismos fotossintetizadores. Elas removem nutrientes da água, liberando o oxigênio essencial no ar que a humanidade respira, consumindo o dióxido de carbono, tóxico para a humanidade em altas quantidades. Portanto, as microalgas e macroalgas são a base para a vida no oceano, incluindo peixes, moluscos e outros animais que dependem delas como alimento.

Já as macroalgas podem ser utilizadas diretamente na alimentação humana, na fabricação de ração animal e de fertilizantes agrícolas, assim como na extração de ficocolóides (agar, carragenana e alginato) de grande interesse econômico. As principais aplicações dos ficocolóides estão relacionadas com a indústria alimentícia, têxtil, papel e farmacêutica, entre outras.

Na atualidade, aproximadamente quatro (4) milhões de toneladas de algas são colhidas, anualmente, em todo o mundo, sendo os chineses e japoneses os principais produtores, seguidos pelos norte-americanos e noruegueses. As algas permitem obter produtos de baixo custo e em quantidades inesgotáveis e delas têm sido obtidos produtos imprescindíveis para a vida do homem moderno, com valores que ultrapassam alguns bilhões de dólares anuais (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004).

No Brasil, a região costeira compreendida entre o estado do Ceará e o norte do estado do Rio de Janeiro abriga a maior diversificação de flora algácea. Apesar disto, a exploração de espécies com fins comerciais compreende apenas a coleta de algas vermelhas (*Gracilaria sp* e *Hypnea sp*) no litoral do nordeste, principalmente na costa entre os estados do Ceará e da Paraíba.

Devido à importância econômica, rápido crescimento e grande capacidade de absorção de nutrientes, as macroalgas têm sido cultivadas nos efluentes gerados no cultivo do peixe *Sparus aurata* e *Dicentrarchus labrax* (PORRELLO *et al.*, 2003), do salmão (BUSCHMANN *et al.*, 1994) e do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (MARINHO-SORIANO *et al.*, 2002). Existem experimentos realizados em fazendas de camarões nas Filipinas e na Tailândia que têm empregando o crustáceo filtrador *Artemia sp* e a macroalga *Gracilaria sp* com muito bons resultados. PAGAND *et al.*, (2000) empregando *Ulva lactuca* e *Gracilaria verrucosa*, indicaram que o uso de algas é uma alternativa viável no tratamento de efluentes do cultivo em altas densidades do peixe marinho *Dicentrarchus labrax*.

A *Hypnea sp* também tem sido cultivada consorciada com moluscos bivalves, com o propósito de aproveitar os nutrientes gerados no cultivo do molusco (HAINES; LANGTON *et al.*, citados por TROELL *et al.*, 2003)

NELSON *et al.*, (2001) obtiveram os melhores resultados de crescimento de *Gracilaria parvispora* empregando efluentes do cultivo de camarões marinhos, no Havai.

2.5.2.1. ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DA MACROALGA CLOROFÍCEA *Ulva fasciata* (DELILE, 1813).

O gênero *Ulva sp* pertence ao grupo de algas com distribuição cosmopolita, que vivem em altas densidades e em áreas com fortes aportes de nutrientes (SOULSBY *et al.*, citado por PAGAND, 1999). Esse gênero tem um talo laminar de cor verde brilhante, devido à presença de clorofila *a* e *b*, biestromética ou poliestromética na base. As suas lâminas lembram uma alface. Por isso é chamada como “**lettuce**”, “**sea lettuce**”, “**alface de mar**” e “**green laver**”.

As diferentes espécies têm um habitat comum, associado a ambientes marinhos de águas rasas, usualmente com profundidades inferiores a um (1) metro, apesar disso, KOPP (citado por PEREZ *et al.*, 1992) reportou talos de algas de *Ulva lactuca* a profundidades de 23 m. Também tem sido encontrada a 63 metros de profundidade, na plataforma continental do Estado de Rio de Janeiro (YONESHIGUE-VALENTIN comunicação pessoal) A reprodução é sazonal, usualmente durante a estação seca nas áreas tropicais, e primavera em climas temperados.

Geralmente cresce sobre corais, rochas, conchas de moluscos ou outros substratos duros, mas também podem ser encontradas epífitas de outras algas marinhas (PEREZ *et al.*, 1992).

Do ponto de vista da sua utilização, *Ulva fasciata* é empregada na alimentação humana em diversas partes do mundo, como componente de salada com outros vegetais, cozida em sopas e em outras preparações. Da mesma forma, as diferentes espécies de *Ulva* têm sido empregadas como fonte natural para a extração de moléculas bioativas, compostos nutricionais, nutracêuticos e farmacêuticos, compostos de grande interesse para o homem devido a suas eficientes propriedades antiinflamatórias, anticoagulantes e como agentes antivirais; e também têm sido empregadas como fertilizante (PEREZ *et al.*, 1992). Igualmente, é importante assinalar que *Ulva lactuca* apresenta um interessante nível de proteínas que varia entre 14,9 a 23,8 % e de carboidratos que está em torno de 42,1 a 50,6 %, em percentagem de matéria seca. Além disso, possuem todos os aminoácidos essenciais necessários para o desenvolvimento dos animais aquáticos (PEREZ *et al.*, 1992). Essas características nutricionais poderiam eventualmente serem aproveitadas, não só na elaboração de rações para animais aquáticos cultiváveis, também como um substituto potencial de elevada qualidade na ração aves.

2.5.2.2. FATORES DE CRESCIMENTO DA MACROALGA *Ulva fasciata*.

A principal característica deste grupo de algas é sua grande capacidade de proliferação em diversos ambientes, inclusive em zonas com uma forte poluição orgânica (natural ou antrópica). No entanto, existem alguns fatores físicos e químicos da água que favorecem esse crescimento (PEREZ *et al.*, 1992).

❖ Temperatura.

O crescimento de *Ulva curvata* está diretamente associada à temperatura da água (DUKE *et al.*, citado por PAGAND, 1999). De acordo com esses autores, em 8 dias experimentais, concluíram que o menor crescimento é atingido em temperaturas entre 5 e 14° C, com 13,6 % por dia, e o maior crescimento é de 18,3 a 28,3 % por dia, numa faixa de temperatura entre 21 e 26° C. Observações realizadas por FLORETO *et al.*, (citados por PAGAND, op cit) trabalhando com *Ulva pertusa* durante 21 dias, mostraram crescimento diário de 4,4 % a 15° C e de 3 % a 25° C.

Segundo PAGAND (1999), a temperatura influencia fortemente o crescimento de *Ulva sp*, mas possivelmente essa influencia estaria correlacionada à espécie utilizada.

❖ Luz.

Segundo PARKER (citado por PAGAND, 1999), a irradiância seria o fator mais limitante no crescimento celular, especialmente com valores inferiores a $40 \mu\text{E}/\text{m}^2 \text{s}^{-1}$. O efeito da luz sobre o crescimento de *Ulva curvata* é melhorado se a temperatura está na faixa adequada. Por outra parte, HENLEY (citado por PAGAND, 1999) determinou que para *Ulva rotundata* a saturação luminosa foi obtida com uma irradiância de $750 \mu\text{E}/\text{m}^2 \text{s}^{-1}$, provocando fragmentação e perda celular.

❖ Salinidade.

As diferentes espécies do gênero *Ulva sp* são capazes de suportar grandes variações de salinidade, mas FLORETO *et al.*, (citado por PAGAND, 1999) encontraram uma diminuição do crescimento de *Ulva pertusa* em salinidades de 20 ‰, e quando submetidas a 35 ‰ o crescimento aumentou. O crescimento da *Ulva sp* é próximo à salinidade do mar (35 ‰), mas a salinidade ótima depende de cada espécie. Assim, MOHSEN *et al.*, (citado por PAGAND, 1999) determinaram que a salinidade ótima para *Ulva fasciata* era 25 ‰.

2.5.2.3. ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DA MACROALGA RODOFÍCEA *Hypnea musciformis* (WULFEN, 1791) LAMOUREUX.

Na busca por novas espécies de algas como fonte de matéria prima para a indústria de carragenana, *Hypnea musciformis* tem sido explorada comercialmente em algumas partes do mundo, onde as populações são suficientemente abundantes para uma atividade comercial. Senegal e Brasil são exemplos de países tropicais onde existe uma exploração comercial desse recurso (OLIVEIRA, citado por LIMA 2001). Apesar da baixa produção comercial de algas no Brasil, há inúmeros bancos naturais e uma ampla diversidade de algas ao longo de toda a costa brasileira (OLIVEIRA & PLASTINO, citado por LIMA, 2001). *Hypnea musciformis* é uma espécie de interesse comercial devido à presença de carragenana do tipo k em sua parede celular (OLIVEIRA, citado por LIMA 2001). Esta substância é utilizada industrialmente como agente geleificante, estabilizante, espessante ou emulsificante (REIS & YONESHIGUE-VALENTIN, 1998). Esta espécie vem sendo explorada por décadas como matéria prima para produção de carragenana, porém sem estimativa de seus estoques naturais na costa brasileira (OLIVEIRA, citado por LIMA, 2001). Além disso, estudos recentes têm determinado que estratos de *Hypnea musciformis* apresentam atividade antiviral, o que abre possibilidades para sua utilização na indústria farmacêutica (comunicação pessoal YONESHIGUE-VALENTIN, 2007)

A espécie *Hypnea musciformis* apresenta uma distribuição na costa brasileira, que segundo SCHENKMAN (1989) ocorre do estado do Maranhão até Rio Grande do Sul. No estado de Santa Catarina, uma das regiões que apresenta uma grande biomassa desta macroalga é a Enseada de Armação do Itapocoroy (Penha, SC), sugerindo um potencial para exploração e/ou cultivo do recurso. Esta espécie cresce normalmente como epífita devido à presença de adaptações que facilitam sua fixação, na Enseada de Armação do Itapocoroy, *Hypnea musciformis* ocorre em abundância tanto em associação com a espécie *Sargassum sp* como com outras espécies de algas (LIMA, 2001)

2.5.2.4. FATORES DE CRESCIMENTO DA MACROALGA *Hypnea musciformis*

❖ Salinidade

Segundo LIMA (2001), *Hypnea musciformis* mostrou bom desempenho entre salinidades de 25 e 31 ‰, que são os valores observados na Enseada de Armação do Itapocoroy (Penha, SC). As taxas de crescimentos alcançados por Lima (op cit) variaram entre 11% dia⁻¹ até valores máximos de 21 % dia⁻¹. Enquanto YOKOYA & OLIVEIRA (1992a), estudando o efeito da salinidade sobre o crescimento de *H. musciformis*, constataram limites de tolerância entre 20 e 50 ‰.

❖ Luz

As macroalgas podem tolerar uma ampla variação de irradiância. Mas sob luz reduzida, o crescimento cessa, bem como sob luz excessiva que embranquece seus talos devido à saturação de fotossíntese (DAWES, 1989). A luz induz respostas funcionais, como mudanças na fotossíntese, reorientação dos cloroplastos e início da reprodução. Isto provavelmente ocorre porque a luz modifica os requerimentos de nitrogênio para uma máxima fotossíntese e crescimento através de alterações nos constituintes bioquímicos, como os pigmentos e as reservas de nutrientes (LAPOINTE & DUKE, citados por LIMA, 2001).

A irradiância afeta a assimilação dos nutrientes diretamente através das atividades fotossintéticas (LOBBAN & HARRISON, 1997). De acordo com DRING (1982), estudos de composição dos pigmentos das algas cultivadas em laboratório, usando diferentes valores de irradiância, mostraram aumento na clorofila *a* e mudanças nos pigmentos acessórios em baixas irradiância. Segundo LIMA (2001), o crescimento de *H. musciformis* em condições de diferente irradiância, entre 40 e 115 μMol fótons $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ não apresentaram diferenças significativas. Entretanto, testes feitos com 75 μMol fótons $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$ alcançaram os melhores resultados de crescimento, o que sugere que esta irradiância pode ser adequada para a planta.

❖ Temperatura

Esta rodófitica é comum nos costões rochosos, influenciados pelas baixas temperaturas das águas de ressurgências (YONESHIGUE, citado por BRAVIN & YONESHIGUE-VALENTIN, 2002). Segundo BRAVIN & YONESHIGUE-VALENTIN (2002), as maiores taxas de crescimento observa-se a 25 °C, o que concorda com os dados de YOKOYA & OLIVEIRA (1992b), de que os picos de crescimento dessa alga ocorrem em altas temperaturas. Por outra parte, *H. musciformis* desenvolveu-se bem em incubações submetidas a 20 °C como 25 °C, o que conforma o seu caráter euritérico.

❖ Aeração

Segundo BRAVIN & YONESHIGUE-VALENTIN (2002), a aeração é um fator muito importante para o crescimento da alga. Fragmentos incubados sob melhores condições de nutrientes, aeração e temperatura, tiveram mais sucesso do que aqueles cultivados em meio estagnado, os quais se deterioraram após 20 dias de incubação. Por sua parte, REIS & YONESHIGUE-VALENTIN (1998) determinaram que a movimentação da água foi um fator determinante na produção de biomassa de *H. musciformis* em populações naturais e em cultivos *in situ*, respectivamente.

2.5.3. NECESSIDADES DE NUTRIENTES DAS MACROALGAS

Assim como todas as algas marinhas, as espécies dos gêneros *Ulva sp* e *Hypnea sp* requerem carbono inorgânico, água, luz e vários íons minerais para a fotossíntese e crescimento (DEBOER, 1981). Apesar da diferença morfológica e ecológica com o fitoplâncton, pelo fato de as macroalgas estarem aderidas ao substrato, suas exigências nutricionais são muito semelhantes.

Dentre os nutrientes, o nitrogênio é de particular importância porque é o elemento mais limitante para o crescimento e desenvolvimento das algas marinhas. Este nutriente tem a importante função de constituir os principais compostos do metabolismo. O nitrogênio é importante na formação de aminoácidos, purinas, pirimidinas, açúcar aminadas e aminas, entre outros compostos. O fósforo é outro nutriente que tem um importante papel na nutrição das macroalgas, ele permite a transferência de energia e tem função estrutural. É importante na formação de ATP, GTP, etc, ácido nucléico, fosfolipídios, coenzimas (incluindo coenzima A), fosfoenolpiruvato (DEBOER, 1981).

Carbono, hidrogênio, oxigênio, fósforo, magnésio, cobre, manganês e molibdênio são requisitados por todas as algas (O'KELLEY, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

Por outro lado, há uma tendência a considerar que as exigências são iguais para todas as algas marinhas, mas pela heterogeneidade de seus talos é difícil generalizar sobre seus exatos requerimentos (DEBOER, 1981). Porém, existem evidências que N, P e Fe, junto a Cu, Zn, Mn e C poderiam ser limitantes para o crescimento algaceo, pelo fato que a concentração destes elementos na água do mar variar muito.

As concentrações destes elementos nos tecidos das algas são 104 a 105 mais altas que a concentração na água de mar. Estudos têm demonstrado que dentre os nutrientes, o mais limitante para o crescimento das algas marinhas é o nitrogênio (TOPIKA & ROBBINS, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997; DEBOER & RYTHER, citados por LOBBAN & HARRISON, 1997) e que o segundo elemento limitante seria o fósforo (LAPOINTE *et al.*, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

2.5.3.1. FATORES QUE AFETAM A ABSORÇÃO DE NUTRIENTES EM MACROALGAS.

a) FATORES FÍSICOS

❖ Luz

A influencia principal da luz sobre absorção de nutrientes é indireta, através da fotossíntese. A luz entrega energia para o transporte ativo, produz o esqueleto de carbono e incrementa a taxa de crescimento, entre outras funções (LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Fotoperíodo

Algumas enzimas apresentam valores ótimos de síntese e atividade, de acordo com a relação horas luz : horas escuridão (LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Temperatura

O efeito está associado à atividade do metabolismo celular. Muitos estudos assinalaram que o efeito da temperatura sobre a absorção de íons é dependente do tipo de íon e da espécie de macroalga (LOBBAN & HARRISON, 1997). Por exemplo, há uma marcada queda na taxa absorção de nitrato em *Laminaria longicruris*, mas não para *Fucus spiralis*, com temperaturas baixas (TOPIKA, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Movimento da Água

É um fator importante no movimento de íons sobre a superfície do talo da alga. Em áreas de baixa turbulência ou cultivo estagnado, o transporte de íons através da camada celular exterior da alga é limitado pela taxa de difusão e não pela concentração de nutrientes no meio (BRAVIN & YONESHIGUE-VALENTIN, 2002).

❖ Dessecação

É outro fator importante, porque dependendo da espécie de alga, o tempo de exposição à dessecação terá efeito no processo de absorção de nutrientes. Assim, estudos têm demonstrado que perdas de água entre 10 e 30 % e tempos de exposição entre 10 e 30 minutos de dessecação melhoram a absorção de nutrientes comparadas com plantas hidratadas (THOMAS *et al.*, citados por LOBBAN & HARRISON, 1997).

As espécies *Pelvetiopsis limitata* e *Fucus distichus* aumentaram ao dobro a absorção de nitrato e amônia após a perda de 30 % de peso fresco por dessecação. Ambas as espécies continuam o processo de absorção de nitrato e amônia ainda com uma dessecação severa, com perdas de 50 a 60 % do peso fresco original. Já a espécie *Gracilaria pacifica*, com habitat sub-mareal, não mostra um melhoramento na taxa de absorção de nitrogênio após dessecação.

b) FATORES QUÍMICOS

❖ Concentração de Nutrientes

Têm-se determinado que em altas concentrações de nitrato existe uma inibição na absorção de fosfato em *Ulva sp.* Por outra parte, cálcio e sódio, assim como magnésio e potássio, são antagônicos entre eles. Por exemplo, amônia poderia inibir em até 50 % a absorção de nitrato em muitas macroalgas (DEBOER, 1981) e fitoplâncton marinho (DORTCH, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Forma Molecular ou Iônica do Nutriente

O nitrogênio na forma de amônia é absorvido mais rapidamente que nitrato, uréia ou aminoácido em muitas espécies de algas (DEBOER, 1981). Ao contrario, *Gelidium sp*, *Macrocystis sp* e *Laminaria sp* absorvem nitrato e amônia em taxas iguais quando estão simultaneamente no meio (HARRISON *et al.*, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Inibidores Exógenos ou Poluentes

Estes compostos podem afetar os transportadores da membrana ou alterar sua atividade e taxa de síntese de nutrientes na macroalga. Segundo WHEELER & SRIVASTAVA (citado por LOBBAN & HARRISON, 1997) determinarão que a capacidade de absorção do nitrato foi inversamente proporcional à concentração de nitrato intracelular em *Macrocystis integrifolia*.

c) FATORES BIOLÓGICOS.

❖ Histórico Nutricional

A taxa de absorção de amônia é função do passado nutricional da planta. Assim, quando *Gracilaria folifera* e *Agardhiella subulata* crescem em condições controladas do nutriente, ou seja, onde o nitrogênio é limitante, a razão C/N no talo da alga é 10 vezes maior (por átomo) e mostra uma taxa mais alta de incorporação de amônia, que aquelas plantas que não tiveram nitrogênio limitante (razão C/N < 10) na sua fase de crescimento (DELIA & DEBOER, citados por LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Tipos de Tecido da Planta

Diferentes partes da planta podem ter uma taxa de absorção diferenciada. O estipe da alga *Fucus spiralis* tem uma baixa taxa de absorção para o nitrogênio quando mantida em baixa atividade metabólica conforme relatado por TOPIKA (citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

Para SCHMITZ & SRIVASTAVA (citados por LOBBAN & HARRISON, 1997), a região madura de *Macrocystis sp* incorpora e transporta fosfato para a região meristemática da alga. Igualmente verificado por DAVISON & STEWART (citados por LOBBAN & HARRISON, 1997) com a espécie *Laminaria digitata*. Estes autores demonstraram que 70% do nitrogênio demandado pela região meristêmica em *Macrocystis sp* foi fornecido pelo transporte de nitrogênio assimilado pelos aerocistes maduros, provavelmente na forma de aminoácidos.

❖ Idade da Alga

A absorção do nitrato e amônia para três classes de idade de *Laminaria groenlandica* decresce com o aumento da idade da alga; a taxa de absorção para o primeiro ano é três vezes maior que para o segundo e o terceiro ano da planta (HARRISON *et al.*, citado por LOBBAN & HARRISON, 1997).

❖ Razão Superfície-Área (SA) : Volume (V)

A razão SA:V e as formas do talo são fatores que influenciam a taxa de absorção de nutrientes. Assim, foi determinado um incremento na absorção de nutrientes associado com um aumento na razão SA:V, determinado pelo aumento do número de pelos e protuberâncias do talo de *ceramium rubrum* (DEBOER & WHORISKEY, citados por LOBBAN & HARRISON, 1997).

Um estudo feito com mais de 17 espécies de macroalgas por WALLENTINUS (citado por LOBBAN & HARRISON, 1997) determinou que as taxas de absorção de nitrato, amônia e fosfato são mais altas em espécies com uma alta razão SA:V (*Cladophora glomerata*, *Enteromorpha procera* e *Ulva sp*) que naquelas com baixa razão SA:V (*Fucus vesiculosus*, *Phyllophora truncata*).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. LOCAL E PERÍODO DE ESTUDO

O trabalho experimental foi desenvolvido durante o período compreendido entre Junho de 2004 e Setembro de 2005. Os testes foram realizados nas dependências do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM), pertencente ao Departamento de Aqüicultura (AQI) do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis/SC, localizado às margens da Lagoa da Conceição na Barra da Lagoa (Figura 3.1).



Figura 3.1. Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) localizado nas margens da Lagoa da Conceição, Florianópolis - Santa Catarina, Brasil (foto disponível em <http://www.lcm.ufsc.br>, 2005).

A pesquisa foi desenvolvida em três etapas experimentais, a primeira etapa avaliou a eficiência de remoção do material particulado dissolvido mediante os processos de sedimentação e filtração pelas ostras *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rhizophorae*, utilizando efluente do ciclo de crescimento em fazenda do camarão. Na segunda etapa experimental, o avaliou-se a capacidade de remoção de nutrientes inorgânicos dissolvidos mediante processos de sedimentação e absorção pelas espécies de macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*, empregando efluente do processo de crescimento e maturação de reprodutores de camarão, mantidos em sistema fechado de água com flocos como biofilme.

Finalmente, a terceira etapa experimental avaliou as eficiências de remoção de material particulado e de nutrientes inorgânicos dissolvidos, mediante a integração dos

processos de sedimentação, filtração e absorção. Nessa etapa foi empregado o efluente de mesma origem daquele usado na segunda etapa experimental

3.2. MATERIAL BIOLÓGICO

As ostras do mangue *Crassostrea rhizophorae* e do Pacífico *Crassostrea gigas* foram doadas pelo Laboratório de Moluscos Marinhos (LMM) da Barra da Lagoa da UFSC, provenientes do cultivo que o laboratório tem na localidade de Sambaqui, Norte da cidade de Florianópolis.

Foram empregados um total de 200 indivíduos adultos de cada espécie de ostra, com peso médio úmido de 80 g (Figuras 3.2 e 3.3). No laboratório os organismos foram limpos externamente, removendo incrustantes, e mantidos em acondicionamento em 2 tanques de 125 litros de capacidade, um para cada espécie, alimentados diariamente com 30 litros de uma mistura de microalgas da espécie *Chaetoceros calcitrans* e *Thalassiosira fluviatilis*. Antes da alimentação, foram efetuadas trocas diárias de água, 60 % do volume do tanque.

Cada tanque de acondicionamento estava implementado com uma linha de ar para manter os níveis de oxigênio de acordo com as necessidades das espécies.

Antes de cada teste, as ostras foram revisadas externamente, para conhecer seu estado sanitário. Aqueles indivíduos que apresentavam uma melhor aparência (concha bem fechada, sem furos e sem incrustantes) foram selecionados para os testes.

Durante esse período e antes de cada teste, os indivíduos foram aclimatados gradualmente à salinidade presente no efluente utilizado nos diferentes testes. Não houve controle de temperatura, de forma que esta teve as variações próprias da sazonalidade. Da mesma maneira, não houve controle sobre a luz, tanto da intensidade quanto o fotoperíodo que correspondeu aproximadamente a 16 horas de luz e 8 horas de escuro.



Figura 3.2. Exemplar de ostra adulta de *C. gigas* empregada no processo de filtração.



Figura 3.3. Exemplar de ostra adulta de *C. rhizophorae* empregada no processo de filtração.

As macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*, foram coletadas manualmente de populações naturais presentes na Enseada de Armação do Itapocoroy, Penha - SC ($26^{\circ} 47' S - 48^{\circ} 37' W$), localidade distante a 103 km de Florianópolis, Capital do Estado de Santa Catarina (Figura 3.4).



Figura 3.4. Praia Enseada de Armação do Itapocoroy, Penha-Santa Catarina ($26^{\circ} 47' S - 48^{\circ} 37' W$), Brasil, localidade da coleta das macroalgas utilizadas nos experimentos.

No laboratório, as algas foram selecionadas, limpas e acondicionadas em dois tanques com as mesmas características dos utilizados com as ostras (Figuras 3.5 e 3.6).



Figura 3.5. Macroalga *Hypnea musciformis* utilizada no processo de absorção de nutrientes.



Figura 3.6. Macroalga *Ulva fasciata* utilizada no processo de absorção de nutrientes.

Durante o período de aclimação, prévio a cada teste, as macroalgas foram acondicionadas gradualmente à salinidade presente no efluente utilizado nos diferentes testes, sendo necessário baixar entre 2 a 3 ‰ diariamente. Também foram feitas trocas de água, em torno de 60 % do volume do tanque. Cada tanque de aclimação foi implementado com duas linhas de ar para manter os níveis de oxigênio da água perto da saturação e as macroalgas em constante movimentação, de forma que recebessem a mesma quantidade de luz em toda a superfície do talo. Da mesma maneira, que com as ostras, não houve controle de temperatura, de forma que esta teve as variações próprias da sazonalidade. Quanto ao fotoperíodo, este parâmetro teve aproximadamente 16 horas de luz e 8 horas de escuro.

3.3. PRIMEIRA ETAPA EXPERIMENTAL

3.3.1. EFLUENTE ESTUDADO

Na primeira etapa experimental, o efluente estudado foi obtido da Fazenda Experimental Yakult de propriedade da Universidade Federal de Santa Catarina, situada no município de Barra do Sul (26° 32' S - 48° 39' W), litoral norte de Santa Catarina, a partir do cultivo de camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Figura 3.7). A Fazenda Experimental Yakult possui uma área total de espelho de água aproximada de 23 hectares, dividida em 17 viveiros de cultivo (Figura 3.8).



Figura 3.7. Camarão branco *Litopenaeus vannamei* despescado na fazenda Yakult após 110 dias de cultivo (aproximadamente com 12 g de peso) (disponível em <http://www.lcm.ufsc.br>).



Figura 3.8. Fazenda Yakult localizada no Município de Barra do Sul, Norte do Estado de Santa Catarina (disponível em <http://www.lcm.ufsc.br>)

No momento da coleta do efluente, o viveiro tinha aproximadamente 30 dias de povoamento com camarões juvenis da espécie *Litopenaeus vannamei*, com uma densidade de 15 indivíduos/m² e método semi-intensivo de cultivo.

Para coletar o efluente, foram simuladas trocas de água, que consistia na retirada de uma ou duas tábuas reguladoras de nível na caixa de despesca de modo a provocar a saída da água de forma similar a uma troca de água normal. A água saía próximo ao fundo, passando por baixo do primeiro conjunto de tábuas, subia e trasbordava por cima do segundo conjunto (sistema monge), alcançando o canal de drenagem.

Após a retirada das tábuas, a água era deixada vertendo para fora do viveiro por aproximadamente cinco minutos, quando eram feitas as coletas entre os dois conjuntos de tábuas do sistema (Figura 3.9).

As amostras de efluente foram acondicionadas em recipientes plásticos de 60 litros de capacidade e mantidas em escuro até serem levadas ao laboratório.

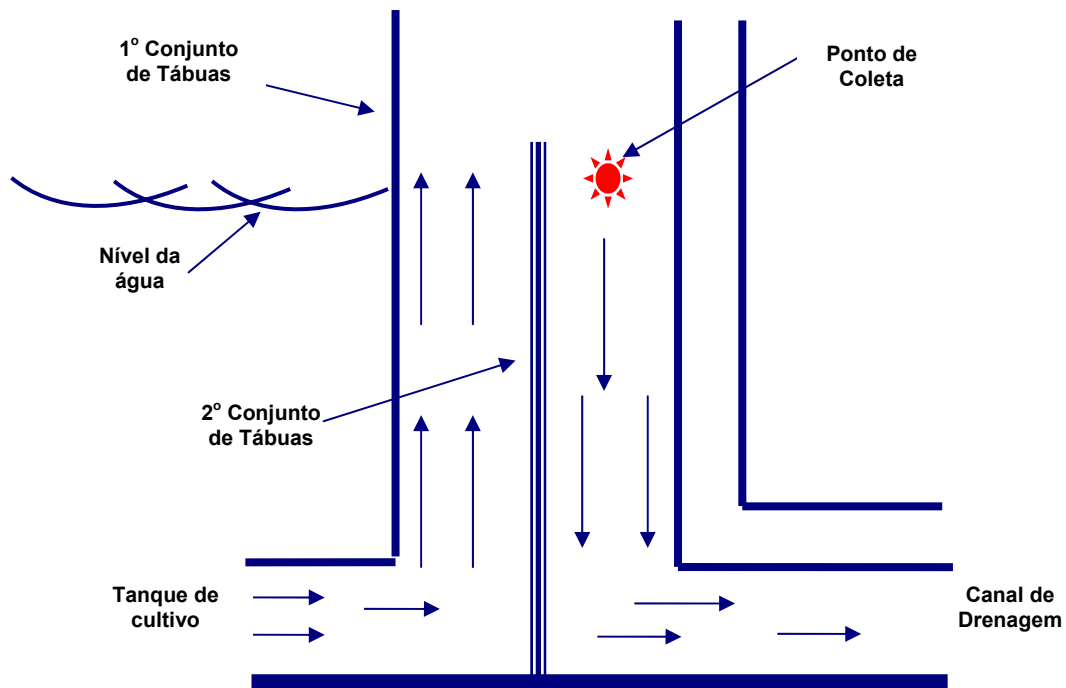


Figura 3.9. Corte transversal do “sistema monge” de drenagem, mostrando o ponto de coleta do efluente. As setas indicam a direção do fluxo da água até o canal de drenagem da fazenda (modificado de TORIGOI, 2001).

O viveiro Nº 2 foi empregado para coletar o efluente necessário para realizar os testes da primeira etapa experimental. O viveiro possui uma área da lâmina de água de 12.661,40 m² e uma altura média de 0,8 m, o que determina um volume médio de água de 10.129,12 m³.

O ciclo de produção do camarão na fazenda Yakult demora mais ou menos 110 dias, tempo no qual a fazenda faz trocas de água apenas quando o viveiro apresenta algum problema na sua qualidade ou quando se dispõe de água suficiente nos canais de abastecimento. Apesar disso, pode se estimar uma percentagem de renovação diária de água de 1,0 % do volume total de lâmina de água durante o ciclo de produção.

Baseado nesses dados, o viveiro Nº 2 produziria um volume diário de efluente de 101,29 m³ o que extrapolado para o ciclo completo de crescimento do camarão alcançaria um volume total de descarga em 110 dias de 11142,03 m³ de efluente.

3.3.2. UNIDADES EXPERIMENTAIS

Para avaliar o processo de sedimentação foram empregados tanques cilindro-cônicos com um volume total de 100 litros. Nestes tanques de sedimentação, o efluente permaneceu estático, sem ar, de acordo com os diferentes tempos de retenção hidráulica estudados, na seqüência, o efluente sobrenadante era transferido às unidades experimentais de filtração, onde se encontravam os moluscos. O mesmo procedimento foi empregado em todos os testes desta etapa experimental, tanto para a ostra do mangue quanto para a ostra do Pacífico.

Para o processo de filtração, foram empregados tanques cilindro-cônicos de cor preta com um volume total de 50 litros, os quais foram cheios com 15 litros do efluente (Figura 3.10). Cada unidade experimental foi acondicionada com um suporte interno circular de tela plástica de cor preta para evitar a acumulação de organismos no fundo do cone do tanque (Figura 3.11). Em cada tanque foi colocada uma linha central de ar para manter a matéria dissolvida em suspensão e os níveis de oxigênio dissolvidos compatíveis com os requerimentos das espécies utilizadas. Utilizou-se o fotoperíodo natural para a época, consistente em 16 horas de luz e 8 horas de escuro (16:8).



Figura 3.10. Disposição dos tanques para os processos de sedimentação e filtração pelas ostras *C. rhizophorae* e *C. gigas*.

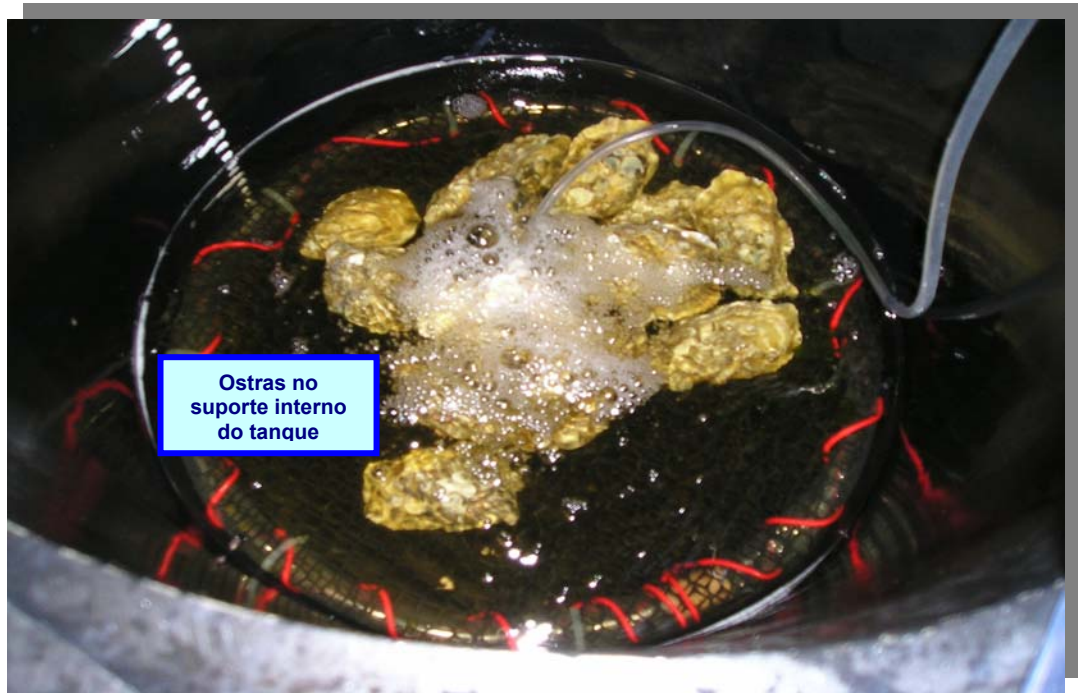


Figura 3.11. Disposição interna das ostras no tanque de experimentação durante o processo de filtração.

3.4. SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL

Devido à presença do vírus da mancha branca (White Spot), detectado no início do ano 2005, em diferentes fazendas de cultivo de camarão do Estado, a Secretaria da Agricultura determinou o fechamento temporal de todas as atividades de cultivo de camarão, como uma medida cautelar (Figura 3.12).

Conseqüentemente, desde o momento que se registraram os primeiros casos da doença até o mês de Junho de 2005, no estado de Santa Catarina não se realizou nenhum ciclo de produção, de forma que a fazenda Yakult fechou temporariamente suas atividades, respeitando essa determinação.



Figura 3.12. Exemplar do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* com o vírus da “Mancha Branca”.

Como consequência desse fato à pesquisa, teve-se que mudar de efluente na segunda etapa experimental, passando-se a avaliar o efluente gerado no processo de crescimento e maturação de reprodutores, que posteriormente foram utilizados como matrizes na produção de larvas no Laboratório de Camarões Marinhos (LCM).

O sistema de produção de reprodutores consistia em tanques de fibra de vidro de cor preta com oito (8) metros de diâmetro e oitenta (80) centímetros de profundidade, com um volume total de 40,3 m³ de água/tanque.

No sistema, o camarão ingressa com 0,3 g e permanece até atingir um peso médio de 35 g em 14 meses, aproximadamente. Todos os tanques possuíam aeração vigorosa e constante como se observa na Figura 3.13.



Figura 3.13. Tanques de reprodutores do camarão *L. vannamei* em sistema fechado com biofilmes suspensos.

O tanque selecionado para coletar o efluente, mantinha uma densidade aproximada de 37 indivíduos/m². Diariamente era fornecido alimento formulado (pellet), melação e farelo de trigo para manter a população microbiana do biofilme na forma de flocos suspensos.

Os tanques eram mantidos em sistema de estufa para conservar uma temperatura alta e sem variações diárias. Utilizava-se uma taxa mínima de reposição de água de 10 litros diariamente, só com o propósito repor a água despejada para tirar o lodo orgânico que se formava no centro do tanque.

Baseado nessa informação, estimou-se em 33,6 m³ (8 tanques x 10 litros/dia x 420 dias) , aproximadamente, o volume total das descargas de efluente, durante todo o ciclo de crescimento dos reprodutores.

Para coletar o efluente foram simuladas trocas de água, deixando o registro aberto por aproximadamente 5 minutos para eliminar os restos de camarões que se concentravam no canal de drenagem central dos tanques. Posteriormente, quatro (4) tanques de plástico de 60 litros de capacidade eram cheios com água do fundo e transportados ao laboratório de pesquisa.

Uma vez no laboratório, os sólidos foram re-suspensos mediante agitação mecânica da água, para logo pegar amostras em triplicatas de 500 mL do efluente para análise dos parâmetros físicos, químicos e nutrientes dissolvidos.

3.4.1. UNIDADES EXPERIMENTAIS.

Para todos os testes da segunda etapa experimental, foram empregados tanques cilíndricos transparentes de policarbonato (vasilhames de água mineral) com um volume total de 20 litros, os quais foram cheios com 15 litros do efluente (Figura 3.14). Cada unidade experimental foi implementada com uma linha central de ar para manter a matéria dissolvida e os inóculos das macroalgas em suspensão. Utilizou-se fotoperíodo natural de acordo a sazonalidade com 16 horas de luz e 8 horas de escuro (16:8).

Para avaliar a eficiência de remoção do processo de sedimentação foram empregados os mesmos tanques cilindro-cônicos da primeira etapa experimental. Nestes tanques de sedimentação, o efluente permaneceu estático, sem ar, de acordo com o tempo de retenção hidráulica empregado, em seguida o efluente sobrenadante era transferido às unidades experimentais de absorção, onde se encontravam as macroalgas testadas.

Esse procedimento foi empregado em todos os testes da segunda etapa experimental, para as duas espécies de macroalgas, *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*.

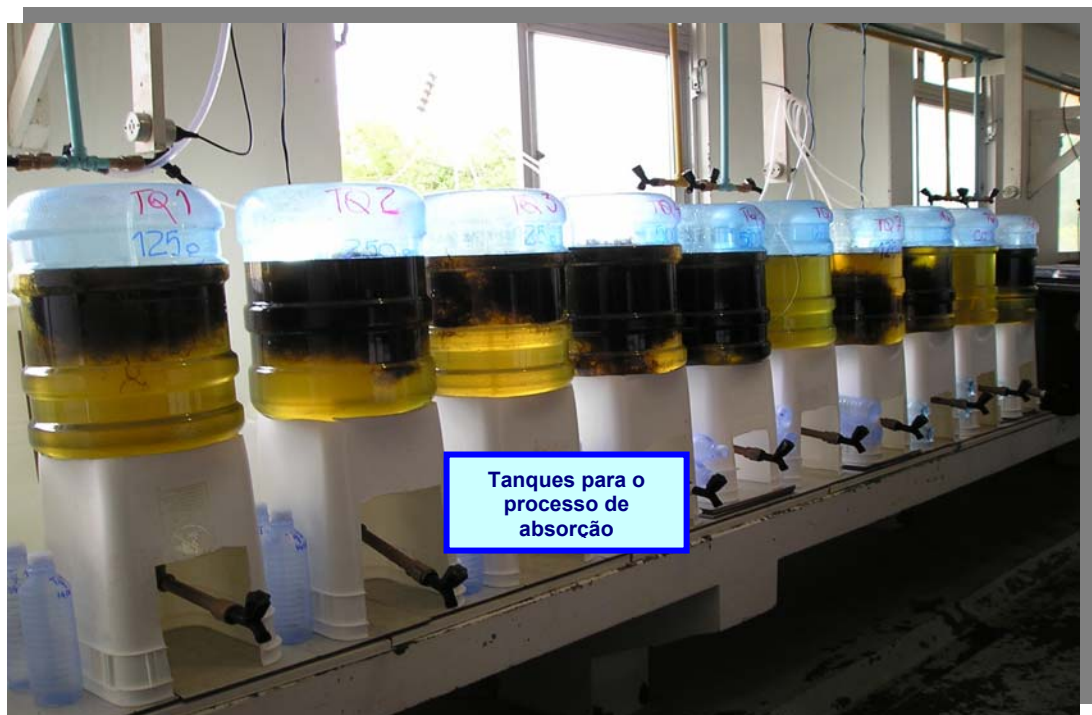


Figura 3.14. Tanques de experimentação utilizados para o processo de absorção pelas macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis*.

3.5. TERCEIRA ETAPA EXPERIMENTAL

Nesta etapa foram integrados os três processos empregados na remoção dos sólidos e nutrientes dissolvidos das etapas experimentais anteriores. A terceira etapa experimental visou avaliar a eficiência de remoção do material particulado e nutriente inorgânicos dissolvidos, mediante processos integrados de sedimentação, filtração com a espécie de ostra do mangue *Crassostrea rhizophorae* e absorção com a macroalga *Ulva fasciata*. A escolha das espécies empregadas baseou-se nos resultados apresentados na primeira e segunda etapa experimental. Da mesma forma, a biomassa utilizada para a ostra, o inóculo de macroalga e o tempo de residência hidráulica do efluente foram determinados de acordo com o desempenho demonstrado pelas espécies assinaladas nas etapas anteriores.

Para esta etapa foram empregadas as mesmas unidades experimentais das etapas anteriores nos processos de sedimentação, filtração e absorção, mantendo os procedimentos experimentais já utilizados (Figura 3.15). O efluente utilizado teve a mesma origem daquele da segunda etapa experimental. Os procedimentos de aeração no processo de filtração e absorção, amostragem, homogeneização, quantidade de efluente usado e metodologias de análise dos parâmetros de qualidade da água, entre outros, foram os mesmos das etapas experimentais anteriores. Nesta terceira etapa experimental, nos processos de sedimentação, filtração e absorção, determinou-se a eficiência de remoção de bactérias totais

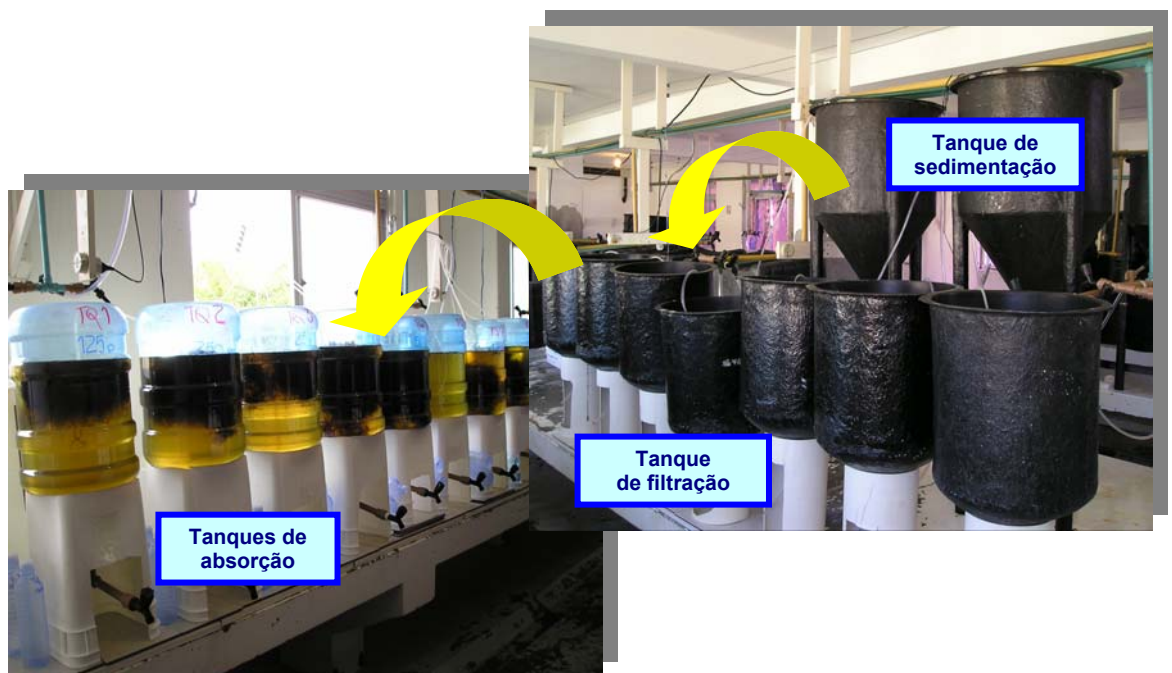


Figura 3.15. Tanques empregados na integração dos processos de sedimentação, filtração e absorção.

3.6 SÍNTESE DOS EXPERIMENTOS

A Figura 3.16 apresenta um fluxograma síntese, para melhor visualização da condução dos experimentos nas três etapas experimentais.

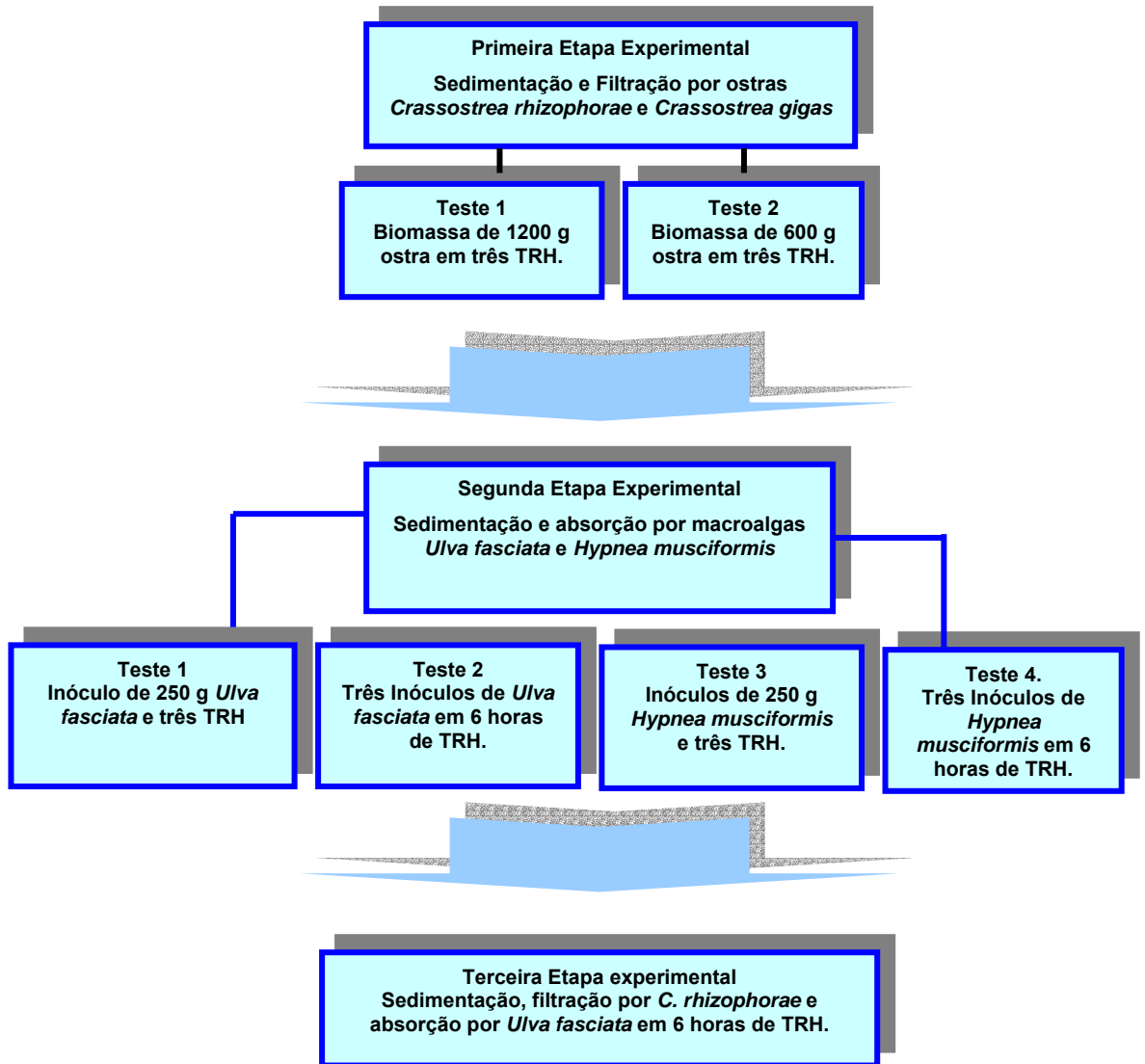


Figura 3.16. Síntese dos testes executados durante as três etapas experimentais.

3.7. ROTINA EXPERIMENTAL

Nas três etapas experimentais, o efluente bruto coletado era vigorosamente agitado para novamente suspender as partículas sedimentadas. Posteriormente, eram coletadas amostras de água em triplicata de 500 mL para as análises dos parâmetros físico-químico.

A avaliação da qualidade da água nas três etapas experimentais foi feita através das determinações de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, sólidos suspensos totais (SST), sólidos voláteis totais (SVT), clorofila *a* e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). Na segunda etapa experimental foram acrescentadas as análises de nutrientes dissolvidos: amônia, nitrito, nitrato e ortofosfato. Na terceira etapa experimental foi incorporada a análise de bactérias totais, cujos resultados são expressos em Unidades Formadoras de Colônias (UFC)

As pesagens tanto das ostras quanto das macroalgas, foram feitas em uma balança marca TECNAL modelo MARK 2000 CLASSE II ($\pm 0,01$), para estabelecer os grupos experimentais de cada teste.

Cada tratamento consistia em três repetições, exceto o controle que tinha uma unidade só. A unidade controle empregada nos testes de filtração continha conchas de moluscos sem animais com o mesmo número que no tratamento, de forma a manter as condições experimentais semelhantes. No caso do tanque controle nos testes com macroalgas, este era mantido sem macroalgas, só com o efluente.

Para avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e inorgânica, expressa em percentagens, nos tratamentos de sedimentação, filtração de moluscos e absorção de macroalgas, foi empregada a relação proposta por PANIAGUA - MICHEL e GARCIA (2003).

3.7.1. PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

3.7.1.1. DETERMINAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO, TEMPERATURA, SALINIDADE, pH E TURBIDEZ

A determinações de oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade e pH foram feitos diretamente nas unidades experimentais, mediante uma sonda multi-parâmetros YSI 556. A turbidez foi determinada através do Turbidímetro marca HACH e os valores expressos em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

3.7.1.2. DETERMINAÇÃO DE ORTOFOSFATO (PO_4^{-3}), AMÔNIA ($N-NH_3$), NITRITO ($N-NO_2$) E NITRATO ($N-NO_3$)

Os nutrientes inorgânicos dissolvidos ortofosfato (PO_4^{-3}), amônia ($N-NH_3$), nitrito ($N-NO_2$) e nitrato ($N-NO_3$) foram analisados no Laboratório de Camarões Marinhos (LCM), utilizando o fotolorímetro micro-processado Modelo AT2K8 da empresa Alfabak. Os métodos

empregados pelo instrumento na determinação dos parâmetros assinalados (Tabela 3.1) estão baseados no Standard Methods (1998).

Previamente às determinações, amostras de água de 500 mL foram coletadas em cada unidade experimental para logo serem filtradas com o auxílio de uma bomba à vácuo, através de filtros de fibra de vidro GF/C Whatmann de 47 µm de poro, para logo serem analisadas. Sempre que houve extrapolação dos limites de detecção do método, devido à alta concentração do nutriente mensurado foram feitas diluições na amostra.

Tabela 3.1. Métodos empregados na determinação dos nutrientes dissolvidos na segunda e terceira etapa experimental (informação fornecida pela Empresa Alfakit).

Determinação Colorimétrica	Métodos Reagentes	Número da Técnica	Sensibilidade (mg/L)	Limite Maximo da Curva (ppm)
Amônia	Nessler	F010	0,05	7
Nitrito	1-Naftilamina	F053	0,003	0,5
Nitrato	Brucina	F051	0,3	15
Ortofosfato	Alfa amino	F056	0,05	5

3.7.1.3. CLOROFILA *a*

A clorofila *a* foi analisada no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Cada amostra foi filtrada através de filtros de fibra de vidro Whatmann 934 – AH de 45 µm de poro, os quais ficavam congelados até fazer a extração. A clorofila *a* era extraída com uma solução de etanol e determinada por espectrofotometria segundo metodologia proposta por NUSCH (1980).

3.7.1.4. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO₅)

A determinação da DBO₅ foi realizada no LIMA com amostras brutas das coletas dos efluentes da fazenda e tanques berçários com reprodutores. As amostras foram incubadas, sem filtração prévia, por 5 dias em garrafas especiais utilizando-se um aparelho HACH, modelo BOD TRACK, de acordo com o método recomendado pela Standard Methods (1998).

3.7.1.5. SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS E SÓLIDOS VOLÁTEIS TOTAIS

Os sólidos suspensos totais (SST) e sólidos voláteis totais (SVT) foram determinados usando o método de CLESCERI *et al.*, (1989).

Amostras de água, com um volume conhecido, foram filtradas a vácuo através de membranas de acetato de celulose de 0,45 µm de poro e 47 mm de diâmetro, previamente pesadas e secas a 110 °C. Logo após a filtração, as membranas filtrantes foram secadas em estufa a 75° C até peso constante. O dado para material em suspensão foi calculado a partir das diferenças de peso. Após essa etapa, os filtros foram submetidos à queima em forno mufla a 550° C e a partir da diferença de peso antes e após a queima, foram calculados os dados de matéria orgânica e inorgânica em suspensão.

3.7.1.6. BACTÉRIAS TOTAIS

A determinação das bactérias totais foi feita na terceira etapa experimental. Amostras de águas do efluente bruto e na fase final de cada tratamento de sedimentação, filtração e absorção, foram coletadas em garrafas de vidros esterilizados, em duplicatas. A água coletada foi semeada em meio de cultivo agar-agar e logo incubada por 24 horas em estufa a 60 °C, no setor de Microbiologia do LCM. Posteriormente, a contagem de unidade formadora de colônias (UFC) foi feita com o auxílio de um microscópio invertido.

3.7.2. PROCEDIMENTOS ESTATÍSTICOS

Com o auxílio do software Microsoft Excel, foram calculados a média e o desvio padrão para os dados dos processos de sedimentação, filtração e absorção

Nas três etapas experimentais utilizou-se análise de variância (ANOVA) com probabilidade de $P < 0,05$ para determinar diferenças estatísticas entre os tratamentos. Previamente à aplicação da ANOVA, em todos os testes foi comprovada a homogeneidade das variância mediante o teste de Bartlett e a normalidade dos dados com o teste de Kolmogorov – Smirnov ($P < 0,05$).

Os valores das percentagens de remoção dos sólidos totais e nutrientes dissolvidos das três etapas experimentais foram transformados a seus equivalentes arcosenos, antes da aplicação da análise de variância (ANOVA). Posteriormente, para determinar possíveis diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as médias dos tratamentos, foi utilizado o teste de contraste de medias TUKEY ($P < 0,05$).

Para os diferentes procedimentos estatísticos foram utilizados os softwares *Statistica 6.0.* e o *Assistat 7.3.*

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

4.1. PRIMEIRA ETAPA EXPERIMENTAL: SEDIMENTAÇÃO E FILTRAÇÃO POR OSTRAS

4.1.1. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Durante a primeira etapa experimental da pesquisa, ano 2004, foram feitas diversas coletas do efluente da fazenda Yakult. Os resultados das análises dos principais parâmetros físicos e químicos da água, que caracterizam esse efluente são apresentados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Qualidade de água do efluente bruto da fazenda Yakult, utilizado ao longo da primeira etapa experimental.

DATA	T (°C)	pH	S (‰)	OD (mg/L)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO - a (µg/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)
22/10/04	24,6	8,2	19,2	5,3	29,4	138	4,2	8,2	6,2	0,1
26/10/04	21,5	8,3	18,0	5,2	28,9	140	3,8	3,7	8,6	0,8
16/11/04	21,7	7,6	18,5	4,3	29,4	168	4,0	10,2	8,2	0,1
26/11/04	23,2	8,7	17,8	4,2	29,0	400	2,6	5,6	4,6	1,4
08/12/04	25,8	8,2	18,5	3,8	27,9	288	3,5	10,2	1,4	1,6
13/12/04	23,7	8,1	17,6	3,6	21,9	436	3,5	23,2	0,2	0,9

Observa-se na Tabela 4.1 que a temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e pH não apresentaram variações significativas durante o período de amostragem, sendo que os valores de pH e salinidade são os que apresentaram as menores variações temporais. O oxigênio dissolvido tem uma queda em relação direta com o avanço do tempo de cultivo, associada à acumulação no sistema de restos de alimento não consumido e fezes, que provocam um consumo de oxigênio maior devido aos processos de degradação e transformação da matéria orgânica.

A turbidez teve poucas variações durante todo o período de coleta, obtendo valores estáveis, com um mínimo de 21,9 e máximo de 29,4 NTU. Da mesma maneira, os sólidos suspensos totais têm um acréscimo nos valores até o final do período de amostragem, oscilando entre 140 a 436 mg/L. Estes resultados dos sólidos suspensos totais se comparados com os valores apresentados por BOYD & GAUTIER (2000) em levantamento baseado em 14 artigos publicados sobre a qualidade dos efluentes de fazendas de cultivo de camarão marinho, pode se concluir que ficam dentro da faixa de valores, entre 10 e 3.671 mg/L, reportados no levantamento feito pelos autores assinalados.

Os sólidos suspensos totais têm um acréscimo nos valores até o final do período de amostragem, oscilando entre 140 a 436 mg/L. Essa observação concorda com os resultados obtidos por CONSTANZO *et al.* (2004) que assinalaram que a qualidade de água do efluente está diretamente relacionada com o tempo de cultivo. Assim, o efluente até o final do período de cultivo alcança uma maior carga orgânica (CONSTANZO *et al.*, 2004; PÁEZ-OSUNA, 2001).

Por sua parte, observa-se na Tabela 6.1 que os sólidos voláteis totais registraram valores relativamente constantes durante todo o período de coleta do efluente. Os resultados obtidos nesta pesquisa para esse parâmetro oscilaram entre 2,6 e 4,0 g/L, os quais são significativamente mais altos que os valores apresentados por BOYD e GAUTIER (op cit) que assinalam que os valores oscilam entre 8 até um máximo de 713 mg/L.

Para a clorofila *a* se observa um decréscimo deste parâmetro até a metade do período de amostragem, para em seguida começar a aumentar sua concentração em concordância com o avanço do cultivo, alcançando um valor final de 23,2 µg/L. Apesar desse acréscimo, os valores são mais baixos que os resultados apresentados por BOYD & GAUTIER (op cit) (entre 1 - 694 µg/L e uma média de 67 µg/L).

Quanto à DBO₅, esta mostra uma queda dos valores até o final do período de coleta, oscilando entre 8,2 – 0,2 mg/L, o que está dentro dos resultados apresentados por OLIVEIRA *et al.*, (2003) que assinalam que a DBO₅ no canal de abastecimento de fazendas de camarão (afluente) é 3,96 e de 6,36 mg/L para o canal de drenagem (efluente), com sistema de recirculação. Por sua parte, VINATEA *et al.*, (2003) estabeleceram valores médios de DBO₅ do efluente de 4,41 mg/L, para 12 fazendas de cultivo de camarão localizadas em diferentes estados da região nordeste do Brasil. Enquanto que NUNES (2002) apresenta valores para DBO₅ entre 4 e 10 mg/L para fazendas de engorda de camarão.

A amônia tem uma tendência a aumentar os valores ao final do período de amostragem, devido ao aumento do tempo de cultivo, crescimento do camarão, acréscimo na taxa de excreção e decomposição do alimento não consumido. De acordo com BOYD & GAUTIER (op cit), os valores oscilam entre 7,87 e 0,38 mg/L, enquanto que para o efluente da fazenda Yakult, os valores detectados nunca foram tão elevados quanto os apresentados pelos autores anteriores, durante todo o período de cultivo oscilaram entre 0,1 e 1,6 mg/L. Estes resultados são bastante próximos aos apresentados por VINATEA *et al.*, (2003), cujo valor médio da amônia no efluente de fazendas de camarão no nordeste é 0,15 mg/L.

4.1.2. TESTE 1 (1200 g ostras/15 L efluente)

Neste primeiro teste foi avaliada a eficiência de remoção do material particulado presente no efluente do cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*, mediante processo de sedimentação e filtração pelas ostras *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rhizophorae*, para tempos de retenção hidráulica do efluente de 6, 12 e 24 horas e uma biomassa de estocagem de 1200 g ostras/15 L efluente. Na Tabela 4.2 estão apresentados os resultados obtidos no processo de sedimentação, para os três tempos de retenção avaliados.

Tabela 4.2. Valores médios (\pm S.D.) do processo de sedimentação nos três tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO – a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ - N (mg/L)
Efluente bruto	29,4 \pm 1,77	168 \pm 6,4	4,0 \pm 0,36	10,2 \pm 1,41	8,2 \pm 1,55	0,14 \pm 0,06
Sedimentação 6 horas	23,9 \pm 1,56	108 \pm 3,1	2,9 \pm 0,10	5,6 \pm 1,13	6,3 \pm 0,84	0,29 \pm 0,12
% de remoção	18,7 b	35,7 a	27,5 b	45,4 c	23,2 b	-107,1
Sedimentação 12 horas	23,4 \pm 1,36	126 \pm 5,0	3,24 \pm 0,36	4,16 \pm 0,48	6,3 \pm 0,49	0,11 \pm 0,07
% de remoção	20,4 b	25,0 b	18,9 c	59,2 a	23,2 b	21,4
Sedimentação 24 horas	12,9 \pm 1,94	122,2 \pm 4,0	2,55 \pm 0,5	5,1 \pm 0,67	5,66 \pm 0,47	0,11 \pm 0,02
% de remoção	56,1 a	27,3 b	36,3 a	50,0 b	31,0 a	21,4

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente.

De acordo com os resultados obtidos no processo de sedimentação (Tabela 4.2 e Figura 4.1), é possível estabelecer que os melhores desempenhos foram alcançados no tratamento com 24 horas de tempo de residência do efluente, como se observa nas porcentagens de redução dos parâmetros turbidez, sólidos voláteis totais (SVT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e amônia, apresentando diferença significativas em relação aos outros tratamentos ($P > 0,05$). Por sua parte, no tratamento com 12 horas de residência do efluente obteve-se o melhor desempenho na remoção da clorofila *a* com 59,2 %, sendo estatisticamente diferentes dos outros tempos testados ($P > 0,05$). Os tempos de 6 e 24 horas de residência do efluente atingiram valores interessantes de 45,4 e 50,0 %, respectivamente, apresentando diferenças estatísticas entre tratamentos ($P > 0,05$).

No tempo de 6 horas destaca-se o decréscimo do SST com 35,7%, sendo estatisticamente diferente ($P > 0,05$) dos tratamentos de 12 e 24 horas, que alcançaram uma eficiência de remoção menor com 25,0 e 27,3 %, respectivamente. Estes resultados confirmam

as observações prévias de TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999), WONG & PIEDRAHITA (2000) e JACKSON *et al.*, (2003) que assinalaram que o processo de sedimentação é efetivo na remoção do material particulado presente no efluente do cultivo de camarão. Os resultados apresentados por TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999) com 6 horas de residência do efluente são melhores que os alcançados no presente estudo, utilizando os últimos 20 cm da coluna de água, que é uma diferença metodológica bastante significativa comparadamente com esta pesquisa. Os autores assinalados alcançaram valores de 88,2% de remoção dos sólidos suspensos totais enquanto teve-se 35,7 % nesta pesquisa.

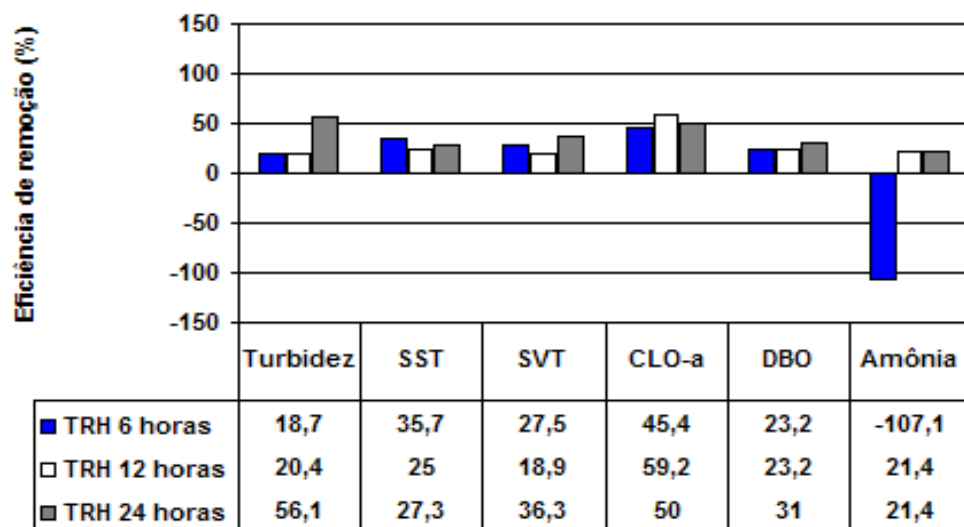


Figura 4.1. Eficiência de remoção no processo de sedimentação em relação ao efluente bruto, nos diferentes tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 1).

Para a amônia dissolvida, a maior diminuição encontra-se nos tratamentos de 24 e 12 horas, com 21,4 % de remoção, destacando-se que no tratamento de 6 horas de residência do efluente há um acréscimo importante, passando de 0,14 para 0,29 mg/L, o que resultou em valores negativos. Estes resultados são interessantes se comparados com as observações de KAMIYAMA *et al.* (citados por JONES *et al.*, 2001) que assinalam que há um incremento na liberação de amônia em condições de baixo oxigênio. Essa constatação é diferente dos resultados alcançados nos tempos de 12 e 24 horas, onde se observou uma diminuição da amônia devido provavelmente a processos bacterianos, que não foram estudados ou porque os níveis de oxigênio estavam altos (4,9 e 5,1 mg O₂/L para 12 e 24 horas, respectivamente) no processo de sedimentação.

Nas Tabelas 4.3, 4.4 e 4.5 estão apresentados os resultados obtidos no processo de filtração, para os três tempos de retenção avaliados. Igualmente, são apresentados os resultados das análises estatísticas realizadas sobre a eficiência de remoção de cada parâmetro, em relação do tanque controle, para cada espécie de ostra nos três tempos testados.

Tabela 4.3. Valores médios (\pm S.D.) do processo de filtração em **6 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO – a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ - N (mg/L)
Tanque Controle 6 horas	23,8 \pm 1,70	108 \pm 5,6	3,56 \pm 0,4	3,7 \pm 0,9	8,7 \pm 1,0	0,5 \pm 0,1
Filtração <i>C. gigas</i>	10,4 \pm 0,77	104 \pm 5,1	2,64 \pm 0,27	1,8 \pm 0,28	8,05 \pm 0,49	0,64 \pm 0,07
% de remoção	56,3 b	3,7 b	25,8 b	51,4 b	7,47 b	-28,0
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	9,0 \pm 0,49	52 \pm 3,8	2,3 \pm 0,49	nr	7,2 \pm 0,85	0,76 \pm 0,05
% de remoção	62,1 a	69,4 a	35,4 a	100 a	17,24 a	-52,0
% de remoção final:						
<i>C. rhizophorae</i>	69,3	69,0	41,3	100	12,2	-443,0
<i>C. gigas</i>	64,6	38,1	34,0	82,4	1,8	-357,1

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Nr significa que a análise não detectou valores.

Tabela 4.4. Valores médios (\pm S.D.) do processo filtração em **12 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (mg/L)	CLO – a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ - N (mg/L)
Tanque Controle 12 horas	17,3 \pm 1,28	116 \pm 2,97	2,8 \pm 0,33	3,7 \pm 0,34	6,8 \pm 1,08	0,5 \pm 0,11
Filtração <i>C. gigas</i>	12,4 \pm 0,92	68 \pm 4,7	2,89 \pm 0,58	nr	7,2 \pm 0,74	1,29 \pm 0,16
% de remoção	28,3 b	41,4 a	-3,06	100 a	-5,89	-158,0
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	10,4 \pm 1,04	68,0 \pm 3,9	2,8 \pm 0,86	nr	7,1 \pm 1,0	0,79 \pm 0,21
% de remoção	39,9 a	41,4 a	-0,57	100 a	-4,41	-58,0
% de remoção final:						
<i>C. rhizophorae</i>	64,6	59,5	30,0	100	13,4	-464,0
<i>C. gigas</i>	57,8	59,5	27,8	100	12,2	-821,4

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Nr significa que a análise não registrou valores.

Tabela 4.5. Valores médios (\pm S.D.) do processo de filtração em **24 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO – a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ - N (mg/L)
Tanque Controle 24 horas	12,0 \pm 1,9	204 \pm 15,0	3,1 \pm 0,7	0,9 \pm 0,15	3,7 \pm 0,6	0,7 \pm 0,17
Filtração <i>C. gigas</i>	9,5 \pm 1,7	132 \pm 6,4	2,8 \pm 0,9	nr	4,3 \pm 0,89	0,8 \pm 0,19
% de remoção	20,8 b	35,3 a	9,7 b	100 a	-16,2	-14,3
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	7,7 \pm 1,08	148 \pm 13,9	2,6 \pm 0,4	nr	4,7 \pm 0,9	0,8 \pm 0,17
% de remoção	35,8 a	27,5 b	16,1 a	100 a	-27,0	-14,3
% de remoção final:						
<i>C. rhizophorae</i>	73,8	11,9	35,0	100	42,7	- 471,0
<i>C. gigas</i>	67,7	21,4	30,0	100	52,4	- 471,4

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Nr significa que a análise não registrou valores.

No processo de filtração observa-se nas Tabelas 4.3 , 4.4 e 4.5 que, quando as duas espécies de ostras foram submetidas aos três tempos de residência do efluente, os melhores rendimentos na remoção final em relação ao efluente bruto para turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos voláteis totais, clorofila *a* e DBO₅, foram obtidos com a ostra nativa *C. rhizophorae*, também ilustrados nas Figuras 4.2 e 4.3.

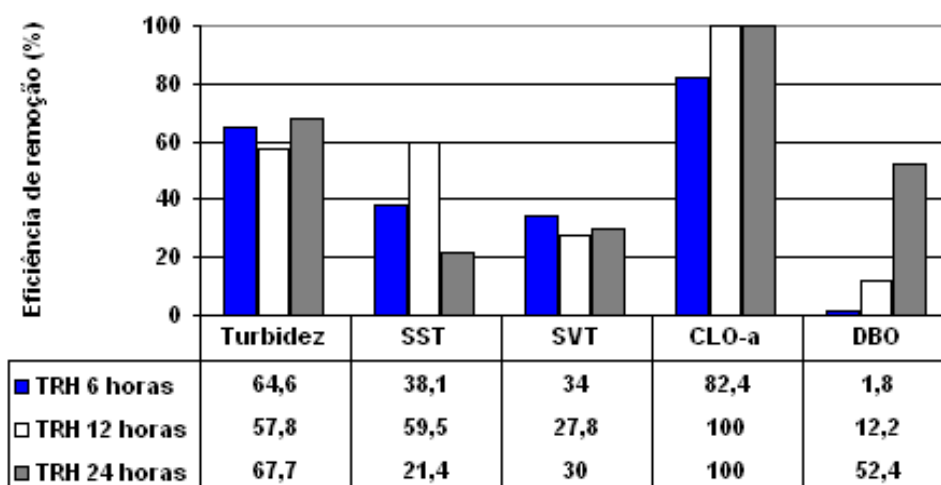


Figura 4.2. Eficiência de remoção final em relação ao efluente bruto da fazenda no processo de filtração com *Crassostrea gigas* nos três tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 1).

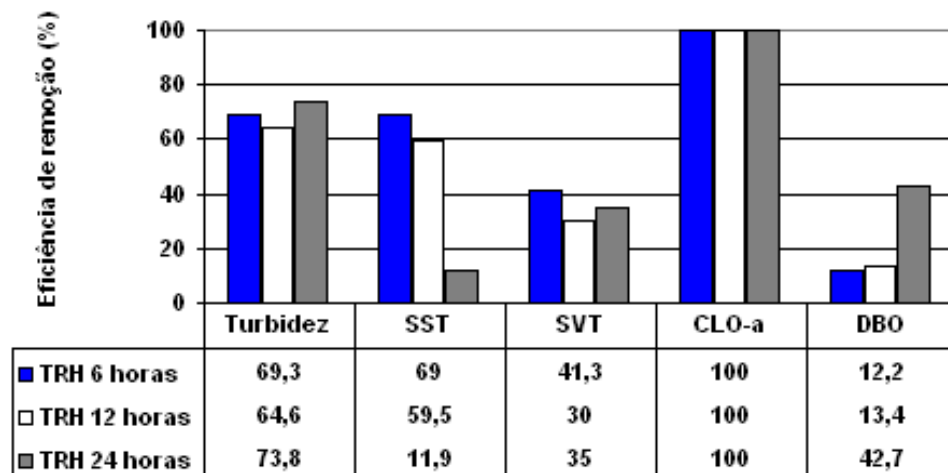


Figura 4.3. Eficiência de remoção final em relação ao efluente bruto da fazenda no processo de filtração com *Crassostrea rhizophorae* nos diferentes tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 1).

A ostra *C. gigas* conseguiu um melhor desempenho que *C. rhizophorae* no tempo de 24 horas, com percentagens de remoção de 21,4 % para SST e de 52,4 % para a DBO₅. É necessário destacar os altos rendimentos da ostra nativa na remoção da clorofila *a* em todos os tempos testados, removendo em torno de 100 % deste pigmento. De mesma forma, a ostra do Pacífico também conseguiu uma alta eficiência na remoção da clorofila *a* nos três tempos testados. A diminuição da clorofila *a* chega aos 100% nos tratamentos de 12 e 24 horas e de 82,4 % para o tempo de 6 horas (Figura 4.4).

Quanto a remoção da amônia dissolvida no processo de filtração, observa-se que os resultados são negativos, havendo um incremento na concentração em todos os tempos testados para as duas espécies de ostras, apesar de que o sistema estava implementado com linhas de aeração. Segundo JONES *et al.*, (2001), durante a sedimentação, quando a concentração de oxigênio é baixa, haveria um incremento na concentração de amônia por processos de remineralização, concluindo que esse fato é típico de tanques de cultivo com ambientes anaeróbios. Os mesmo autores observaram processos de nitrificação no tanque controle com aeração e sem a ostra *Crassostrea commercialis*.

Os moluscos bivalves caracterizam-se por produzir compostos nitrogenados na forma de amônia, o que explicaria o incremento da concentração de amônia na água das unidades experimentais, nos três tempos avaliados, se comparado com seus respectivos tanques controle sem molusco, embora não tenham sido avaliadas as taxas de excreção das ostras.

Em relação à remoção da DBO_5 , observa-se que os resultados são negativos nos tratamentos de 12 e 24 horas de residência do efluente para as duas espécies, quando os valores são comparados com os registrados no tanque controle. Esses resultados negativos indicam que houve um acréscimo na demanda bioquímica de oxigênio a partir desse tempo. Apesar disso, quando se calcula a percentagem de remoção final em relação ao efluente bruto da fazenda, os valores são positivos para as duas espécies de ostras nos três tempos de residência do efluente (Tabelas 4.3, 4.4 e 4.5).

Baseado no desempenho combinado dos processos de sedimentação e filtração pelas ostras *C. rhizophorae* e *C. gigas*, em todos os tempos testados, foram feitos os cálculos finais de remoção da turbidez, SST, SVT, CLO - a, DBO_5 , em relação aos valores do efluente bruto da fazenda (Figura 4.4).

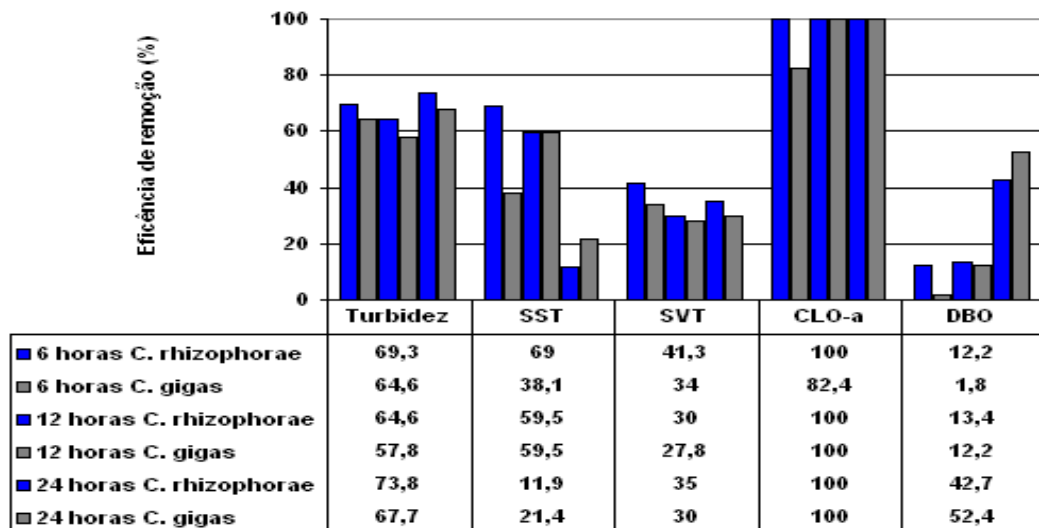


Figura 4.4. Comparação da eficiência de remoção para *Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas* com processos integrados de sedimentação e filtração em relação ao efluente bruto da fazenda nos diferentes tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 1).

Nesta avaliação final determinou-se que o melhor desempenho na remoção dos parâmetros SST, SVT, CLO - a e DBO foram com a ostra nativa *C. rhizophorae*. De igual forma, no tratamento com 6 horas de retenção hidráulica do efluente observou-se que o melhor desempenho foi para a ostra nativa nos parâmetros de qualidade de água avaliados.

4.1.3. TESTE 2 (600 g ostras/15 L efluente)

Neste segundo teste foi avaliada a eficiência de remoção do material particulado presente no efluente do cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*, mediante processos de sedimentação e filtração pelas ostras *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rhizophorae*, submetidas a 6, 12 e 24 horas de retenção hidráulica do efluente e uma biomassa de estocagem de 600 g ostras/15 L efluente.

Na Tabela 4.6 estão apresentados os resultados obtidos no processo de sedimentação, para os três tempos de retenção avaliados.

Tabela 4.6. Valores médios (\pm desvio padrão) do processo de sedimentação nos três tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 2).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	STV (g/L)	CLO- a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
Efluente Bruto	27,9 \pm 4,2	288 \pm 11,8	3,5 \pm 0,35	10,2 \pm 0,91	1,4 \pm 0,87	1,6 \pm 0,25
Sedimentação 6 horas	17,5 \pm 0,67	152 \pm 8,59	3,3 \pm 0,42	5,6 \pm 0,38	1,6 \pm 0,07	1,4 \pm 0,07
% de remoção	37,3 a	47,2 b	15,7 c	45,1 b	-14,3	12,5 b
Sedimentação 12 horas	17,5 \pm 1,1	152 \pm 9,31	2,8 \pm 0,97	1,9 \pm 0,31	2,9 \pm 0,22	1,2 \pm 0,07
% de remoção	37,3 a	47,2 b	20 b	81,4 a	-107	25,0 a
Sedimentação 24 horas	17,2 \pm 2,4	108,3 \pm 5,3	2,6 \pm 0,3	2,0 \pm 0,16	4,4 \pm 0,24	1,6 \pm 0,19
% de remoção	38,4 a	62,4 a	25,7 a	80,4 a	-214	0

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Os valores "zero" correspondem a tratamentos que não apresentaram remoção do parâmetro.

Os resultados deste experimento permitem observar que, comparando-se as eficiências de remoção da turbidez no processo de sedimentação, o desempenho foi semelhante em todos os tempos avaliados, não apresentando diferenças significativas entre tratamentos ($P > 0,05$). Para os sólidos suspensos totais (SST), os resultados indicam que os tempos de 6 e 12 horas (47,2 %) não apresentaram diferenças estatísticas ($P > 0,05$). No entanto, no tratamento de 24 horas, os SST apresentaram a maior percentagem de remoção com 62,4 %, quando comparados com os outros tempos avaliados.

Na remoção dos sólidos voláteis totais (SVT), o melhor desempenho foi obtido no tratamento de 24 horas de residência do efluente com uma percentagem de 25,7 %, apresentando diferença significativa em relação aos outros tempos ($P > 0,05$).

Enquanto na remoção da clorofila *a*, o melhor desempenho foi obtido pelos tratamentos de 12 e 24 horas, apresentando quase a mesma percentagem de diminuição, 81,4 e 80,4 %, respectivamente (Figura 4.5).

Outro aspecto interessante a salientar como resultado deste experimento é que no processo de sedimentação, em todos os tempos avaliados, houve um acréscimo da DBO₅, o qual para os tratamentos de 12 e 24 horas foi de 107% e 214 %, respectivamente. Pode-se inferir que houve um acréscimo em relação direta com o aumento do tempo de residência do efluente na unidade experimental de sedimentação (Tabela 4.6).

Por outra parte, pode-se estabelecer que o processo de sedimentação não reduz a amônia dissolvida em quantidades importantes, o maior decréscimo foi no tratamento de 12 horas com 25 %, seguido pelo tratamento de 6 horas com 12,5 % de remoção e finalmente no tempo de 24 horas não houve redução (Tabela 4.6 e Figura 4.5).

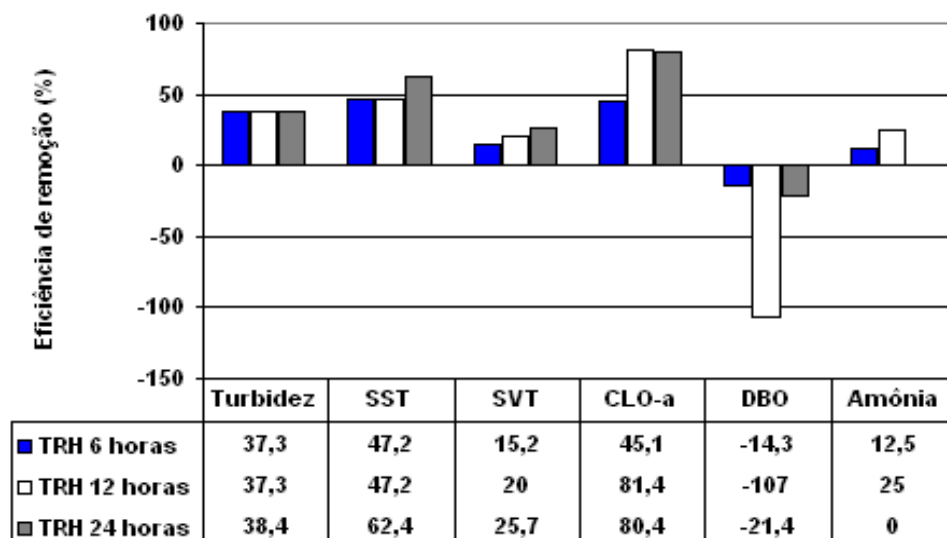


Figura 4.5. Eficiência de remoção no processo de sedimentação em relação ao efluente bruto, nos diferentes tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 2).

Nas Tabelas 4.7, 4.8 e 4.9 estão apresentados os resultados obtidos no processo de filtração, para os três tempos de retenção avaliados. Igualmente, são apresentados os resultados das análises estatísticas realizadas sobre a eficiência de remoção de cada parâmetro, em relação do tanque controle, para cada espécie de ostra nos três tempos testados.

Tabela 4.7. Valores médios (\pm desvio padrão) do processo filtração em **6 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 2).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	STV (g/L)	CLO- a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
Tanque Controle 6 horas	11,4 \pm 1,2	150,8 \pm 10,3	3,0 \pm 0,13	3,7 \pm 0,29	2,4 \pm 0,18	0,8 \pm 0,07
Filtração <i>C. gigas</i>	8,6 \pm 0,43	104 \pm 11,3	2,1 \pm 0,09	2,8 \pm 0,12	3,0 \pm 0,07	0,9 \pm 0,05
% de remoção	24,6 a	31,0 a	30,0 a	24,3 b	-25,0	-12,5
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	10,0 \pm 0,97	104 \pm 7,4	2,5 \pm 0,14	nr	3,6 \pm 0,28	0,9 \pm 0,01
% de remoção	12,3 b	31,0 a	16,7 b	100 a	-50,0	-12,5
% de remoção final						
<i>C. gigas</i>	69,1	63,9	36,4	72,5	-114,3	43,8
<i>C. rhizophorae</i>	64,1	63,9	24,4	100	-157,1	43,8

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente Nr: a análise não registrou valores.

Tabela 4.8. Valores médios (\pm desvio padrão) do processo filtração em **12 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 2).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	STV (g/L)	CLO- a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
Tanque Controle 12 horas	12,7 \pm 1,1	156 \pm 11,5	3,5 \pm 0,42	1,9 \pm 0,96	1,6 \pm 0,07	0,9 \pm 0,01
Filtração <i>C. gigas</i>	12,2 \pm 1,3	108 \pm 9,67	2,7 \pm 0,43	nr	2,1 \pm 0,04	1,0 \pm 0,02
% de remoção	3,8 b	30,8 a	22,9 a	100	-31,2	-11,1
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	10,9 \pm 0,98	152 \pm 12,8	2,8 \pm 0,32	nr	2,0 \pm 0,09	1,1 \pm
% de remoção	14,2 a	2,6 b	20,0 b	100	-25,0	-22,2
% remoção final						
<i>C. gigas</i>	56,3	62,5	22,9	100	-50,0	37,5
<i>C. rhizophorae</i>	60,9	47,2	20,0	100	-42,9	31,3

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Nr: a análise não registrou valores.

Tabela 4.9. Valores médios (\pm desvio padrão) do processo filtração em **24 horas** de residência do efluente (Primeira Etapa, Teste 2).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	STV (g/L)	CLO-a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)
Tanque Controle 24 horas	11,4 \pm 1,2	116 \pm 6,74	3,5 \pm 0,31	1,9 \pm 0,12	2,7 \pm 0,43	0,9 \pm 0,07
Filtração <i>C. gigas</i>	12,0 \pm 1,1	168 \pm 10,3	2,8 \pm 0,07	nr	2,9 \pm 0,07	1,1 \pm 0,02
% de remoção	- 5,3	-44,8	20 a	100	-7,4	- 22,2
Filtração <i>C. rhizophorae</i>	11,8 \pm 0,98	160 \pm 9,87	3,0 \pm 0,21	nr	3,9 \pm 0,34	1,3 \pm 0,23
% de remoção	- 3,5	- 37,9	14,3 b	100	- 44,4	- 44,4
% remoção final						
<i>C. gigas</i>	57,0	41,7	15,2	100	-107,1	31,3
<i>C. rhizophorae</i>	57,7	44,4	9,1	100	-178,6	18,8

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Nr: a análise não detectou valores.

Em geral, no processo de filtração a espécie que apresentou o melhor desempenho foi a ostra do Pacífico *C. gigas* nos tratamentos de 6 e 12 horas, quando calculadas as percentagens de remoção em relação ao tanque controle (Tabelas 4.7 a 4.9). No tratamento de 24 horas, as duas espécies de ostras tiveram resultados negativos, ou seja, houve um incremento na turbidez, SST, DBO₅ e amônia dissolvida. Da mesma maneira, nos tempos de 6 e 12 horas de residência do efluente para as duas espécies de ostras, os parâmetros DBO₅ e amônia apresentaram acréscimos nas suas concentrações em relação aos tanques controle. Provavelmente houve processo de produção de amônia pelos animais, como foi determinado por TORRENS (2005) nas áreas de cultivo do molusco filtrador *Perna perna*. Por outra parte, o incremento da matéria orgânica devido a produção de fezes e pseudofezes produz um aumento na demanda de oxigênio durante o processo de biodegradação.

Provavelmente esses incrementos estejam associados a processos de digestão das ostras, liberação e acumulação de fezes e pseudofezes nas unidades experimentais. Apesar disso, segundo CRAWFORD *et al.*, (citados por TORRENS, 2005), os efeitos causados ao ambiente abaixo das fazendas de moluscos e ao redor delas são pequenos. Da mesma forma CHAMBERLAIN *et al.*, (citados por TORRENS, 2005) concluíram que os efeitos dos biodepósitos sobre o bentos são pequenos, e o enriquecimento orgânico foi considerado mínimo.

Fica claro que o processo de filtração não teve um desempenho eficiente na redução destes parâmetros com essa biomassa de ostras (600 g/15L efluente).

Há uma evidente deficiência no desempenho das ostras para remover o material particulado do sistema nessa biomassa. Quanto à remoção da clorofila *a* é evidente que as duas espécies de ostras tiveram um ótimo desempenho em todos os tempos testados com especial destaque para a ostra nativa que apresentou em torno de 100 % de eficiência nos tempos de 12 e 24 horas (Tabelas 4.8 e 4.9). As Figuras 4.6 e 4.7 mostram os percentuais de remoção dos parâmetros analisados, obtidos com as duas espécies de ostras, a DBO₅ por ter dados negativos não foi incorporada nessas figuras.

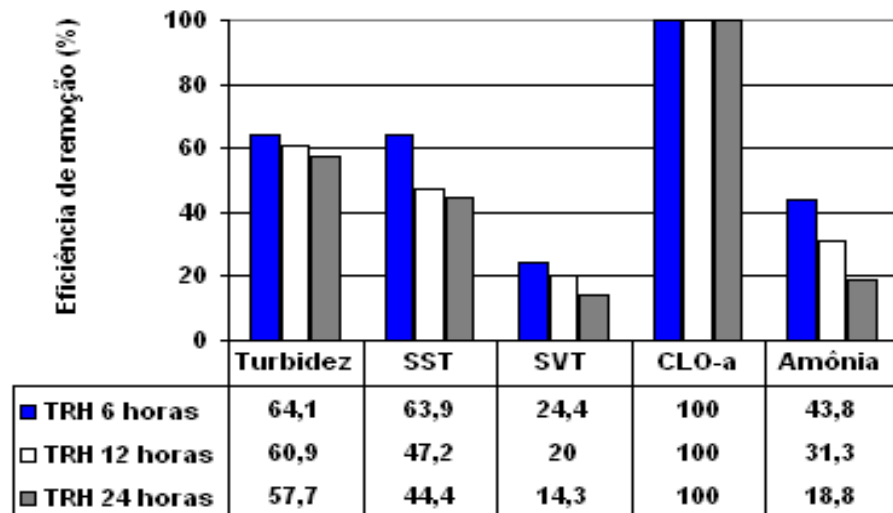


Figura 4.6. Eficiência de remoção no processo de filtração com *Crassostrea rhizophorae*, em relação ao efluente bruto da fazenda, nos diferentes tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 2).

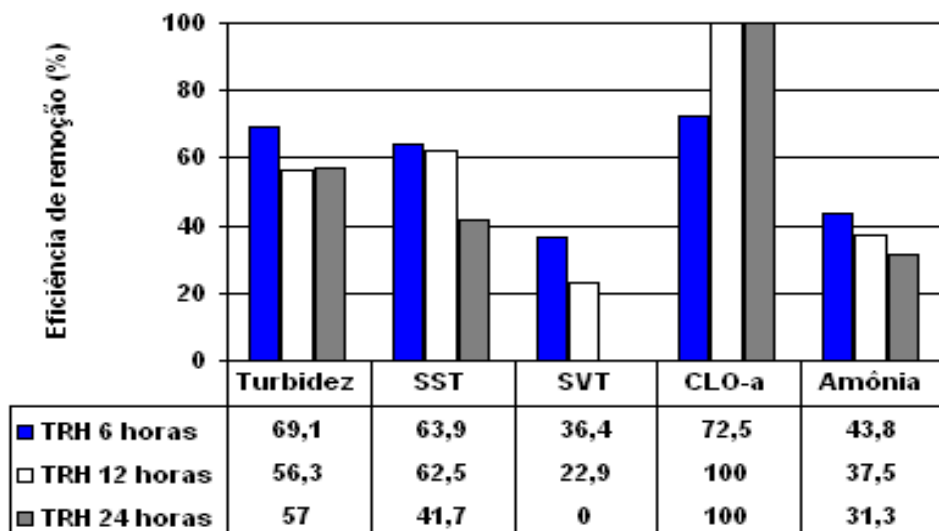


Figura 4.7. Eficiência de remoção no processo de filtração com *Crassostrea gigas*, em relação ao efluente bruto da fazenda, nos três tempos avaliados (Primeira Etapa, Teste 2).

Quando calculadas as eficiências de remoção em relação ao efluente bruto da fazenda com os processos integrados de sedimentação e filtração, verificou-se que as duas espécies de ostras apresentaram seus melhores desempenhos na remoção da turbidez, SST, SVT e Clorofila *a* no tempo de 6 horas de residência do efluente, conforme apresentado na Figura 4.8.

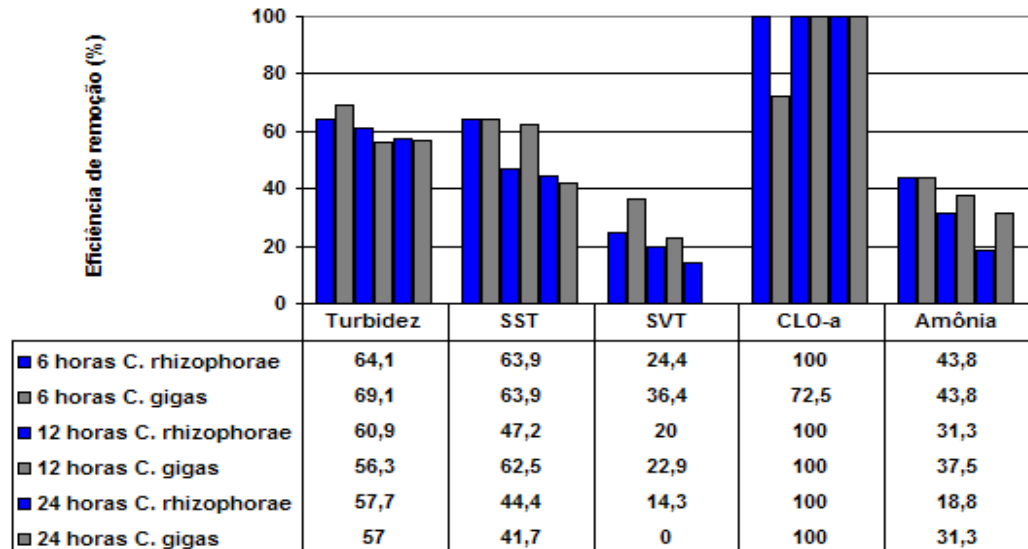


Figura 4.8. Eficiência de remoção com processos integrados de sedimentação e filtração em relação ao efluente bruto da fazenda para *Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas* nos diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente (Primeira Etapa, Teste 2).

4.1.4. CONCLUSÕES DA PRIMEIRA ETAPA EXPERIMENTAL

De acordo com os resultados obtidos nesta etapa, sob as condições experimentais testadas, é possível estabelecer que:

- ❖ O processo de sedimentação, nos dois experimentos, foi um bom auxílio na redução da turbidez, SST, SVT e clorofila *a*, em todos os tempos testados. No caso da redução da amônia e DBO₅, este processo tem um baixo desempenho, inclusive pode aumentar os valores destes parâmetros, quando comparado com o efluente bruto da fazenda (sem tratamento).
- ❖ Quando comparados os resultados das duas biomassas de ostras 1200 e 600 g/15 L, pode-se concluir que os melhores desempenhos foram alcançados com a biomassa de 1200 g para os parâmetros turbidez, SST, SVT e clorofila *a* para seis (6) horas de tempo residência do efluente.

- ❖ Quando comparados os resultados do processo de filtração nos dois testes (biomassa 1200 e 600 g/15 L efluente) pode-se estabelecer que a maior eficiência de remoção obteve-se com a ostra do mangue *C. rhizophorae* para os parâmetros turbidez, SST, SVT e CLO - a no tratamento de seis (6) horas.

- ❖ Quando comparados os resultados dos processos integrados de sedimentação e filtração pode-se concluir que a maior eficiência de remoção foi obtida com a ostra do mangue na biomassa de 1200 g/15L de efluente e seis (6) horas de tempo residência do efluente.

4.2. SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL: SEDIMENTAÇÃO E ABSORÇÃO POR MACROALGAS

4.2.1. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

A segunda etapa experimental foi executada durante o ano 2005, efetuando-se coletas de efluente dos tanques de crescimento de reprodutores mantidos no Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Os resultados das análises dos principais parâmetros físicos e químicos do efluente são apresentados nas Tabela 4.10.

Tabela 4.10. Caracterização da qualidade de água do efluente bruto dos tanques com reprodutores ao longo da segunda etapa experimental.

Data	T (°C)	pH	S (‰)	OD mg/L	Turbidez NTU	SST mg/L	STV g/L	CLO-a µg/L	DBO ₅ mg/L	NH ₄ -N mg/L	NO ₂ -N mg/L	NO ₃ -N mg/L	PO ₄ ⁻³ mg/L
6/5/2005	25,1	7,4	31,1	4,1	84,6	532	3,8	65,6	31,2	2,1	0,37	16,8	8,7
19/5/2005	24,4	7,8	32,5	4,4	82,0	680	6,3	16,7	28,7	1,2	0,29	18,9	2,5
2/6/2005	24,5	7,8	32,5	4,4	64,0	452	6,3	23,2	17,3	1,3	0,63	16,3	3,1
15/6/2005	24,5	7,7	34,3	5,6	155,3	892	6,9	10,2	14,9	1,9	1,1	17,2	3,2
29/6/2005	25,9	7,3	33,5	3,7	91	604	4,2	97,7	30,5	1,3	1,1	11,1	2,3
20/7/2005	25,3	7,4	35,7	5,6	240	1068	4,0	203,7	6,7	1,3	1,0	7,3	4,0

De acordo com os resultados obtidos é possível estabelecer que a temperatura, o pH, a salinidade e o oxigênio dissolvido não apresentaram muitas variações durante o período de amostragem. Observa-se na Tabela 4.10 que os valores de pH e temperatura são as variáveis que apresentaram as menores variações durante o tempo de coleta. Por sua parte, os resultados do oxigênio dissolvido indicam que é o parâmetro que apresentou as maiores mudanças neste período de amostragem de água, registrando valores máximos de 5,6 e mínimo de 3,7 mg/L.

Em relação aos parâmetros turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e clorofila *a* (CLO -a) estes apresentam uma tendência a aumentar em relação direta com o tempo de cultivo das matrizes de camarão. Enquanto que os sólidos voláteis totais (SVT) não tiveram uma tendência definida, embora apresentem um acréscimo no início da coleta para ter uma queda dos valores até o final do período de amostragens.

Mesmo carecendo de um padrão muito definido, é necessário destacar o alto valor da turbidez, SST, clorofila *a* e DBO. Se comparados os resultados desses parâmetros com os valores reportados por BOYD & GAUTIER (2000), no levantamento baseado em 14 artigos publicados sobre qualidade de água dos efluentes do cultivo do camarão na Tailândia, consegue-se estabelecer que as concentrações dos parâmetros anteriores estão dentro da faixa de valores mínimos e máximos determinados no estudo desses autores.

Quanto aos valores de amônia, nitrito e fosfatos apresentados na Tabela 4.10, eles também são elevados em relação aos valores médios mostrados na revisão, apesar disso, estão dentro da ampla faixa estabelecida pela pesquisa de BOYD & GAUTIER (2000). Para o nitrato, esse parâmetro apresenta valores muito altos, inclusive superiores aos valores máximos apresentados pelos autores antes assinalados.

4.2.2. TESTE 1: SEDIMENTAÇÃO E ABSORÇÃO POR *Ulva fasciata* (Inóculo 250 g/15L EFLUENTE)

O teste avaliou a eficiência de remoção de nutrientes inorgânicos dissolvidos e sólidos suspensos mediante processos de sedimentação e absorção pela macroalga clorofícea *Ulva fasciata*, empregando três tempos de residência do efluente 6, 12 e 24 horas, com um inóculo estável de 250 g/15 L efluente. Nas Tabelas 4.11, 4.12 e 4.13 estão apresentados os resultados dos parâmetros analisados, para as diferentes etapas e tempos de residência testados.

É interessante destacar que os parâmetros temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido não apresentaram variações substanciais em todas as etapas do experimento, com exceção do oxigênio dissolvido que no processo de sedimentação teve uma queda significativa nos tempos de 12 e 24 horas quando comparado com o tratamento de 6 horas como se pode observar na Tabela 4.11. Esta queda do oxigênio dissolvido nos tratamentos de 12 e 24 horas está diretamente relacionada com processos aeróbios que demandam oxigênio para se realizar. Esse fato se correlacionaria com o aumento dos valores da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) que apresentam um incremento importante nos tempos assinalados (12 e 24 horas), comparado com o tratamento de 6 horas (Tabela 4.12).

Por outro lado, o processo de sedimentação foi realizado sem a incorporação de ar no sistema, ao contrário do que aconteceu com o processo de absorção, o que explica a diferença na concentração de oxigênio dissolvido entre os dois processos (Tabela 4.11).

Tabela 4.11. Valores de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido nas diferentes etapas e tempos testados (Segunda Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Temperatura (°C)	Salinidade (‰)	pH	OD (mg/L)
Efluente Bruto	25,1	31,1	7,4	4,1
Sedimentação 6 horas	22,8	31,5	7,9	5,4
Tanque controle 6 horas	23,1	31,5	8,1	6,9
Absorção 6 horas	23,1	31,5	8,1	6,5
Sedimentação 12 horas	23,3	31,5	7,9	3,8
Tanque controle 12 horas	23,4	31,4	8,1	6,6
Absorção 12 horas	23,5	31,4	8,1	5,7
Sedimentação 24 horas	23,3	31,4	7,7	2,3
Tanque controle 24 horas	22,7	31,5	8,2	6,4
Absorção 24 horas	22,8	31,5	8,1	6,5

Tabela 4.12. Valores médios (n=3 ± desvio padrão) do efluente bruto e processo de sedimentação, nos tempos de 6, 12 e 24 horas de residência do efluente (Segunda Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez NTU	SST mg/L	SVT g/L	CLO-a µg/L	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Efluente Bruto	84,6 ± 6,5	532,0 ± 22,9	3,80 ± 0,30	65,6 ± 3,05	31,2 ± 0,14	2,1 ± 0,20	0,37 ± 0,014	16,9 ± 0,07	8,7 ± 0,11
Sedimentação 6 horas	18,3 ± 2,1	204,0 ± 5,03	3,70 ± 0,33	39,0 ± 2,9	2,0 ± 0,07	1,22 ± 0,07	0,09 ± 0,007	8,84 ± 0,049	3,8 ± 0,42
% remoção	78,4 b	61,7 b	2,7	40,4 a	93,6 a	41,6 a	74,3 a	47,4 a	56,1 a
Sedimentação 12 horas	5,5 ± 0,7	108,0 ± 4,89	4,0 ± 0,36	65,0 ± 5,44	4,50 ± 0,01	1,64 ± 0,07	0,12 ± 0,007	16,05 ± 0,43	4,39 ± 0,91
% remoção	93,5 a	79,7 a	-11,1	1,5 b	85,6 b	21,5 c	67,6 b	4,9 b	49,3 c
Sedimentação 24 horas	3,8 ± 0,9	312,0 ± 17,3	5,0 ± 0,67	37,3 ± 3,02	10,8 ± 0,07	1,26 ± 0,08	0,21 ± 0,007	17,3 ± 0,52	4,31 ± 1,04
% remoção	95,5 a	41,4 c	-31,6	43,1 a	65,4 c	39,7 b	43,2 c	-2,7	52,3 b

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa (P < 0,05). Valores negativos não foram analisados estatisticamente

De acordo com os resultados obtidos neste teste, pode-se estabelecer que em geral, no processo de sedimentação, as melhores eficiências de remoção para os parâmetros avaliados, foram obtidas no tempo de 6 horas. Esse melhor desempenho é visualizado na Tabela 4.12 para os nutrientes amônia, nitrito, nitrato e fosfato que apresentaram valores de 41,6 %; 74,3 %; 47,4% e 56,1 %, respectivamente. Estes resultados são estatisticamente diferentes dos outros tratamentos ($P > 0,05$). Quanto à redução dos sólidos suspensos totais, clorofila *a* e DBO_5 , os resultados seguem a mesma tendência. Em relação aos sólidos voláteis totais (SVT), a sedimentação apresenta uma baixa eficiência de remoção em todos os tratamentos. A maior eficiência foi obtida no tempo de 6 horas de residência do efluente com 2,7 %, para os outros tratamentos houve um acréscimo na concentração, quando comparada com a concentração do efluente bruto, e assim são apresentados como valores negativos, não sendo analisados estatisticamente. Esse aumento nos valores para os tempos de 12 e 24 horas concorda com aqueles obtidos por JONES *et al.*, (2001), cuja fração orgânica dos sólidos suspensos, para as primeiras 24 horas do processo de sedimentação, apresentaram incremento de 23 a 31 %. No caso dos sólidos suspensos totais (SST) é destaque as altas percentagens de remoção atingidas pelos três tratamentos, sendo que o tratamento de 12 horas teve a mais alta eficiência com 79,7 %, apresentando diferenças estatísticas ($P < 0,05$) com os tratamentos de 6 e 12 horas, os quais conseguiram remover 61,7 e 41,4 %, respectivamente. Da mesma maneira, os resultados obtidos para a redução da turbidez apresentam um alto desempenho, com a maior remoção no tempo de 12 e 24 horas, os quais não mostraram diferenças significativas ($P > 0,05$). Os resultados permitem concluir que o processo de sedimentação constitui um importante auxílio na redução dos sólidos suspensos presentes no efluente da carcinicultura, concordando com os trabalhos de TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999) e JONES *et al.*, (2001).

Para a clorofila *a*, as mais altas percentagens de remoção foram alcançadas pelos tratamentos de 6 e 24 horas com 40,4 e 43,1 % ($P > 0,05$), respectivamente. Esses resultados foram superiores aos obtidos por JONES *et al.*, (2001) que reportam valores de 27,7 % (de 180 $\mu\text{g/L}$ passa para 130 $\mu\text{g/L}$) após 24 horas de sedimentação. Quanto à diminuição da DBO_5 , os três tratamentos foram eficientes, resultando em altas percentagens de remoção, com 93,6 % para 6 horas, 85,6 % para 12 horas e 65,4 % para 24 horas de residência do efluente, apresentando diferenças significativas entre os tratamentos ($P < 0,05$). Comparado com o valor de 9,3 % de remoção na DBO_5 obtido por TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999) após 6 horas de sedimentação, os resultados da presente pesquisa podem ser considerados como ótimos.

A redução dos nutrientes amônia, nitrito, nitrato e fosfato, em todos os tempos de sedimentação testados apresentam valores interessantes de remoção, com especial destaque para o tempo de 6 horas que conseguiu uma maior eficiência, como é possível visualizar na Figura 4.9. Esta constatação difere com os resultados obtidos por JONES *et al.*, (2001) que não tiveram variações para esses parâmetros, cujos resultados de amônia apresentaram um incremento superior a 95 % entre os valores do efluente e após 24 horas de sedimentação.

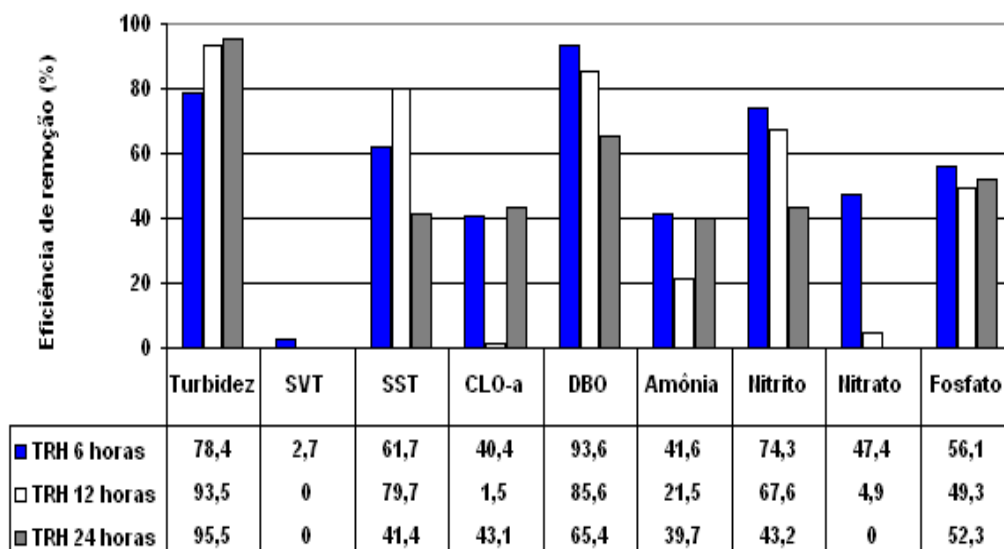


Figura 4.9. Eficiência de remoção de nutrientes no processo de sedimentação nos diferentes tempos testados (Segunda Etapa, Teste 1). Obs. Os valores “zero” correspondem a valores negativos no processo de sedimentação.

Para os resultados obtidos no processo de absorção com a macroalga *Ulva fasciata*, apresentados na Tabela 4.13, é possível estabelecer que os melhores resultados na remoção de SST e DBO₅ foram atingidos pelo tratamento de 6 horas, quando comparado com os valores dos outros tempos testados, em relação ao tanque controle. Enquanto que, a maior eficiência na remoção dos SVT foi para os tempos de 6 e 12 horas que apresentaram 29,2 e 28,2 %, respectivamente, não mostrando diferenças estatísticas significativas ($P > 0,05$). Houve ótima eficiência de remoção para a clorofila *a*, especialmente nos tratamentos de 12 e 24 horas, sendo os três tempos testados estatisticamente diferentes ($P < 0,05$). Essa alta eficiência justifica-se pela mortalidade e posterior sedimentação do fitoplâncton. Esse fato é concordante com o observado por JONES *et al.*, (2001) para o tratamento de absorção com a macroalga *Gracilaria edulis*, a qual incrementa a eficiência de remoção da clorofila *a* após 24 horas de residência do efluente.

Para os nutrientes amônia e nitrato, os resultados indicam que a mais alta eficiência de remoção foi obtida no tempo de 6 horas de retenção do efluente, com 47,1 e 37,0 %, respectivamente. Na remoção do fosfato, os três tempos avaliados apresentaram valores de 48,4; 55,3 e 46,2 % para 6, 12 e 24 horas, respectivamente ($P < 0,05$). Esse decréscimo na concentração de amônia, nitrito, nitrato e fosfato seguem a tendência observada nos resultados de JONES *et al.*, (2001), os quais observaram que o processo de absorção pela macroalga *Gracilaria edulis* é eficiente na diminuição desses parâmetros.

Tabela 4.13. Valores médios (\pm desvio padrão) de três repetições para os tempos de 6, 12 e 24 horas de residência do efluente no processo de absorção (Segunda Etapa, Teste 1).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO-a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Tanque Controle 6 horas	6,6 \pm 0,8	266,0 \pm 18,8	6,0 \pm 1,04	22,3 \pm 3,05	3,80 \pm 0,03	1,70 \pm 0,44	0,14 \pm 0,021	16,86 \pm 0,91	4,15 \pm 0,47
Absorção 6 horas <i>Ulva fasciata</i>	3,5 \pm 0,0	232,0 \pm 10,0	4,25 \pm 0,45	5,11 \pm 0,168	2,90 \pm 0,0	0,90 \pm 0,07	0,13 \pm 0,07	10,6 \pm 1,0	2,14 \pm 0,23
% remoção	44,4 b	12,8 a	29,2 a	77,1 c	23,7	47,1 a	7,1 b	37,0 a	48,4 b
Tanque Controle 12 horas	3,7 \pm 0,5	180,0 \pm 11,7	6,20 \pm 1,03	20,93 \pm 0,07	3,70 \pm 0,04	1,13 \pm 0,11	0,14 \pm 0,014	16,59 \pm 0,62	4,47 \pm 0,59
Absorção 12 horas <i>Ulva fasciata</i>	2,9 \pm 0,7	214,0 \pm 13,4	4,45 \pm 0,78	3,25 \pm 0,06	4,50 \pm 0,0	0,84 \pm 0,19	0,14 \pm 0,01	13,3 \pm 1,18	2,0 \pm 0,68
% remoção	21,6 c	- 18,9	28,2 a	84,4 b	-21,6	25,7 c	0	19,7 c	55,3 a
Tanque Controle 24 horas	5,6 \pm 0,4	264,0 \pm 14,3	4,5 \pm 0,88	37,2 \pm 7,33	4,90 \pm 0,07	1,52 \pm 0,65	0,29 \pm 0,021	13,3 \pm 1,3	3,59 \pm 0,57
Absorção 24 horas <i>Ulva fasciata</i>	2,7 \pm 0,12	244 \pm 8,99	5,4 \pm 0,07	1,86 \pm 0,07	5,8 \pm 0,007	0,89 \pm 0,11	0,15 \pm 0,007	9,9 \pm 1,2	1,93 \pm 0,54
% remoção	51,8 a	7,57 b	-20,0	95,0 a	- 8,4	41,4 b	28,6 a	25,7 b	46,2 c

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Os valores "zero" correspondem a tratamentos que não apresentaram remoção do parâmetro.

A Figura 4.10 apresenta os percentuais de remoção alcançados em cada tratamento. As percentagens de remoção final para cada tratamento, obtidas com a integração dos processos de sedimentação e absorção, para os três tempos testados em relação aos valores contidos no efluente bruto, mostram alta eficiência de remoção. Os parâmetros turbidez, SST, Clorofila a, DBO₅, amônia, nitrito e fosfatos apresentam os maiores decréscimos na sua concentração.

Os resultados negativos na remoção dos SVT mostram que os tratamentos aplicados, individualmente ou integrados, não foram eficientes na remoção deste parâmetro, indicando um acréscimo na sua concentração após os tratamentos, provavelmente pela incorporação no sistema de pedaços de macroalgas devido ao seu rompimento.

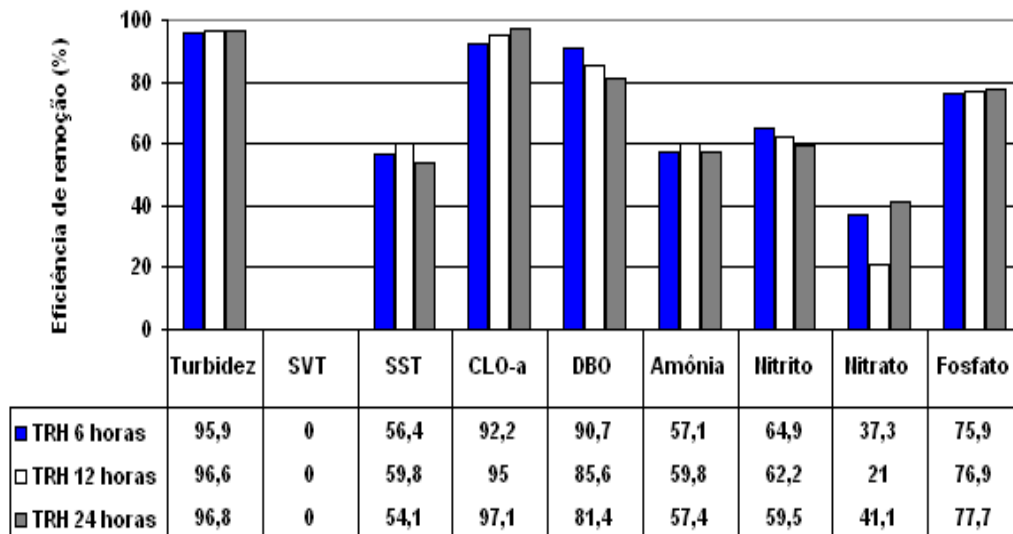


Figura 4.10. Eficiência de remoção no processo de absorção nos diferentes tempos avaliados em relação ao efluente bruto (Segunda Etapa, Teste 1). Obs. Os valores “zero” no parâmetro sólidos voláteis totais (SVT) correspondem a valores negativos.

O tempo de 6 horas de retenção hidráulica do efluente foi o tratamento que apresentou os melhores resultados, tanto o processo de sedimentação quanto na absorção pela *Ulva fasciata*. Os resultados obtidos neste trabalho apontam para a aplicação de tratamentos integrados e sugerem que a utilização de algum molusco filtrador (ostra, vieira ou mitilido) podem melhorar substancialmente a redução dos sólidos voláteis totais, considerando que o fitoplâncton, bactérias e detritos são importantes constituintes na sua alimentação.

4.2.3. TESTE 2: SEDIMENTAÇÃO E ABSORÇÃO POR *Ulva fasciata* (inóculos de 125, 250 e 500 g/15L EFLUENTE)

Neste experimento avaliou-se a eficiência de remoção de sólidos suspensos e nutrientes dissolvidos, mediante processos de sedimentação e absorção com a macroalga clorófitica *Ulva fasciata*, testando três inóculos de estocagens, 125, 250 e 500 g alga/15 L de efluente da carcinicultura marinha, fixando 6 horas de tempo de retenção hidráulica do efluente, de acordo com os resultados do experimento anterior.

No experimento foi possível estabelecer que os parâmetros temperatura, salinidade e pH apresentaram pouca variação nos seus valores, para as diferentes inóculos testadas. Essa tendência não foi mantida no caso do oxigênio dissolvido, já que este parâmetro apresentou grandes variações, registrando o valor mínimo no processo de sedimentação de 3,8 mg O₂/L e para o inóculo de 250 g alga/15 L o valor máximo com 6,9 mg O₂/L (Tabela 4.14).

O gênero *Ulva sp* é uma macroalga que se distribui amplamente em todo o mundo em diversos ambientes, pelo que seu habitat varia bastante, devido a esse fato apresenta uma ampla tolerância à temperatura, salinidade, pH e oxigênio, a ambientes com algum grau de poluição (SOULSBY *et al.*, citado por PAGAND, 1999). Portanto, apesar dessa diferença nos valores do oxigênio dissolvido, pode-se considerar que os parâmetros físicos e químicos da água são adequados para a espécie *Ulva fasciata*.

Tabela 4.14. Valores dos parâmetros físicos e químicos da água nas diferentes condições experimentais (Segunda Etapa, Teste 2).

Tratamentos	Temperatura (°C)	Salinidade (‰)	pH	OD (mg/L)
Efluente Bruto	24,5	32,0	7,7	4,5
Sedimentação	23,7	32,1	7,5	3,8
Tanque controle	23,9	32,0	7,5	5,6
Inóculo 125 g	23,8	32,0	7,8	5,2
Inóculo 250 g	23,1	31,5	8,1	6,9
Inóculo 500 g	23,8	32,1	7,7	4,5

Na Tabela 4.15 estão apresentados os resultados obtidos nos processos de sedimentação e absorção para os três inóculos da macroalga *Ulva fasciata* testadas. Como pode ser observado, o processo de sedimentação após as 6 horas de residência do efluente apresenta uma importante diminuição da turbidez com uma percentagem de 94,9 %, os sólidos suspensos totais com uma diminuição de 64,7 %, a clorofila a com 97,2 % e a DBO₅ com 56,8 %, quando comparados com os valores do efluente bruto.

Em relação à remoção dos nutrientes dissolvidos, o processo de sedimentação não foi tão eficiente quanto na remoção do material particulado. Apesar disso, os desempenhos obtidos na remoção da amônia (33,3%), nitrato (31,9 %) e fosfatos (46,4 %) são razoavelmente bons.

Tabela 4.15. Resultados da remoção dos sólidos e nutrientes dissolvidos no processo de sedimentação e absorção nos três inóculos de *Ulva fasciata* (Segunda etapa, Teste 2).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO-a (µg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Efluente Bruto	82 ± 22,7	680 ± 35,9	6,3± 0,47	167,4 ± 8,67	28,7 ± 2,29	1,24 ± 0,05	0,30 ± 0,0	18,2 ± 1,14	2,8 ± 0,47
Sedimentação	4,2 ± 0,27	240 ± 18,5	5,6 ± 0,49	4,7 ± 0,34	12,4 ± 1,8	0,8 ± 0,07	0,24 ± 0,0	12,4 ± 0,25	1,5 ± 0,47
% remoção	94,9	64,7	17,9	97,2	56,8	33,3	20,0	31,9	46,4
Tanque Controle	3,8 ± 0,77	248 ± 28,7	2,8 ± 0,32	1,9 ± 0,07	11,6 ± 1,19	0,95± 0,035	0,24 ± 0,007	16,7 ± 0,05	2,6 ± 0,007
Absorção Ulva 125 g	5,6 ± 0,9	226 ± 22,0	4,07 ± 1,02	2,5 ± 1,03	10,5 ± 0,49	0,75 ± 0,076	0,15 ± 0,018	12,0 ± 2,0	1,83 ± 0,23
% remoção	-47,3	8,9 a	-45,4	-31,6	9,5 b	21,1 b	37,5 b	28,1 b	29,6 b
Absorção Ulva 250 g	5,5 ± 0,37	236 ± 26,7	4,75 ± 0,45	2,7 ± 0,79	9,88 ± 0,88	0,65 ± 0,068	0,13 ± 0,007	10,4 ± 0,77	1,77 ± 0,26
% remoção	-44,7	4,8 b	-69,6	-42,1	14,8 a	27,4 a	45,8 a	37,7 a	31,9 a
Absorção Ulva 500 g	5,8 ± 1,18	248 ± 46,1	3,66 ± 0,51	4,06 ± 1,09	11,6 ± 1,2	0,85 ± 0,14	0,21 ± 0,05	16,6 ± 0,69	1,9 ± 0,26
% remoção	- 52,6	0	-30,7	-113,7	0	10,5 c	12,5 c	0,6 c	26,9 c
% remoção final:									
125 g alga Ulva	93,2	66,8	35,4	98,5	63,4	36,7	50,0	34,1	34,6
250 g alga Ulva	93,3	65,3	24,6	98,4	65,6	67,5	56,7	42,9	36,8
500 g alga Ulva	92,9	63,5	41,9	97,6	59,6	29,2	30,0	8,8	32,1

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Os valores "zero" correspondem a parâmetros que não apresentaram diminuição.

No processo de absorção, não houve remoção da turbidez em todos os inóculos testados, já que apresentou um acréscimo em relação aos valores do tanque controle. Apesar disso, quando se faz o cálculo dos valores obtidos nos diferentes inóculos comparando com o valor do efluente bruto, a eficiência de remoção é muito alta, atingindo valores superiores a 92 %. Para os parâmetros sólidos voláteis totais (SVT) e clorofila *a*, as percentagens de remoção também foram negativas, indicando um aumento da concentração destes em todos os inóculos testados. Enquanto que os sólidos suspensos totais (SST) não apresentaram valores negativos, a eficiência de remoção pelas macroalgas é muito baixa, assinalando que o processo de absorção não é eficiente na remoção de material particulado em suspensão, apesar disso há diferenças significativas entre os três inóculos testados ($P < 0,05$). É possível

concluir que, nos três inóculos testados, há uma adição de material orgânico por rompimento das algas, fato que pode ser confirmado pelo aumento dos valores dos SVT. Da mesma forma, o incremento dos valores registrados na clorofila *a*, tem relação direta com o aumento da biomassa de algas, o que induz que a *Ulva fasciata* está suprindo o sistema desse pigmento. Isto é comprovado pelo fato que no tanque controle (sem alga), a concentração de clorofila *a* diminui por sedimentação e nos tanques experimentais esse pigmento foi incrementado.

Em relação à remoção da DBO₅, apesar de não apresentar valores negativos, a eficiência de remoção foi muito baixa, 9,5 e 14,8 %, nos inóculos de 125 e 250 g /15L, respectivamente (Tabela 4.15). A eficiência de remoção obtida em cada inóculo testado de macroalga relativa ao efluente bruto pode ser visualizada na Figura 4.11.

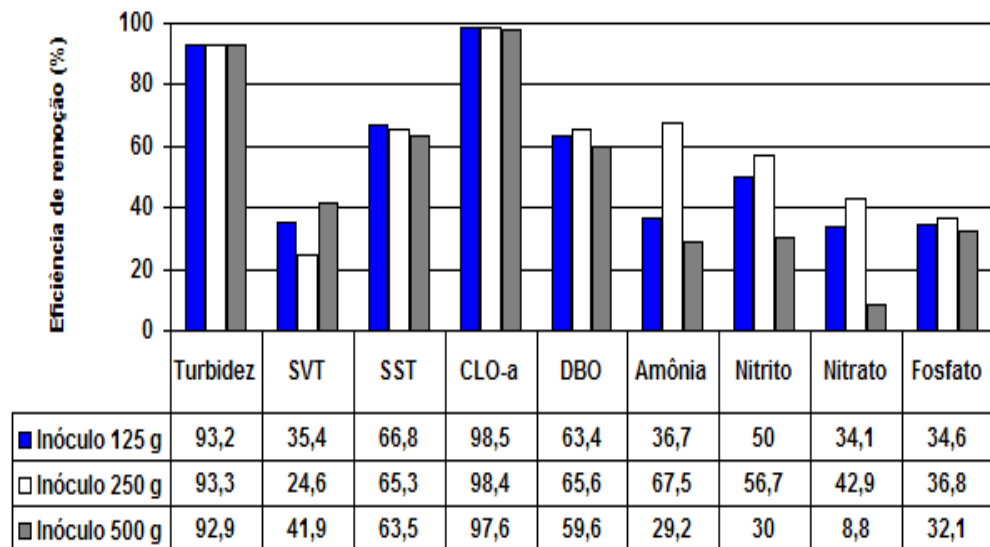


Figura 4.11. Eficiência de remoção da macroalga *Ulva fasciata* no processo de absorção nos três inóculos testados (Segunda Etapa, Teste 2).

Quando calculada a eficiência de remoção dos três inóculos para os parâmetros turbidez, sólidos voláteis totais, sólidos suspensos totais, clorofila *a* e DBO₅, em relação ao efluente bruto, constata-se que houve um alto desempenho, ajudado principalmente pelo processo de sedimentação que acontece nos tanques experimentais, apesar desses estarem implementados com uma linha individual de ar para manter o material e as algas flutuando.

Quanto ao desempenho dos diferentes inóculos de algas na remoção de nutrientes dissolvidos, é destaque o tratamento de 250 g/15L, que para a amônia (27,4%), nitrito (45,8%), nitrato (37,7 %) e fosfato (31,9 %) apresentou as maiores eficiências de remoção, em relação ao tanque controle, como se visualiza na tabela 7.15. Este desempenho melhora significativamente quando se calcula a eficiência de remoção em relação ao efluente bruto, chegando a amônia a atingir uma percentagem de remoção de 67,5 %, o nitrito 56,7%, o nitrato 42,9 % e fosfato 36,8 % para o inóculo de 250 g.

4.2.4. TESTE 3: SEDIMENTAÇÃO E ABSORÇÃO POR *Hypnea musciformis* (250 g/15L EFLUENTE)

Neste experimento avaliou-se o desempenho individual e combinado dos processos de sedimentação e absorção da macroalga vermelha *Hypnea musciformis*, com um inóculo estável de 250 g/15L de efluente, na remoção dos sólidos suspensos e nutrientes inorgânicos dissolvidos, empregando três tempos 6, 12 e 24 horas de retenção hidráulica do efluente originado no processo de acondicionamento das matrizes do camarão branco *Litopenaeus vannamei*. No experimento foi possível estabelecer que os parâmetros temperatura (22,8 - 24,0 °C), salinidade (32,0 – 33,6 ‰) e pH (7,6 – 7,9) apresentaram pouca variação nos seus valores mínimos e máximos, tanto no processo de sedimentação quanto no processo de absorção (Tabela 4.16).

Tabela 4.16. Resultados dos parâmetros físicos e químicos dos processos de sedimentação e absorção nos diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente (Segunda Etapa, Teste 3).

Tratamentos	Temperatura (°C)	Salinidade (‰)	pH	OD (mg/L)
Efluente Bruto	24,5	32,5	7,8	4,5
Tanque controle 6 horas	23,6	32,7	7,9	5,6
Sedimentação 6 horas	22,8	33,6	7,9	4,5
Absorção 6 horas	23,7	32,9	7,9	5,3
Tanque controle 12 horas	24,0	32,8	7,9	6,1
Sedimentação 12 horas	23,6	32,8	7,7	3,4
Absorção 12 horas	24,0	32,7	7,8	4,6
Tanque controle 24 horas	23,7	32,8	7,8	5,3
Sedimentação 24 horas	23,7	32,8	7,6	3,3
Absorção 24 horas	23,7	32,8	7,8	4,9

No caso do oxigênio dissolvido, este parâmetro foi o que apresentou as maiores variações durante o teste, especialmente, nos valores registrados no processo de sedimentação para o tempo de 12 e 24 horas. Neste tratamento, destacam os valores mais baixos entre todos os tratamentos aplicados, com 3,4 e 3,3 mg O₂/L para 12 e 24 horas, respectivamente.

A espécie *Hypnea musciformis* é uma macroalga que se distribui amplamente em diversos ambientes, mesmo com algum grau de poluição, apresentando uma ampla tolerância à temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido. Portanto, apesar dessa diferença nos valores de oxigênio dissolvido, pode-se considerar que os resultados dos parâmetros físicos e químicos da água estão adequados para a espécie *Hypnea musciformis*.

Na Tabela 4.17 estão apresentados os resultados obtidos durante o processo de sedimentação, para os três tempos de retenção testados.

Tabela 4.17. Resultados do processo de sedimentação em 6, 12 e 24 horas de retenção do efluente (Segunda Etapa, Teste 3).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO -a (µg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Efluente Bruto	64 ± 0,07	452 ± 15,3	6,3 ± 0,82	23,2 ± 3,4	17,3 ± 2,3	1,33 ± 0,1	0,62 ± 0,03	16,07 ± 0,32	3,5 ± 0,16
Sedimentação 6 horas	7,2 ± 0,92	252 ± 12,7	3,4 ± 0,22	5,6 ± 1,1	5,3 ± 0,66	0,86 ± 0,08	0,44 ± 0,007	8,52 ± 0,18	3,2 ± 0,68
% remoção	88,8 c	44,2 b	46,0 a	75,9 c	69,4 a	35,3 b	29,0 b	47,0 a	8,6 b
Sedimentação 12 horas	4,6 ± 0,65	180 ± 9,87	4,4 ± 0,13	3,7 ± 0,97	5,4 ± 0,34	0,8 ± 0,04	0,36 ± 0,0	15,6 ± 0,26	4,1 ± 0,45
% remoção	92,8 b	60,2 a	30,2 c	84,0 b	68,8 a	39,8 a	41,9 a	2,9 b	-17,1
Sedimentação 24 horas	3,6 ± 0,54	168 ± 8,45	3,7 ± 0,19	0,9 ± 0,1	nr	1,02 ± 0,12	0,62 ± 0,007	16,01 ± 0,51	3,12 ± 0,30
% remoção	94,4 a	62,8 a	41,3 b	96,1 a	nr	24,8 c	0	0,4 c	10,9 a

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Os valores "zero" não apresentaram diminuição. Nr: a análise não detectou valores.

Conforme resultados na Tabela 4.17, o processo de sedimentação apresentou uma alta eficiência na remoção da turbidez com 88,8 % em 6 horas; 92,8 % para 12 horas e 94,4 % para 24 horas, sendo os resultados estatisticamente diferentes ($P < 0,05$). A mesma tendência é observada na diminuição dos sólidos suspenso totais (SST), que apresentou valores de remoção de 44,2 %; 60,2 % e 62,8 % nos três tempos avaliados, respectivamente.

Um pouco menor foi a eficiência de remoção do processo de sedimentação para os sólidos voláteis totais (SVT), já que as percentagens para 6, 12 e 24 horas foram 46,0; 30,2 e 41,3 %, respectivamente. No entanto, o processo de sedimentação apresentou uma alta eficiência na diminuição da clorofila a (CLO-a), atingindo valores de 75,9; 84,0 e 96,1 % para os tempos de 6, 12 e 24 horas, respectivamente ($P < 0,05$). Igualmente para a DBO₅, observou-se uma alta eficiência de remoção para os tempos de 6 e 12 horas, alcançando valores de 69,4 e 68,8 %, respectivamente, não mostrando diferenças estatísticas ($P > 0,05$) (Tabela 4.17).

Para os nutrientes dissolvidos amônia, nitrito, nitrato e fosfato, o processo de sedimentação não teve o alto desempenho alcançado na remoção dos sólidos. Dessa forma, a amônia alcançou as maiores percentagens de remoção nas 6 e 12 horas, com 35,3 e 39,8 %, respectivamente. Enquanto que o nitrito teve o melhor desempenho no tempo de 12 horas com 41,9 %, o nitrato apresentou a maior redução no tempo de 6 horas, com 47 %, e para 12 e 24 horas os valores foram muito baixos, com 2,9 e 0,4 %, respectivamente. O fosfato apresentou quedas na sua concentração de 8,0 e 10,9 % para os tempos de 6 e 24 horas, respectivamente, e no tempo de 12 horas os valores foram superiores aos valores encontrados no efluente bruto, isso justifica os valores negativos apresentados na Tabela 4.17.

No processo de absorção com a macroalga *Hypnea musciformis* a redução da turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos voláteis totais, clorofila *a* e DBO₅ foi muito baixa, inclusive foram registrados valores negativos na remoção de SVT e SST nos tempos de 6, 12 e 24 horas, conforme apresentado na Tabela 4.18.

Tabela 4.18. Resultados do processo de absorção em tempos de 6,12 e 24 horas de retenção hidráulica do efluente (Segunda Etapa, Teste 3).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO-a (µg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Tanque Controle 6 horas	4,8 ± 0,67	244 ± 21,9	3,3 ± 0,07	0,9 ± 0,07	nr	0,88 ± 0,014	0,42 ± 0,014	10,5 ± 0,56	3,7 ± 0,55
Absorção 6 horas <i>H. musciformis</i>	4,25 ± 0,07	230 ± 25,4	4,9 ± 0,56	0,9 ± 0,07	nr	0,88 ± 0,03	0,37 ± 0,03	10,46 ± 1,09	2,76 ± 0,07
% remoção	11,5 c	5,73	- 48,5	0	nr	0	11,9 a	0,38 c	25,4 a
Tanque Controle 12 horas	5,15 ± 0,21	188 ± 13,8	2,5 ± 0,14	nr	nr	1,1 ± 0,19	0,36 ± 0,0	15,3 ± 0,36	2,26 ± 0,07
Absorção 12 horas <i>H. musciformis</i>	4,15 ± 0,21	216 ± 12,9	2,7 ± 0,14	1,4 ± 0,7	nr	0,94 ± 0,10	0,39 ± 0,014	9,12 ± 1,99	2,85 ± 0,36
% remoção	19,4 b	-14,9	- 8,0	0	nr	-14,5	- 8,3	40,4 b	-26,1
Tanque Controle 24 horas	4,3 ± 0,32	164 ± 8,87	6,5 ± 1,32	nr	nr	1,0 ± 0,06	0,63 ± 0,001	11,34 ± 0,2	3,7 ± 0,62
Absorção 24 horas <i>H. musciformis</i>	3,3 ± 0,14	234 ± 14,1	4,7 ± 1,13	0,9 ± 0,0	nr	0,93 ± 0,05	0,57 ± 0,05	4,1 ± 0,65	3,1 ± 0,32
% remoção	23,2 a	-42,7	27,7	0	nr	7,0	9,5 b	63,8 a	16,2 b
% remoção final									
6 horas	93,4	49,1	22,2	96,1	--	33,0	40,3	34,6	21,1
12 horas	93,5	52,2	57,1	94,0	--	29,3	37,1	43,0	10,9
24 horas	44,8	48,2	25,4	96,1	--	35,6	8,1	34,4	11,4

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente. Os valores "zero" não apresentaram diminuição. Nr: a análise não detectou valores.

Na remoção da turbidez o melhor desempenho foi alcançado no tempo de 24 horas com 23,2 %, para os outros tratamentos os valores foram 11,5 % para 6 horas e 19,4 % para 12 horas, sendo estatisticamente diferentes as percentagens de remoção dos diferentes tempos testados ($P < 0,05$).

Para a clorofila *a* não houve decréscimo na sua concentração por efeito do processo de absorção de *Hypnea musciformis*, ao invés, os tanques com macroalgas apresentaram um acréscimo na concentração, quando comparada com a concentração do tanque controle.

Para a DBO_5 não foram detectados valores, o que pode se explicar unicamente por erro na análise.

Ressalta-se que quando se determinou a eficiência de remoção do processo de absorção dos parâmetros turbidez e clorofila *a*, em relação ao efluente bruto, a percentagem de remoção incrementou-se significativamente, chegando a clorofila *a* a atingir valores próximos de 100 %, nos três tempos avaliados. Da mesma maneira, a turbidez, nos tempos de 6 e 12 horas de residência do efluente, alcançou valores de 93,4 e 93,5 %, respectivamente. Estes resultados se explicam pelo auxílio do processo de sedimentação.

O processo de absorção de nutrientes dissolvidos por *Hypnea musciformis* foi pouco eficiente se comparado com os valores alcançados nos testes feitos com *Ulva fasciata* nas mesmas condições experimentais. O tratamento de 24 horas apresentou os valores mais altos de remoção dos nutrientes dissolvidos, em comparação aos outros tratamentos, destacando-se a remoção de nitrato com 63,8 %, enquanto para o fosfato e a amônia as percentagens de remoção foram baixas, com 16,2 e 7,0 %, respectivamente, em relação com os valores do tanque controle.

Quando calculada a eficiência de remoção final em relação ao efluente bruto, integrados os processos de sedimentação e absorção, todos os tempos testados apresentam valores maiores que aqueles calculados em relação ao tanque controle (Tabela 4.18). Apesar dessa melhora, os valores alcançados não são adequados para uma possível utilização industrial da macroalga no tratamento dos efluentes de camarões, cujos resultados de eficiência dos tratamentos são melhores visualizados na Figura 4.12

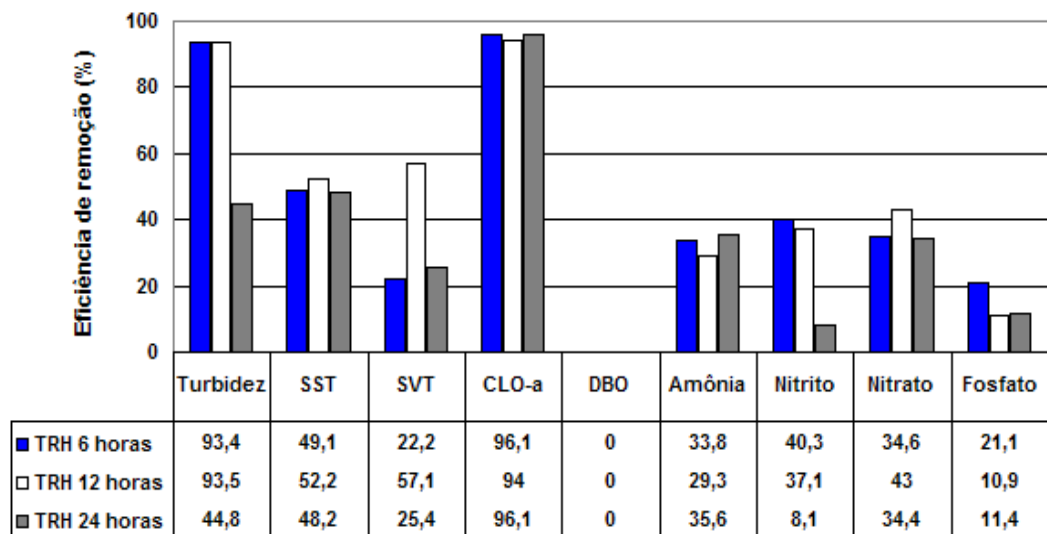


Figura 4.12. Eficiência de remoção da macroalga *Hypnea musciformis* no processo de absorção em relação ao efluente bruto, empregando três tempos de retenção hidráulica (TRH) do efluente (Segunda Etapa, Teste 3).

4.2.5. TESTE 4: SEDIMENTAÇÃO E ABSORÇÃO POR *Hypnea musciformis* (Inóculos de 125, 250e 500 g/15L EFLUENTE)

O experimento avaliou a eficiência de remoção da matéria particulada e nutriente inorgânicos dissolvidos mediante processos de sedimentação e absorção utilizando a macroalga rodófitica *Hypnea musciformis* com três inóculos de estocagens de 125, 250 e 500 g/15L de efluente, mantendo estável em 6 horas o tempo de residência hidráulica de efluente

Os resultados da análise dos parâmetros físicos e químicos da água do efluente, de cada etapa experimental, indicaram que todos os parâmetros de qualidade controlados no teste se mantiveram dentro dos valores apropriados para a espécie estudada, como se pode observar na Tabela 4.19. Os únicos parâmetros que registraram variações durante as diferentes etapas experimentais foram o oxigênio dissolvido e o pH, sendo os valores mais baixos no processo de sedimentação com 3,5 mgO₂/L e pH de 6,9, apresentados na Tabela 4.20.

Tabela 4.19. Valores de temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido nas diferentes etapas experimentais (Segunda Etapa, Teste 4).

Tratamentos	Temperatura (°C)	Salinidade (‰)	pH	OD (mg/L)
Efluente Bruto	24,5	34,3	7,7	5,7
Sedimentação	23,1	34,2	6,9	3,5
Tanque controle	23,3	34,2	7,7	5,4
Inóculo 125 g	23,3	34,1	7,6	5,4
Inóculo 250 g	23,3	34,1	7,6	4,8
Inóculo 500 g	23,4	34,1	7,6	5,3

Tabela 4.20. Resultados dos processos de sedimentação e absorção de nutrientes da macroalga *Hypnea musciformis* empregando três inóculos (Segunda Etapa, Teste 4).

Tratamentos	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO -a (µg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Efluente Bruto	155,3 ± 9,76	892± 23,67	6,8 ± 0,98	10,2± 1,31	14,9± 0,98	2,0± 0,10	1,1± 0,07	17,25± 0,12	3,1± 0,36
Sedimentação	15,7 ± 4,98	16± 17,6	4,1± 0,34	5,6± 0,87	13,4± 1,09	0,94± 0,04	0,79± 0,0	15,6± 0,26	1,9± 0,49
% remoção	89,9	98,2	39,7	45,1	10,1	53,0	28,2	9,6	38,7
Tanque Controle	10,45 ± 3,18	502± 61,5	4,80± 0,98	1,9± 0,07	11,2± 2,19	0,91± 0,06	0,83± 0,02	12,7± 0,48	1,89± 0,0
Absorção 125 g <i>Hypnea musciformis</i>	7,23± 1,5	305,3± 31,06	4,96± 0,9	0,6± 0,25	9,8± 1,22	0,80± 0,18	0,77± 0,02	12,4± 0,95	1,70± 0,15
% remoção	30,8 b	39,2 b	-3,3	68,4 a	12,5 a	12,1 b	7,2 b	2,4 c	10,1 b
Absorção 250 g <i>Hypnea musciformis</i>	6,2 ± 0,36	250,6± 10,06	5,43± 0,7	0,93± 0,45	11,0± 0,4	0,67± 0,15	0,78± 0,02	7,45± 1,0	1,60± 0,25
% remoção	40,7 a	50,1 a	-13,1	51,1 b	1,8 b	26,4 a	4,8 c	38,4 a	15,3 a
Absorção 500 g <i>Hypnea musciformis</i>	7,3 ± 0,70	256± 28,2	6,6± 1,4	4,15± 0,64	12,9± 3,1	0,83± 0,13	0,75± 0,01	10,3± 2,89	1,7± 0,22
% remoção	30,1 b	49,0 a	-37,5	-118	-152	8,8 c	9,6 a	18,9 b	10,1 b
% de remoção final									
125 g alga <i>Hypnea</i>	95,3	65,6	27,1	94,1	34,2	60,0	30,0	28,1	45,2
250 g alga <i>Hypnea</i>	96,0	71,9	20,1	90,9	26,2	66,5	28,2	55,0	48,4
500 g alga <i>Hypnea</i>	95,3	71,3	2,94	59,3	14,4	58,5	31,8	40,3	45,2

Letras diferentes na mesma coluna denotam diferença significativa ($P < 0,05$). Valores negativos não foram analisados estatisticamente.

Os resultados alcançados neste teste mostraram que o processo de sedimentação apresentou alta eficiência na redução da turbidez (89,9 %) e sólidos suspensos totais (98,2 %), e menor de remoção para os sólidos voláteis totais (39,7 %) e clorofila *a* (45,1 %), confirmando as observações anteriores. Enquanto que para a remoção dos nutrientes dissolvidos mediante sedimentação, as maiores eficiências foram atingidas na redução da amônia com 53,0 % e fosfato com 38,7 %; os outros nutrientes nitrito e nitrato apresentaram concentrações altas no efluente após a sedimentação, sendo baixo o desempenho do tratamento. A mesma tendência foi observada na remoção da DBO₅, que atingiu apenas 10,1 % no tempo de 6 horas de residência do efluente e 12,5 % para o tempo de 12 horas. Para 24 horas, os valores apresentaram um acréscimo, daí a presença de valores negativos na Tabela 4.20.

Em geral, os resultados do processo de absorção permitem concluir que as melhores remoções da matéria particulada e de nutriente dissolvidos foram obtidas com 250 g alga/15L, em relação aos outros inóculos testados (Tabela 4.20). O melhor desempenho na remoção da turbidez e dos sólidos suspensos totais foi obtido também com esse inóculo, alcançando 40,7 e 50,1 % para cada parâmetro, respectivamente.

Para a DBO₅ e clorofila *a*, os resultados de remoção foram negativos para o tratamento de 500 g alga/15 L, ou seja, teve um acréscimo na concentração desses parâmetros. Enquanto que, os tratamentos de 125 g alga/15L e 250 g alga/15L conseguiram os melhores resultados na redução da clorofila *a* com 68,4 % e 50,1 %, respectivamente. A DBO₅ mostrou a mesma tendência da clorofila *a*, mas apresentou baixas percentagens de remoção, 12,5 e 1,8 %, para os inóculos assinaladas.

As percentagens de remoção da amônia de 26,4 % e do nitrato com 38,4 %, alcançados pelo tratamento 250 g alga/15L, demonstram pouca eficiência na remoção dessas variáveis. Apesar disso, são os valores mais altos alcançados entre os tratamentos testados. Da mesma maneira, essa tendência se percebe nos resultados de remoção de nitrato com 38,4 % e fosfato com 15,3 %, como o melhor desempenho obtido nesse tratamento.

Quando se calcula a percentagem de remoção final dos nutrientes, integrando os processos de sedimentação e absorção, em relação aos valores do efluente bruto, o desempenho de *Hypnea musciformis* melhora significativamente, especialmente na diminuição da turbidez com 96,0 %, sólidos suspensos totais com 71,9 %, amônia com 66,5 %, nitrato com 55,0 % e fosfato com 48,4 %, com o inóculo de estocagem de 250 g de macroalga/15 L (Tabela 4.20 e Figura 4.13).

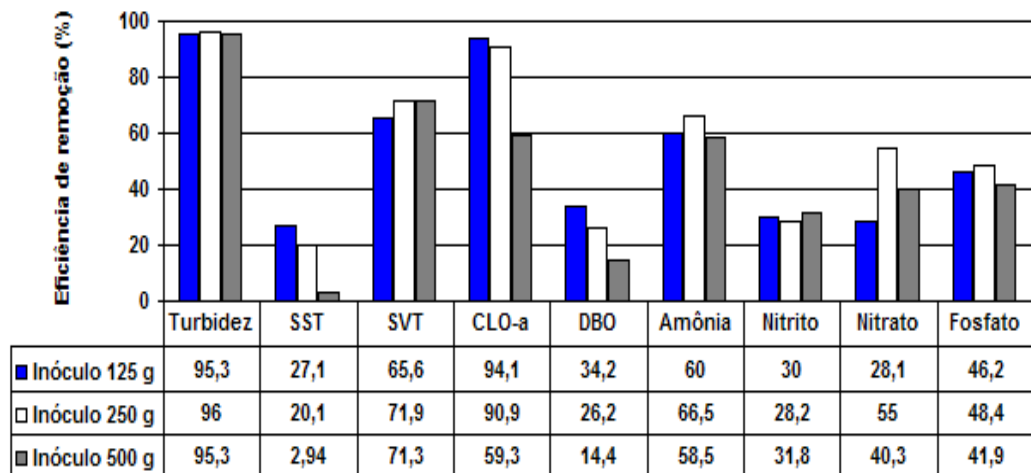


Figura 4.13. Eficiência de remoção no processo de absorção da macroalga *Hypnea musciformis* em relação ao efluente bruto, empregando três inóculos (Segunda Etapa, Teste 4).

4.2.6. CONCLUSÕES DA SEGUNDA ETAPA EXPERIMENTAL

De acordo com as metodologias empregadas nos diferentes testes efetuados na segunda etapa experimental, os resultados obtidos permitem estabelecer as seguintes conclusões:

- ❖ Em geral, da mesma forma que na primeira etapa experimental, o processo de sedimentação continua sendo fundamental na remoção do material particulado suspenso. Além disso, tem um papel importante na diminuição dos nutrientes dissolvidos, auxiliando o processo de absorção, o que se confirma pelos resultados da remoção final em relação ao efluente bruto. Cujas eficiências de remoção quais melhoram significativamente para todos os parâmetros avaliados quando se integram os processos de sedimentação e absorção.
- ❖ O melhor desempenho da espécie *Ulva fasciata* na remoção dos nutrientes foi obtido no tratamento de 250 g/15 L efluente e 6 horas de residência.
- ❖ A espécie *Hypnea musciformis* apresentou seus melhores resultados no tratamento de 250 g/15 L efluente e 6 horas de residência, apesar de não ter uma grande superioridade sobre os outros tratamentos (12 e 24 horas).

- ❖ A espécie que apresentou o melhor desempenho na remoção da DBO_5 e dos nutrientes dissolvidos foi a *Ulva fasciata* quando comparada com *Hypnea musciformis*, em todos os testes executados.

4.3. TERCEIRA ETAPA EXPERIMENTAL: PROCESSOS INTEGRADOS DE SEDIMENTAÇÃO, FILTRAÇÃO E ABSORÇÃO

Nesta etapa experimental avaliou-se o efeito integrado dos processos de sedimentação, filtração mediante a ostra *C. rhizophorae* e absorção pela macroalga clorofícea *Ulva fasciata*, na remoção da matéria orgânica e inorgânica presente nos efluentes da carcinicultura marinha. Foi utilizado um tempo de 6 horas de retenção hidráulica do efluente e biomassas de 1200 g para a ostra *C. rhizophorae* e 250 g da alga *Ulva fasciata*.

No teste foram avaliados todos os parâmetros de qualidade de água das etapas anteriores, além disso, foi incorporado a análise de bactérias totais, expressa em unidades formadoras de colônias (UFC), em cada um dos três processos.

Os resultados dos parâmetros temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido nos três processos mostram que não houve variações significativas durante o teste, com exceção dos valores de temperatura e oxigênio dissolvido do efluente bruto, que apresentaram diferenças em relação aos valores registrados durante os outros tratamentos, conforme Tabela 4.21.

Tabela 4.21. Resultados obtidos durante os processos de sedimentação, filtração e absorção (Terceira Etapa).

Tratamentos	Temperatura (°C)	Salinidade (‰)	pH	OD (mg/L)
Efluente Bruto	25,3	35,7	7,4	5,6
Sedimentação	16,3	35,7	7,4	5,6
Tanque Controle <i>C. rhizophorae</i>	16,7	36,0	7,7	7,5
Tanque Ostra <i>C. rhizophorae</i>	16,6	35,7	7,5	7,3
Tanque Controle <i>Ulva fasciata</i>	17,4	36,0	7,7	7,1
Tanque algas <i>Ulva Fasciata</i>	17,5	35,6	7,6	6,8

Apesar das diferenças registradas, os valores dos parâmetros físico-químicos da água estão dentro da faixa de crescimento das duas espécies utilizadas na pesquisa. Assim, *C. rhizophorae* apresenta uma ampla tolerância a todos os parâmetros assinalados, pelo fato de habitar ambientes costeiros que apresentam amplas mudanças (POLI *et al.*, 2004). E o gênero *Ulva sp* é uma macroalga que se distribui amplamente em todo o mundo em diversos ambientes; como seu habitat varia bastante, a espécie apresenta uma ampla tolerância à

temperatura, salinidade e a ambientes com algum grau de poluição (SOULSBY *et al.*, citado por PAGAND, 1999).

Na Tabela 4.22 são apresentados os resultados obtidos nos diferentes processos aplicados, para as condições experimentais pré-estabelecidas. Em seguida são apresentadas discussões para os diferentes parâmetros analisados.

Tabela 4.22. Valores médios (\pm desvio padrão) para todos os parâmetros avaliados nos tratamentos de sedimentação, filtração por ostras e absorção por macroalgas (Terceira Etapa).

Tratamentos	Bactérias Totais (UFC/mL)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)	SVT (g/L)	CLO-a (μ g/L)	DBO ₅ (mg/L)	Amônia (mg/L)	Nitrito (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Fosfato (mg/L)
Efluente Bruto	17 x 10 ⁵	240 \pm 11,2	1068 \pm 13,0	4,0 \pm 0,7	203,7 \pm 4,1	9,7 \pm 0,77	1,33 \pm 0,13	1,0 \pm 0,02	7,25 \pm 0,17	4,0 \pm 0,26
Sedimentação	6,3 x 10 ⁴	14,8 \pm 0,8	364 \pm 6,5	3,6 \pm 0,4	11,2 \pm 0,7	6,7 \pm 0,6	1,12 \pm 0,07	0,55 \pm 0,01	5,9 \pm 0,91	3,4 \pm 0,63
% remoção	96,3	93,8 a	65,9 a	10,0 c	94,5 b	44,8 a	15,8 b	45,0 a	17,7 b	15,0 b
Tanque Controle <i>C. rhizophorae</i>	1,4 x 10 ⁵	9,3 \pm 0,60	256 \pm 21,5	4,6 \pm 0,29	11,2 \pm 0,39	7,9 \pm 1,1	1,13 \pm 0,03	0,56 \pm 0,01	5,65 \pm 0,03	3,78 \pm 0,03
Tanque ostra <i>C. rhizophorae</i>	1,5 x 10 ⁴	5,5 \pm 0,64	188 \pm 16,8	3,6 \pm 0,24	0,0 \pm 0,0	6,6 \pm 0,0	1,0 \pm 0,04	0,45 \pm 0,03	5,25 \pm 0,55	3,46 \pm 0,79
% remoção	89,3	40,9 b	26,6 b	21,7 b	100 a	6,5 c	11,5 c	19,6 c	5,4 c	8,5 c
Tanque Controle <i>Ulva fasciata</i>	3,0 x 10 ⁵	9,8 \pm 0,17	266 \pm 24,2	3,9 \pm 0,85	24,2 \pm 1,8	10,1 \pm 0,97	1,21 \pm 0,03	0,61 \pm 0,0	7,49 \pm 0,14	4,31 \pm 0,07
Tanque alga <i>Ulva fasciata</i>	8,3 x 10 ⁴	6,9 \pm 1,40	201 \pm 20,1	2,6 \pm 0,6	1,9 \pm 0,0	5,9 \pm 0,1	0,61 \pm 0,08	0,42 \pm 0,02	2,23 \pm 0,13	2,01 \pm 0,19
% remoção	72,3	29,6 c	24,4 b	33,3 a	92,1 c	41,6 b	49,6 a	31,1 b	70,2 a	53,6 a
Eficiência de remoção final (%)	95,1	97,1	81,3	35,0	99,1	39,2	54,1	58,0	69,2	52,9

Medias na mesma coluna seguida de letras iguais não denotam diferença significativa ($P > 0,05$).

❖ Bactérias Totais

De acordo com os resultados obtidos no processo de sedimentação é possível estabelecer que o desempenho é ótimo na remoção de bactérias, considerando que de 17×10^5 UFC/mL passou para $6,3 \times 10^4$ UFC/mL, representando uma queda na concentração de 96,3 %.

Por sua parte, na filtração, a queda na concentração de UFC foi também significativa, passando de $1,4 \times 10^5$ UFC/mL no tanque controle para $1,5 \times 10^4$ UFC/mL, isto é 1 unidade log, o que representa 89,3 % de remoção. Essa alta percentagem de remoção é justificada pelo fato que as bactérias constituem uma parte importante na alimentação dos moluscos filtradores, como já foi reportado por JONES *et al.*, (2002; 2001). Igualmente, YONGE (citado por JONES *et al.*, 2001) assinala que, durante o processo de filtração as ostras selecionam as partículas de acordo com o tamanho e peso, e também pela composição química segundo LOOSANOFF (citado por JONES *et al.*, 2001). Para JONES *et al.*, (2002), 95 % das partículas que permanecem em suspensão no efluente dos tanques de camarões estão dentro da faixa ótima (inferiores a 5 μm) do tamanho para sua capacidade de filtração. Da mesma maneira, a ostra *Saccostrea commercialis* remove efetivamente bactérias entre 0,2 – 1,0 μm de tamanho.

No entanto, no processo de absorção pelas algas, os resultados ($8,3 \times 10^4$ UFC/ mL) seguem a mesma tendência, porém em grau menor que a filtração, apresentando uma queda na concentração de UFC de 72,3 % em relação do tanque controle ($3,0 \times 10^5$ UFC/mL).

Finalmente, integrando os três processos, o valor final de remoção de UFC foi de 95, 1 % da concentração inicial presente no efluente bruto. Portanto, quando comparado esse resultado com os valores alcançados por JONES *et al.*, (2001), o desempenho dos três processos foi ótimo na redução deste parâmetro.

❖ Turbidez

A turbidez da água variou durante o teste, apresentando ótima redução durante o processo de sedimentação, o qual conseguiu reduzir cerca de 93,8 % em relação aos valores do efluente bruto. Se comparado essa percentagem de redução com aquelas das fases de filtração e absorção, com valores de 40,9 e 29,6 % respectivamente, é possível estabelecer diferenças significativas ($P < 0,05$). É interessante notar que essa percentagem de remoção da turbidez está acima dos resultados obtidos por JONES *et al.*, (2002) que reportaram decréscimos de 87 % para esse parâmetro em águas geradas no cultivo do camarão *Penaeus japonicus*, após 24 horas de tempo de residência do efluente, considerando a participação conjunta da ostra *saccostrea comercialis* e a macroalga *Gracilaria edulis*.

E, como pode ser observado na Tabela 7.23, para os processos integrados, após 6 horas de retenção do efluente, os valores de redução da turbidez chegaram a 97,1 %, passando de 240 NTU no efluente bruto para 6,9 NTU no final do processo de absorção. Esse valor é ainda superior a aquele de JONES *et al.*, (op cit), que obtiveram 96,7 % de redução após 24 horas de residência do efluente nos processos de sedimentação e filtração por *saccostrea comercialis*.

❖ Sólidos Suspensos Totais (SST)

O processo de sedimentação apresentou a mesma tendência que no parâmetro anterior, ou seja, no processo de sedimentação observou-se as maiores percentagens de remoção dos sólidos suspensos totais, com valor superior a 65 %, sendo estatisticamente diferentes dos outros processos ($P < 0,05$). Enquanto que na filtração pelas ostras e na absorção pela macroalga foram obtidos valores de 26,6 e 24,4 % de redução, respectivamente. Os processos de filtração e absorção para percentagem de remoção da turbidez não apresentaram diferenças significativas ($P > 0,05$) (Tabela 4.22).

A sedimentação demonstrou eficiência no decréscimo dos SST, concordando com as conclusões de TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999), JONES *et al.*, (2001) e JACKSON *et al.*, (2003). Comparando-se os resultados de remoção dos SST com os valores atingidos por Jackson *et al.*, (op cit) de 60 % em 16,8 horas de tempo de residência do efluente e por JONES *et al.*, (2001) de 71,7 % em 24 horas de residência do efluente, pode-se indicar que o desempenho alcançado neste teste foi bastante expressivo, considerando o menor tempo de residência do efluente (6 horas de retenção hidráulica).

O processo de filtração pela ostra *C. rhizophorae* apresentou um rendimento semelhante aos resultados obtidos por JONES *et al.*, (2002) com *Saccostrea commercialis*, que obtiveram uma remoção de 23 % dos sólidos suspensos totais. No entanto, JONES *et al.*, (2001) conseguiram reduzir os sólidos suspensos totais de 0,17 g/L para 0,02 g/L, representando uma percentagem de 88,2 % utilizando 24 horas de TRH.

No entanto, a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais pela alga *Ulva fasciata* apresentou o valor mais baixo, 24,4 % de todos os tratamentos, sugerindo uma participação pouco expressiva na redução do material em suspensão, concordando com os resultados obtidos por JONES *et al.*, (2001) para *Gracilaria edulis*. As percentagens de remoção do processo de filtração e absorção não apresentaram diferenças significativas ($P > 0,05$)

O resultado obtido no final dos três processos foi muito bom, considerando que o sistema integrado de sedimentação, filtração e absorção, conseguiu remover cerca de 80 % dos sólidos em suspensão, em apenas 6 horas de residência do efluente, que é também visualizado na Figura 4.14.

❖ Sólidos Voláteis Totais (SVT)

Da mesma forma que os resultados obtidos por JONES *et al.*, (2001), a fração orgânica dos sólidos em suspensão (sólidos voláteis) é removida mais devagar, se comparada com o conteúdo inorgânico. Isto é possível verificar quando se comparam as altas percentagens de remoção dos sólidos suspensos totais e o baixo nível de redução dos sólidos voláteis totais nos três processos assinalados (Tabela 4.22). Reforça essa dedução, o fato que no processo de absorção, fase final, foram obtidas as maiores reduções dos sólidos voláteis, coincidindo com o maior tempo de permanência do efluente no sistema (18 horas no total), em relação às percentagens de redução dos outros dois processos (sedimentação 6 horas e absorção 12 horas).

Portanto, a maior eficiência na redução dos sólidos voláteis foi obtida no processo de absorção com 33,3%, sendo estatisticamente diferente da filtração e sedimentação 21,7 e 10,0 %, respectivamente ($P < 0,05$).

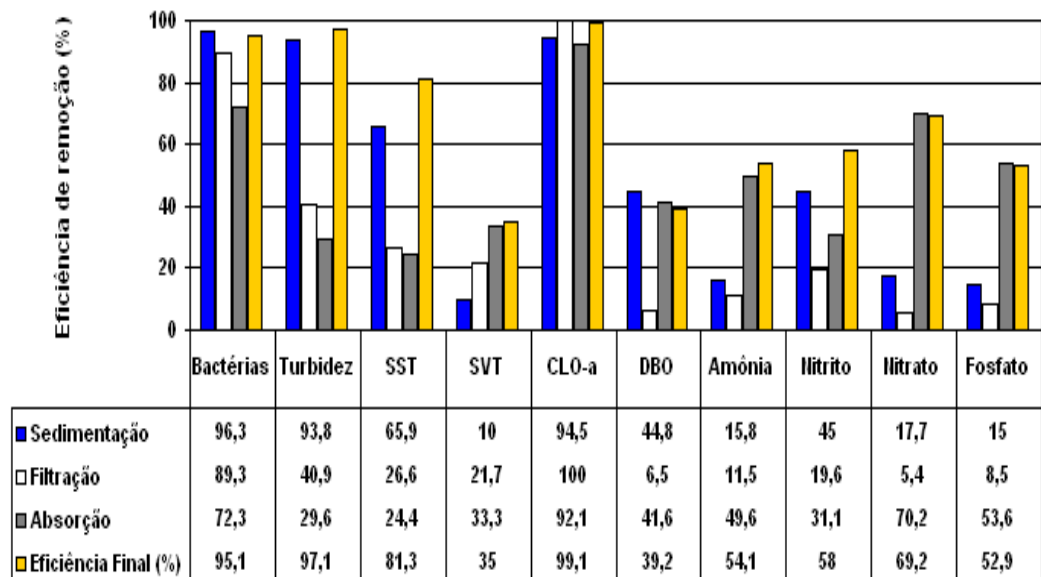


Figura 4.14. Eficiência de remoção (%) dos processos aplicados durante a execução do experimento (Terceira Etapa).

❖ **Clorofila a (CLO-a)**

Os resultados na remoção da clorofila *a* foram ótimos, considerando que, em todos os processos os valores de remoção estão acima de 90 % da concentração presente originalmente no efluente bruto. É destaque o processo de filtração que conseguiu remover praticamente 100 % da clorofila *a* inicial, apresentando diferenças significativas em relação aos outros processos ($P < 0,05$).

A remoção final da clorofila *a* mediante os processos integrados atingiu o valor médio de 99,1 % em relação ao efluente bruto. É interessante observar que o processo de sedimentação apresentou um alto rendimento na redução desse parâmetro com 94,5 %. Da mesma forma, o processo de absorção apresentou 92,1 % de eficiência, passando de 24,2 µg/L de clorofila *a* no tanque controle para 1,9 µg/L após o tratamento, que pode ser explicado pela contínua sedimentação das células algais.

Quando comparados individualmente os resultados obtidos em cada um dos processos de com os valores apresentados por JONES *et al.*, (2001), pode-se concluir que o rendimento foi superior. Quando integrados os processos de sedimentação, filtração e absorção os resultados obtidos são próximos aos de JONES *et al.*, (op cit). Ressalta-se que, nos trabalhos desses autores, o efluente bruto apresentava 180 µg/L de clorofila *a* e passou para 1,5 µg/L ao final do processo de absorção, o que representa uma redução de 91,1%, utilizando um tempo de retenção hidráulica de 24 horas, enquanto que na presente pesquisa utilizou-se 6 horas de TRH, em cada processo.

❖ **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)**

Os resultados da DBO₅ indicaram que a sedimentação teve o melhor desempenho na remoção deste parâmetro, apresentando diferenças significativas em relação aos outros tratamentos ($P < 0,05$). O valor de remoção de 44,8 %, obtido no processo de sedimentação, é bastante interessante considerando que TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999) obtiveram 9,3 % após 6 horas de residência do efluente (18,3 para 16,6 mg/L) em amostras coletadas nos últimos 20 cm da coluna de água dos tanques. Destaca-se também uma boa eficiência de remoção no processo de absorção, que atingiu o valor de 41,6 % em relação ao tanque controle, valor próximo ao obtido no processo de sedimentação.

O processo de filtração pela ostra não apresentou uma boa redução da DBO₅, justificada pelo fato que a ostra no consumo e digestão do material orgânico e inorgânico filtrado, produz e elimina fezes e pseudofezes através da excreção. Conforme relatado por JONES *et al.*, (2001), a ostra *Saccostrea commercialis* produz 78 mg/L (peso seco)/dia de fezes e pseudofezes, incrementando a carga poluente do sistema e conseqüentemente elevando os valores da DBO₅.

❖ Amônia

Durante a sedimentação a remoção da amônia foi muito baixa, chegando a diminuir apenas 15,8 % da concentração presente no efluente bruto.

A mesma tendência foi observada no processo de filtração pelas ostras, que atingiu um valor bastante baixo de 11,5 %. Inclusive houve um acréscimo na concentração da amônia do tanque controle da etapa de filtração (sem moluscos) em relação aos tanques de sedimentação, possivelmente provocado pela decomposição da matéria orgânica. Essa mesma conduta foi observada no tanque controle da fase de absorção, com o aumento da concentração da amônia (Tabela 4.22).

Apesar dos resultados das etapas anteriores, o processo de absorção pela macroalga *Ulva fasciata* apresentou um desempenho bastante eficiente, reduzindo a concentração da amônia (0,61 mg/L) em 49,6 %, se comparado com o tanque controle (1,21 mg/L) desta etapa experimental. Com esses resultados, confirmam-se as conclusões de SHPIGEL & NEORI (1996); JONES *et al.*, (2001); JONES *et al.*, (2002) e MARINHO - SORIANO *et al.*, (2002), os quais indicaram que o principal papel das macroalgas seria absorver os nutrientes nitrogenados contidos no efluente e formar carbono, mediante processos de fotossínteses, minimizando o risco de eutrofização do ambiente. No entanto, CHOPIN *et al.*, (2001) assinalaram que as macroalgas podem assimilar 90 % da amônia produzida em sistemas intensivos de cultivo de peixes. Para DEBOER (citado por LOBBAN & HARRISON, 1994), o nitrogênio na forma de amônia é freqüentemente absorvido por muitas macroalgas mais rapidamente que o nitrato, uréia ou aminoácidos. A principal característica das Ulvaceas é sua grande capacidade de proliferação em diversos ambientes, inclusive em zonas com uma forte poluição orgânica (natural ou antrópica) (PEREZ *et al.*, 1992).

Portanto, integrados os processos de sedimentação, filtração e absorção, as percentagens de remoção da amônia aumentam para 54,1 % em relação à concentração inicial do efluente bruto. Esse valor é inferior ao reportado por ENANDER & HASSELTROM (citados por CHOPIN *et al.*, 2001), que reportam 81 % de remoção de amônia em um sistema integrado pelo camarão *Penaeus monodon*, molusco *Mytilus edulis* e a macroalga *Gracilaria sp*, sem especificar o tempo de retenção hidráulica do efluente no sistema e condições gerais do experimento. É importante assinalar que a eficiência de absorção de nutrientes, definido como percentagem de redução da concentração de nutrientes na água, depende de muitos fatores, tais como, ciclo de vida da alga, taxa de crescimento e densidade de estocagem da alga, profundidade da lagoa, e taxa de renovação de água, entre outras variáveis (CHOPIN *et al.*, 2001). A proporção superfície/volume, a forma do talo e a idade da planta também são alguns fatores que podem afetar a taxa de absorção dos nutrientes pelas algas (LOBBAN & HARRISON, 1994), variáveis que nesta pesquisa não foram testadas.

❖ Nitrito e Nitrato

Da mesma forma que a amônia, as menores percentagens de remoções de nitrito e nitrato foram no processo de filtração com 19,6 e 5,4 %, respectivamente. Esse fato pode ser explicado da mesma forma como para o aumento da amônia, já que no seu processo de transformação, até chegar a nitrogênio gasoso (N_2), aparecem no sistema produtos intermediários como nitrito e nitrato.

A maior redução do nitrito foi obtida no processo de sedimentação com 45,0 %, nos outros processos a eficiência de remoção foi menor, apresentando valores de 19,6 % para a filtração e 31,1 % na absorção pelas algas. Apesar destes resultados, quando integrados todos os três processos, a percentagem de redução do nitrito se incrementa para 58,0 %.

As menores concentrações de nitrito em comparação às concentrações de amônia e nitrato podem se explicar pelo fato de ser um produto intermediário do processo de nitrificação. Neste caso, os resultados sugerem a existência de reações de nitrificação da amônia pelas bactérias presentes nos tanques de sedimentação, mesmo sem aeração.

Mas, é necessário assinalar que, os níveis de nitrato na água do efluente gerado no tanque com reprodutores foram muito altos (7,25 mg/L de nitrato no efluente bruto), devido aos componentes (melaço e farelo de trigo) que eram diariamente fornecidos no tanque para manter uma alta concentração de microorganismo probióticos constituintes dos filmes (flocos), empregados para controle de doenças.

Para o nitrato, a maior eficiência de remoção foi no processo de absorção pelas macroalgas, com 70,2 %, sendo estatisticamente diferentes dos outros tratamentos ($P < 0,05$). Esse fato é contrário às observações de LUNBERG *et al.*, (citado por LOBBAN & HARRISON, 1994), que indicaram que a amônia e o fosfato podem inibir a absorção de nitrato por *Ulva sp.*

❖ Fosfatos

A concentração obtida na fase de sedimentação (3,4 mg PO_4^{-3} /L) resultou de baixa percentagem de remoção do fosfato com apenas 15,0 %, em relação à concentração presente no efluente bruto (4,0 mg PO_4^{-3} /L). Este baixo desempenho é contrário aos resultados reportados por outros autores, que assinalam que por efeito de precipitação dos compostos fosfatados, o processo de sedimentação alcança altas taxas de remoção (COLOSO *et al.*, 2003). Segundo dados de TEICHERT-CODDINGTON *et al.*, (1999), a maior concentração de fósforo total, em tanque de camarões marinhos, se encontra no fundo do tanque, o que leva a pensar que esse nutriente apresenta uma maior capacidade de precipitação quando se compara com outros elementos dissolvidos. No entanto, dados de JONES *et al.*, (2001) indicam que os valores de fosfato no processo de sedimentação não apresentaram variações, em relação aos processos de filtração e absorção, e que durante a sedimentação foi removido apenas 14 % do fósforo total em relação a concentração inicial, o que concorda com os valores registrados no presente estudo, para a etapa de sedimentação. Essa mesma resposta se

manifesta claramente no processo de filtração (3,46 mg $\text{PO}_4^{-3}/\text{L}$), onde a percentagem de remoção alcançou só 8,5 %, em relação à concentração registrada no tanque controle (3,78 mg $\text{PO}_4^{-3}/\text{L}$). Esse valor no tratamento com ostras pode ser justificado devido a processos de excreção (ASMUS *et al.*, citado por JONES *et al.*, 2001). Por outro lado, a maior parte do fósforo filtrado pelas ostras é convertido em fezes, 8 % é liberado como fosfatos (PO_4^{-3}) (DAME *et al.*, citado por JONES *et al.*, 2001) e só 3 % é absorvido e convertido em biomassa (SORNIN *et al.*, citado por JONES *et al.*, 2001).

Apesar do baixo desempenho obtido na remoção do fosfato nas fases de sedimentação e filtração, essa tendência mudou no processo de absorção, onde a percentagem de remoção atingiu um desempenho bastante interessante, com 53,6 % em relação a concentração contida no tanque controle, para 6 horas de TRH. Esse resultado é estatisticamente diferente ($P < 0,05$) dos resultados obtidos nos tratamentos de sedimentação e filtração (Tabela 7.22). JONES *et al.*, (2001) obtiveram percentagem de remoção de 95,2 % com um tempo de residência do efluente maior que o empregado nesta pesquisa (24 horas para cada etapa experimental), ou seja, essa percentagem de remoção foi auxiliada pelo maior tempo de residência do efluente.

Quando integrados os tratamentos de sedimentação, filtração e absorção, o resultado final de remoção de fosfatos atingiu um valor semelhante ao obtido no tratamento de absorção (52,9 %).

4.3.1. CONCLUSÕES DA TERCEIRA ETAPA EXPERIMENTAL

- ❖ O processo de sedimentação apresentou uma alta eficiência na remoção de bactérias totais, turbidez, sólidos suspensos totais (SST) e Clorofila a (CLO-a) do efluente da carcinicultura marinha.
- ❖ O processo de filtração teve um alto desempenho no decréscimo de bactérias totais (UFC), Clorofila a e, em menor percentagem, da turbidez.
- ❖ Quanto ao processo de absorção, pode-se concluir que sua eficiência foi alta na remoção de nutrientes, tais como, amônia, nitrato e fosfato, além disso, também apresentou um elevado desempenho na remoção dos sólidos voláteis total e bactérias totais.
- ❖ Quanto aos processo integrados de sedimentação, filtração e absorção, estes melhoram significativamente a qualidade de água do efluente da carcinicultura, em comparação com o desempenho de cada processo individualmente.

5. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, para as condições operacionais testadas, é possível concluir que:

❖ Para o processo de sedimentação:

O processo de sedimentação constitui-se em um importante auxílio na redução do material particulado presente nos efluentes, sendo destaque na eficiência de remoção da turbidez, sólidos suspensos totais e Clorofila *a*, em todos os tempos testados. No caso da redução da amônia e DBO₅, este processo tem um baixo desempenho, inclusive pode aumentar os valores destes parâmetros, quando comparados com o efluente bruto da fazenda (sem tratamento), como aconteceu nos experimentos da primeira etapa.

Em relação a remoção dos nutrientes inorgânicos dissolvidos, a ação prévia da sedimentação contribui para que os outros processos, filtração e absorção, sejam favorecidos.

Finalmente, os resultados obtidos no processo de sedimentação permitem comprovar a hipótese que o processo de sedimentação é eficiente na diminuição do material particulado suspenso dos efluentes da carcinicultura.

❖ Para o processo de filtração por ostras:

Na primeira etapa experimental, quando comparados os desempenhos das duas espécies de ostras no processo de filtração com a biomassa 1200 g/15 L efluente, a maior eficiência de remoção obteve-se com a ostra do mangue *C. rhizophorae* que com ostra japonesa *C. gigas*, para os parâmetros turbidez, SST, SVT e CLO *a*. Da mesma forma, testado os três tempos de residência do efluente, verificou-se que o melhor desempenho da ostra do mangue foi obtido no tempo de seis (6) horas de residência hidráulica do efluente.

A ostra do mangue, *C. rhizophorae*, apresentou melhor desempenho na eficiência de remoção para a maioria dos parâmetros avaliados.

As constatações anteriores permitem a comprovar a hipótese que a utilização de moluscos filtradores é eficiente na remoção do material particulado suspenso presente nos efluentes do cultivo de camarões marinhos.

❖ **Para o processo de absorção por macroalgas:**

Na segunda etapa experimental, os resultados obtidos permitem estabelecer que, da mesma forma que na primeira etapa experimental, o processo de sedimentação é fundamental na remoção do material particulado suspenso e também auxilia o desempenho do processo de absorção na redução da concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos. Tem-se um significativo melhoramento na eficiência quando são integrados os processos de sedimentação e absorção, para as duas espécies de macroalgas testadas.

Para a maioria dos parâmetros avaliados, pode-se concluir que o melhor desempenho foi alcançado com a macroalga *Ulva fasciata* em comparação com a *Hypnea musciformis*.

Os melhores resultados foram alcançados pela *Ulva fasciata* com o tempo de 6 horas de residência hidráulica do efluente e biomassa de 250 g/15 L efluente.

Para a espécie *Hypnea musciformis*, os resultados obtidos no processo de absorção, foram bons para o tempo de 6 horas de residência do efluente, em relação aos outros tratamentos (12 e 24 horas), e biomassa de 250 g/15 L efluente.

Desta forma, é possível estabelecer que as macroalgas marinhas são eficientes na absorção de nutrientes inorgânicos dissolvidos, respondendo assim à hipótese estabelecida no início da pesquisa.

❖ **Para os processos de sedimentação, filtração e absorção integrados:**

Finalmente, quando integrados, os melhores resultados da primeira e segunda etapa experimental, foi possível verificar uma vez mais que o processo de sedimentação apresentou uma alta eficiência na remoção do material particulado contido no efluente bruto da carcinicultura marinha. Em particular, o sucesso da integração de camarões, ostras e macroalgas em escala comercial requer um tratamento físico apropriado dos efluentes prévio aos tratamentos de filtração por moluscos e absorção por macroalgas.

Por sua parte, o processo de filtração com a ostra nativa *C. rhizophorae* teve um alto desempenho no decréscimo de bactérias totais (UFC) e Clorofila *a*. Enquanto o processo de absorção foi eficiente na remoção de nutrientes, tais como, amônia, nitrato e fosfato, sendo significativamente superior aos outros tratamentos aplicados, além disso, também apresentou um ótimo desempenho na remoção dos sólidos voláteis totais e de bactérias totais.

De acordo com os resultados obtidos ao longo da pesquisa, pode-se concluir que a utilização de sistemas integrados é uma tecnologia eficiente na remoção do material particulado e nutrientes dissolvidos e melhora a qualidade da água dos efluentes da carcinicultura, comprovando a hipótese estabelecida inicialmente. A integração dos processos aplicados permite melhorar significativamente os resultados em termos da eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, se comparados com os resultados dos processos de forma individual.

Por outra parte, faz com que o ecossistema seja menos vulnerável, considerando-se os benefícios mitigadores do impacto da carcinicultura na zona costeira onde ela se encontra inserida.

Portanto, a integração dos tratamentos avaliados, utilizando cultivos consorciados, aproxima o sistema a um equilíbrio, obtendo-se mútuos benefícios em cada um dos organismos participantes desse ecossistema. Igualmente, para o empresário aparecem novas alternativas de produção, diversificando as possibilidades econômicas, já que são utilizados outros produtos de valor comercial, com possibilidades de aumento também dos lucros por unidades de cultivo, com uma redução dos danos ambientais, ao tratar os efluentes gerados na produção dos camarões.

6. RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se continuar com estudos nesta linha de pesquisa considerando que constitui uma área de interesse para o desenvolvimento sustentável da carcinicultura marinha.

São necessários estudos que quantifiquem as taxas de crescimento das espécies consorciadas, tanto no processo secundário (filtração por moluscos bivalves), quanto no processo terciário (absorção por macroalgas) de tratamento dos efluentes, com o propósito de fazer as avaliações biológicas, econômicas e de viabilidade técnica. Estudos como o tempo de permanência em cultivo até o tamanho comercial e a programação da despesa das espécies consorciadas, são temas de pesquisa que devem ser abordadas.

Recomenda-se buscar novas espécies de moluscos filtradores e macroalgas de interesse comercial, com o propósito de otimizar a remoção biológica dos materiais suspensos e nutrientes inorgânicos dissolvidos. A esse respeito, seria interessante fazer avaliações com espécies de moluscos bivalves como *Perna perna* e *Liropecten maximus*, espécies nativas do litoral catarinense e de valor comercial. Da mesma forma, seria interessante testar sob condições experimentais, as macroalgas *Gracilaria dominguensis* e *Gracilaria verrucosa*, pelos benefícios ambientais e perspectivas econômicas que um eventual cultivo dessas espécies poderia apresentar, utilizando os efluentes do cultivo de camarões.

Finalmente, se faz necessário realizar avaliações que possam quantificar as taxas de deposição de fezes e pseudofezes dos moluscos participantes no consórcio, de forma a ter um balaço de massa dos sólidos no sistema.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ABCC. 2004. Carcinicultura Brasileira. O censo de 2003. **Panorama da Aqüicultura**. Março – Abril 2004.

ALENCAR, J. R.; HORTA, P.; EMOTO, S.T.; DUTRA, F.S.; WEISS, L.A.; BOUZON, Z. L. 2003. Evaluation of *Ulva lactuca* (Ulvales, Chlorophyta) growth in different salinities- An alternative for the treatment of carciniculture effluents in the south of Brazil. Book Abstract, Volume 2, in World Aquaculture, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil.

BARDACH, J.E.; RYTHER, J.H. MCLARNEY, W. 1972. **Aquaculture. The Farming and Husbandry on freshwater and marine organism**. John Wiley & Son Inc. USA.

BARG, U.C. 1992. **Guidelines for the promotion of enviromental management of coastal aquaculture development**. FAO Fisheries Technical paper, No 328. Rome, FAO, 1992. 122 p.

BELTRAME, E. Seleção de Sítios e planejamento da atividade de cultivo de camarões marinhos com base em geotecnologias. Tese (Doutorado em Geografia). Departamento de Geociências, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina. 196 p.

BOYD, C. E. 1992. Shrimp pond bottom soil and sediment management. In: wyban, J. (ed) **World aquaculture society `92. Proceedings of the special session on shrimp farming**. Baton Rouge:World aquaculture society, 1992. p. 166-181.

BOYD, C.E. AND GAUTIER, D. 2000. Effluent composition and water quality standards: Implementing GAA's Responsible Aquaculture Program. **Global Aquaculture Advocate**, 3(5) : 61-66.

BRAVIN, I. C. e YONESHIGUE-VALENTIN, Y. 2002. Influência de fatores ambientais sobre o crescimento *in vitro* de *Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux (Rhodophyta **Revista Brasil. Bot.** V.25, n.4, p.469-474.

BROWDY, C.L.; HOPKINS, J.S. (ed).1995. Swimming through troubled water. **Proceeding of the special session on shrimp farming**. San Diego; The world Aquaculture Society. 253 p.

BUSCHMANN, A. H. MORA, O. GOMEZ, P. BOTTGER, M. BUITANO, S., RETAMALES, C. VERGARA, P. e GUTIERREZ, A. 1994. **Gracilaria chilensis** outdoor tank cultivation in Chile: Use of land-based salmon culture effluents. **Aquaculture Engineering**. 13 : 283-300.

CHOPIN, T., BUSHMANN, A., HALLING, C., TROELL, M., KAUTSKY, N., NEORI, A., KRAEMER, G., ZERTUCHE-GONZÁLEZ, J., YARISH, CH., NEEFUS, C. 2001. Integrated Seaweed into marine aquaculture systems: A key toward sustainability. **J. Physiol.** 37, 975-986.

CLESCERI, L., GREENBERG, A., TRUSSEL, R. 1989. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, New York.

COLOSO, R. M., KING, K., FLETCHER, J. W., HENDRIX, M., SUBRAMAYAN, M., WEISS, P., FERRARIS, R. P. 2003. Phosphorus utilization in rainbow trout (**Oncorhynchus mykiss**) fed practical diets and consequences on effluent phosphorus levels. **Aquaculture**, v. 220, p 801-820.

COSTA, S. W.; ANDREATTA, E. R.; GRUMANN, A. 1999. **Programa Estadual para o Desenvolvimento do Cultivo de Camarões Marinhos**. Secretaria do Desenvolvimento Rural e Agricultura/EPAGRI. 37 p.

COSTANZO, S.D.; O'DONOHUE, M.J.; DENNISON, W. 2004. Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. **Mar. Pollut. Bull**, 48: 514-525.

CRIPPS, S. AND KELLY, L.A. Reduction in waste from aquaculture. In: BAIRD, D. J. BEVERIDGE, M. C. M.; KELLY, L. A.; J. F. MUIR (eds.). **Aquaculture and Water Resource management**. Oxford: Blackwell Science Ltd. 1996. p 166-201.

CUNHA, P. E.; VICH, D.; DUARTE, R. 2004. Carcinicultura no Rio Grande do Norte: Caracterização dos ecossistemas de cultivo como subsídios para tratamento de seus efluentes - Uso de bacias de sedimentação. IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. 24 a 26 maio de 2004, Porto Alegre, Brasil.

DA SILVA, F. Estudo comparativo do cultivo **Crassostrea gigas** (Thunberg, 1795) em diferentes condições ambientais em Santa Catarina. Florianópolis, 1998. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

- DAWES, C.J. 1988. **Marine Botany**. 2nd Ed. John Wiley & Son, New York. 480 pp
- DEBOER, J.A. 1981. Nutrients. In: **The biology of seaweeds** (C.S. LOBBAN & M.J. WYNNE, EDS). Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 356-391.
- DI BERNARDI, LUIZ. 1993. Métodos e técnicas de tratamento de água. Volume I. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Rio de Janeiro. 496 p.
- DRING, M.J. 1982. **The biology of marine plants** - (Contemporary biology). Edward Arnold Publishers Ltd., Great Britain.
- FAO, 1990. The definition of aquaculture and collection of statistics. **FAO Aquacult. Min.**, (7): 4p.
- FAO, 2006. El estado mundial de la pesca y la acuicultura (Sofia). Departamento de Pesca. Disponível em [http// www.fao.org](http://www.fao.org). Versão PDF.
- FOLKE, C.; N. KAUTSKY. 1989. Aquaculture with its environment: prospects for sustainability. **Ocean & coastal management**, 17: 5-24.
- FRAGA, A.. C. Caracterização da qualidade da água, dos sedimentos e dos efluentes gerados pela atividade de carcinicultura marinha, em duas fazendas no Estado de Santa Catarina-Brasil. Florianópolis, 2002. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.
- GERCO. 1997. Diagnostico Ambiental do Litoral de Santa Catarina. Caracterização Socioeconômica da zona costeira de Santa Catarina. **Secretaria do desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente**, 1997. 70 p.
- GESAMP (IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/WHO/IAEA/UM/UNEP. 1991. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of marine environmental Protection), **Reducing Environmental Impacts of Coastal Aquaculture**, Rep.Stud. Gesamp, (47), 35 p.
- GOMES, I; LACERDA, E.; LEITE, A.P.; OLIVERA, A. 2003. Effluent treatment of *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1831) in laboratory, using three stages, sedimentation, oyster filtration and macroalgae absorption. **Book Abstract, Volume 2, in: World Aquaculture**, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil.

GUZENSKI, J. Comparação do efeito da salinidade e concentração de substâncias húmicas no crescimento de *Crassostrea rizophorae* (GUILING 1828). Florianópolis, 1996. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

GUZENSKI, ANA LUCIA. C. Diagnostico socioeconômico dos trabalhadores das fazendas de cultivo de camarões marinhos do Município de Laguna/SC. Florianópolis, 2000. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

HOPKINS, J. S. 1995. A review of water management regimes, which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: BROWDY, C. L. and J. S. HOPKINS (eds). **Proceedings of the special session on shrimp farming. Aquaculture '95**. World aquaculture society, p.157-166

KORRINGA, P. 1976. **Farming Marine Fishes and Shrimp. A multidisciplinary Treatise**, Elsevier, N.Y.

IMAI, T. 1982. The evolution of oyster culture. In: IMAI, T. **Aquaculture in Shallow seas**. A.A. Balkema, 1982. 615 p.

JACKSON, C., PRESTO, N., BURFORD, A., THOMPSON, P. 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.

JARA-JARA, R.; PAZOS, A.; ABAD, M.; GARCIA-MARTIN, L. AND SANCHEZ, J. 1997. Growth of clam seed (*Ruditapes decussatus*) reared in the wastewater effluent from a fish in Galicia (N.W. Spain). **Aquaculture**, vol. 158 (3/4). P. 247-262.

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

JONES, A; PRESTON, P; W.C. DENNISON, 2002. The efficiency and condition of oyster and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, 33, 1-19.

LEFEBVRE, S. BARILLÉ, L. and CLAIRE, M. 2000. Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) feeding responses to a fish-farm effluent. **Aquaculture**, vol. 1-2. p. 185-198.

LIMA, G. 2001 Avaliação do potencial de crescimento "in vitro" e do rendimento em carragenana da alga vermelha *Hypnea musciformis* (Hypneaceae, Rhodophyta). (Trabalho de Conclusão de Curso de Oceanografia) Universidade do Vale de Itajaí. 39 p

LOBBAN, C.S.; HARRISON, P,J, 1997. Nutrients In: **Seaweed Ecology and Physiology**. 163 – 209 pp. Cambridge University Press. U.K.

MADRID, R. 1999. Programa de Apoio ao Desenvolvimento do Cultivo de Camarão no Brasil. **Ministério de Agricultura e do abastecimento. Departamento de Pesca e Aqüicultura**. 1999. Disponível em <http://www.agricultura.gov/dpa>. Em Dez./99.

MARINHO-SORIANO, E.; MORALES, C.; MOREIRA,W.S.C. 2002. Cultivation of *Gracilaria* (Rhodophyta) in shrimp pond effluents in Brazil. **Aquaculture Research**, 33: 1081-1086.

NASCIMENTO, I.A., MANGABEIRA, F.C., EVANGELISTA, A.J.A., SANTOS, Jr. A. PEREIRA, S.A., SILVANY, M.A.A. E CARVALHAL, D.G. 1998. Cultivo integrado de camarões e ostras: a busca de uma tecnologia limpa para o desenvolvimento sustentado. In: **Anais de Aqüicultura Brasil '98 - Desenvolvimento com sustentabilidade**. Recife-Pe - ABRAQ, v.2 , p. 503-514, Novembro 1998.

NELSON, S.; GLENN, E.; CONN, J.; MOORE, D.; WALSH, T.; AKUTAGAWA, M. 2001. Cultivation of *Gracilaria parvispora* (Rhodophyta) in shrimp-farm effluent ditches and floating cages in Hawaii: a two-phase polyculture system. **Aquaculture**, vol. 193 (3/4), p. 239-248.

NEORI, A., RAGG, N.; SHPIGEL,M. 1998. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems: II. Performance and nitrogen portioning within an abalone (*Haliotis tuberculata*) and macroalgae culture system. **Aquaculture Engineering**, vol. 17 (4), p. 215-239.

NUNES, A. 2002. Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarão marinho. **Panorama de Aqüicultura**, 71: 27-39.

NUSH, E. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol.**Beith. Stuttgart 14, 14-36.

OLIVERA, A.; GUIMARÃES, E.; ALVES, G.; GUIMARÃES, I.M. 2003. Shrimp farming effluent treatment using the "Native Oyster" *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) in rio Formoso community-PE, Brasil. **Book Abstract, Volume 2, in World Aquaculture**, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil.

PAEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVAN, S.R.; RUIZ-FERNANDEZ, A.C.; ESPINOZA-ÂNGULO, R, 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western, México. **Mar. Pollut. Bull.** v. 34, No 5 : 290-297.

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

PAGAND, P. 1999. Traitement des effluents piscicoles marins par lagunage a haut rendement algal. (These Docteur). Universite de Montpellier. 220 p.

PAGAND, P.; BLANCHETON, J. LEMOALLE, J.; CASELLAS. C. 2000. Low density fish farm including unit containing *Ulva lactuca* or *Gracilaria verrucosa*. **Aquaculture Research**, vol. 31, No 1, p 729.

PANIAGUA-MICHEL, J. GARCIA, O. 2003. Ex-situ bioremediation of shrimp culture effluent using constructed microbial mats. **Aquacultural Engineering**, 28 : 131-139

PEREZ, R,; KAAS, R., CAMPELLO, F., ARBAULT, S., BARBAROUX, O. 1992. La culture des algues marines dans le monde. 613 p.IFREMER, FRANCE.

POLI, C.R. 2004. Aqüicultura: Experiências Brasileiras. Carlos Rogério Poli, Annia Teclia B. Poli, Edemar Andreatta e Elpidio Beltrame (organizadores). Capitulo X Cultivo de Ostras do Pacifico (*Crassostrea gigas*, 1852). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamentos de Aqüicultura, Florianópolis, SC, Brasil. P. 251-266,

PORRELLO, S. LENZI, M.; TOMASSETTI, P. PERSIA, E.; FINOIA M.G. e MERCATALI, I. 2003. Reduction os aquaculture wasterwater eutrophication by phytotreatment ponds system. II Nitrogen and Phosphorus content in macroalgae and sediment. **Aquaculture**, 219 : 531 – 544 p

PRESTON, N.; CHRISTOPHER, J.; BUFORD, M. 2003. Recent advances towards minimizing and managing waste nutrients from intensive from intensive shrimp farms in Australia. Book Abstract, Volume 2, in **World Aquaculture**, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil.

PRIMAVERA, J.. 1998. The sustainability of shrimp culture in tropical regions. In: De Silva (Ed.)**Tropical Mariculture**. Academia Press., London. Pp. 257-289.

PRUDER, G. Marine Shrimp pond effluent: Characterization and environmental impact. In: wyban, J. (ed) **World aquaculture society** `92. Proceedings of the special session on shrimp farming. Baton Rouge, World Aquaculture Society, 1992 :187-1190.

RAMOS, R.; MIRANDA, I., MOLINA, C. 2001. Consumo y digestibilidad aparente de três ingredientes marinos locais incorporados em dietas prácticas para el camarón blanco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). **Estúdios Oceanológicos**, 20 : 43-50.

REIS, R.P e YONESHIGUE-VALENTIN, Y. 1998. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na Baía de Sepetiba e Armação de Búzios, R.J., Brasil. **Acta Botânica Brasilica** 12:465-483.

ROCHA, P. I. 2005. Um análise da produção, demanda e preços do camarão no mercado internacional. **Revista da Associação Brasileira de Criadores de camarão (ABCC)**. No 2, Junho 2005. p 24-35.

RODRIGUES, J. Carcinicultura Marinha - Desempenho em 2004. **Revista da Associação Brasileira de Criadores de camarão (ABCC)**. No 2, Junho 2005. p 38-44.

ROUBACH, R.; CORREIA, E.; ZAIDEN, S.; MARTINO, R. e CAVALLI, R . 2003. Aqüicultura Brasileira. **Panorama da Aqüicultura**, Marco/Abril. 47-57 pp.

SAMOCHA, M., LOPEZ, M., JONES E., JACKSON, S., LAWRENCE, A. 2004. Characterization of intake and effluent waters from intensive and semi-intensive shrimp farms in Texas. **Aquaculture Research** 35, 321 – 339.

SANDIFER, P., HOPKINS, J. 1996. Conceptual design of a sustainable pond - based shrimp culture system. **Aquacultural Engineering** 15, 41 – 52.

SCHENKMAN, R. P. F. 1989. *Hypnea musciformis* (Rhodophyta): ecological influence on growth. **Journal of Phycology** 25: 192-196.

SEIFFERT, W. 2003. Modelo de planejamento para a gestão territorial da carcinicultura marinha. Florianópolis. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina. 160 p.

SINGH, T. 1987. Mangroves and aquaculture: striking a balance. **Infofish International**, Kuala Lumpur, n. 5, p 20-22..

SOUSA, W. T. 2003. Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem **Spartina alterniflora**. Perspectivas de aplicação. Florianópolis, 2003. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

SHPIGEL, M., NEORI, A. 1996. The integrated culture of seaweed, abalone, fish and clams in modular intensive land-based systems. I. Proportions of size and projected revenues. **Aquacultural Engineering**, 15, 313 – 326.

SHPIGEL, M. GASITH, A.; E. KIMMEL. 1997. A biomechanical filter for treating fish-pond effluent. **Aquaculture**, vol. 152 (1/4): 103-117

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTERWATER.

American Public Health Association (APHA). Springfield, Byrd Prepress, 15^o ed.1998. 1193 p.

TACON, A.G. 1995. Aquaculture feeds and feeding in the next millennium: major challenger and issues. 1995. **FAO Aquaculture Newsletter**. Rome, n. 10 p. 2-8.

TEICHERT-CODDINGTON, D.R.; D.B. ROUSE; POTTS, A. ; C.E, BOYD. 1999. Treatment of harvest discharge form intensive shrimp pond by settling. **Aquacultural Engineering**, 19 : 147-161.

TILLEY, D.,BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R.; SON, J. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, Vol. 26, Nº2,p.81-109.

TORIGOI, R.H. Avaliação do efeito de três densidades de estocagem de **Litopenaeus vannamei (Boone, 1931)** sobre os índices de produção e qualidade do efluente. Florianópolis, 2001. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura), Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina.

TROELL, M. HALLING,C.; NEORI, A., CHOPIN,T. BUSCHMANN, A.; KAUTSKY, N. C. YARISH. 2003. Integrated mariculture: asking the rigth questions. **Aquaculture**, 226, pp 69-90.

VIDOTTI, E.C.; ROLLEMBERG,M.. 2004. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Quim. Nova**, Vol, 27, No 1, 139-145.

VINATEA, L. 1999. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável: Subsídios para formulação de políticas de desenvolvimento da Aqüicultura Brasileira**. Ed. UFSC. Florianópolis – Brasil. 350 p.

VINATEA, L. 2003. Characterization of *Litopenaeus vannamei* farm effluent in Brazil northeast area. Book Abstract, Volume 2, in **World Aquaculture**, May 19-23, 2003 Salvador, Brasil.

WAINBERG, A. A. E CAMARA, M. R. 1998. Carcinicultura no litoral oriental do estado do Rio Grande do Norte, Brasil: Interações ambientais e alternativas mitigadoras, In: **AQUACULTURE BRASIL'98 Anais...** Recife, Vol. 2 p. 527-544.

WAIMBERG, A. 2004. Camarão orgânico brasileiro. **Panorama da Aqüicultura**. Noviembre/Diciembre, 2004

WANG, J. 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. **Aquaculture Engineering**. Amsterdam, nº 9, p. 61-73

WORLD BANK. **Report on Shrimp farming and the Environmental: Can Shrimp Farming Be Undertaken Sustainability?** A discussion paper designed to assist in the development of sustainable Shrimp Aquaculture. **World Bank. Draft**. 1998. Disponível em <http://enaca.org>. Em Nov./02.

WONG, K. B.; R.H.PIDRAHITA. 2000. Settling velocity characterization of aquacultural solids. **Aquacultural Engineering**, 21: 233-246.

WONG, M. H; CHUENG, Y. H; LEUNGS , F; WONG, P. S. 1995. Reclamation of polluted riverwater for aquaculture: Removal of nutrients by microalgae. **Wat. Sci. Tech**. Vol. 32, nº 3, pp 271-280.

XIE B., ZHUHONG, D.; XIAORONG, W. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creek from Easter China. **Mar. Pollut. Bull**. 48: 543-553.

YOKOYA, N.S. e OLIVEIRA, E.C. 1992a. Effects of salinity on the growth rate, morphology and water content of some Brazilian red algae of economic importance. **Ciencias Marinas**, 18: 49-64.

YOKOYA, N.S. e OLIVEIRA, E.C. 1992b. Temperature responses of economically important red algae and their potential for mariculture in Brazilian waters. **Journal of Applied Phycology**, 4: 339-345.

Sites Visitados:

<http://www.biologia.ufba.br/labiomar/artigos/carcinocultura.pdf> 2003

<http://www.shrimpfarming.com.org>. 2002.

<http://www.fao.org>. 2005

<http://enaca.org>. 2002.

<http://www.agricultura.gov/dpa>. 2003.

<http://www.lcm.ufsc.br>. 2005

8. APÉNDICE

8.1. Pesos Médios (g) da ostra japonesa *C. gigas* e ostra do mangue *C. rhizophorae* na primeira etapa experimental.

❖ Teste 1

Tabela 8.1. Peso individual (g), peso médio (g) e biomassa (g) das ostras dos grupos experimentais utilizadas nos testes do processo de filtração com biomassa de 1200 g/tanque.

Tanque 1 <i>C. gigas</i> Peso individual (g)	Tanque 2 <i>C. gigas</i> Peso Individual (g)	Tanque 3 <i>C. gigas</i> Peso Individual (g)	Tanque 1 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g)	Tanque 2 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g)	Tanque 3 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g)
71,26	67,96	67	93,44	75,53	79,2
102,36	77,65	105,07	58,5	80,54	89,51
64,61	68,45	64,67	75,97	82,11	95,85
62,33	85,88	69,09	73,87	69,77	78,42
88,36	67,78	71,79	99,1	82,34	64,27
61,79	77,32	91,17	77,19	86,92	83,77
68,77	101,48	64,79	65,78	79,29	83,76
67,61	64,68	79,13	88,04	93,61	92,14
77,34	70,15	65,48	74,28	64,78	62,68
69,86	95,44	82,67	68,45	88,44	82,06
85,99	82,33	69,97	61,69	54,58	84,81
97,54	79,1	67,93	85,52	89,19	77,89
71,89	66,89	64,56	89,02	79,63	55,82
82,6	73,4	99,02	65,99	63,33	64,66
77,97	65,09	91,32	65,81	78,3	79,34
Peso médio (g) 76,7	Peso médio (g) 76,2	Peso médio (g) 76,9	Peso médio (g) 76,1	Peso médio (g) 77,2	Peso médio (g) 78,3
Biomassa (g) 1150,3	Biomassa (g) 1143,6	Biomassa (g) 1153,7	Biomassa (g) 1065,5	Biomassa (g) 1081,4	Biomassa (g) 1174,2

❖ Teste 2

Tabela 8.2. Peso individual (g), peso médio (g) e biomassa (g) das ostras dos grupos experimentais utilizadas nos testes do processo de filtração com biomassa de 600 g/tanque.

Tanque 1 <i>C. gigas</i> Peso individual (g) n = 9	Tanque 2 <i>C. gigas</i> Peso Individual (g) n = 9	Tanque 3 <i>C. gigas</i> Peso Individual (g) n= 9	Tanque 1 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g) n = 9	Tanque 2 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g) n = 9	Tanque 3 <i>C. rhizophorae</i> Peso Individual (g) n = 9
100,1	62,78	64,33	63,89	76,8	73,74
56,35	73,65	61,63	62,33	72,33	56,55
60,4	46,75	78,51	59,87	55,19	75,43
78,98	52,94	61,07	78,34	64,47	59,78
65,32	65,37	87,56	68,8	87,57	56,77
57,94	55,78	59,71	71,14	53,22	78,12
52,26	71,2	63,25	67,2	62,33	64,5
67,22	102,97	58,35	63,22	70,8	63,12
55,89	64,15	61,34	65,44	61,01	72,2
Peso Médio (g) 66,1	Peso Médio (g) 66,2	Peso Médio (g) 66,2	Peso Médio (g) 66,7	Peso Médio (g) 67,1	Peso Médio (g) 66,7
Biomassa (g) 594,7	Biomassa (g) 595,6	Biomassa (g) 595,8	Biomassa (g) 600,2	Biomassa (g) 603,7	Biomassa (g) 600,2

8.3. Pesos médios (g) da ostra do mangue *C. rhizophorae* na terceira etapa experimental.

Teste Final

Tabela 8.3. Peso individual (g), peso médio (g) e biomassa (g) da ostra *Crassostrea rhizophorae* empregada no teste final.

Tanque 1 Peso Individual (g)	Tanque 2 Peso Individual (g)	Tanque 3 Peso Individual (g)	Tanque 4 Peso Individual (g)
72,06	78,09	74,8	60,85
71,99	72,44	67,7	87,01
71,08	67,08	71,81	69,78
66,54	67,35	66,47	69,82
91,69	60,72	78,98	51,76
68,34	68,16	52,24	65,74
70,45	69,81	66,16	78,22
71,24	88,28	80,14	72,68
70,33	72,21	72,88	67,85
76,1	71,32	72,39	76,96
67,02	62,08	77,67	72,16
87,56	63,03	79,65	74,61
79,06	62,89	62,58	62,85
69,73	68,98	54,02	67,05
78,87	77,39	66,78	68,88
Biomassa (g) 1041,6	Biomassa (g) 1049,8	Biomassa (g) 1044,3	Biomassa (g) 1046,2
Peso Médio (g) 69,4	Peso Médio (g) 69,9	Peso Médio (g) 69,6	Peso Médio (g) 69,7

9. ANEXOS

9.1. NORMAS LEGAIS QUE REGULAMENTAM A AQUICULTURA NO BRASIL

9.1.1. Leis Federais

§ Lei nº 9.984 de 17 de julho de 2000.. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do

Sistema Nacional de gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Regulamentada pelo Decreto nº 4024, de 22 de novembro de 2001.

§ Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Alterada pela Medida Provisória nº 2163-41, de 23 de agosto de 2001.

§ Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. (Regulamentada pelo Decreto nº 4.613, de 11/03/03) Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

§ Lei nº 9.059 de 13 de junho de 1995. Introduz alterações no Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, que dispõe sobre proteção e estímulo à pesca.

§ Lei nº 7.889, de 23 de novembro de 1989. Dispõe sobre a inspeção sanitária e industrial dos produtos de origem animal, e dá outras providências.

§ Lei nº 7.661 de 16 de maio de 1988 Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, e dá outras providências.

§ Lei nº 7.347 de 24 de julho de 1985 Disciplina a ação civil pública de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente, ao consumidor, a bens e direitos de valor artístico, estético, histórico, turístico e paisagístico (vetado), e dá outras providências. Alterada pela Medida Provisória nº 2180-35, de 24 de agosto de 2001.

§ Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Alterada pela Lei nº 10165, de 27 de dezembro de 2000.

§ Lei nº 6.902 de 27 de abril de 1981 Dispõe sobre a criação de estações ecológicas, áreas de proteção ambiental, e dá outras providências. Regulamentada pelo Decreto nº 99274, de 06 de junho de 1990.

§ Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965 Institui o novo Código Florestal. O Código Florestal já sofreu diversas alterações e alguns artigos foram revogados total ou parcialmente. A mais recente alteração da Lei foi através da Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001.

§ Lei nº 1283 de 18 de dezembro de 1950 Dispõe sobre a inspeção industrial e sanitária dos produtos de origem animal.

9.1.2. Decretos Federais

§ Decreto nº 4.895 de 25 de novembro de 2003 Dispõe sobre a Autorização de Uso de Espaços Físicos de Corpos d'água de Domínio da União para fins de Aqüicultura, e dá outras providências.

§ Decreto Federal nº 4.174 de 25 de março de 2002 Altera dispositivos do Decreto nº 2.612, de 3 de junho de 1998, que regulamenta o Conselho Nacional de Recursos Hídricos.

§ Decreto 3.919 de 14 de setembro de 2001 Acrescenta artigo ao Decreto no 3.179, de 21 de setembro de 1999, que dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

§ Decreto nº 3.179 de 21 de setembro de 1999 (Alterado pelo Decreto 3.919, de 14 de setembro de 2001) Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

§ Decreto nº 2.612 de 3 de junho de 1998 (Alterado pelo Decreto nº 4.174, de 25 de março de 2002) Regulamenta o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, e dá outras providências.

§ Decreto nº 99.274 de 6 de junho de 1990 Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Alterado pelo Decreto nº 3.942 de 27 de setembro de 2001.

§ Decreto nº 35.851 de 16 de julho de 1954 Regulamenta o art. 151, alínea c, do Código de Águas (Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934).

§ Decreto nº 24.643 de 10 de julho de 1934 Regulamentado pelo Decreto 35.851, de 16 de julho de 1954) Decreta o Código de Águas, cuja execução compete ao Ministério da Agricultura.

9.1.3. Decretos Leis

§ Decreto-lei 221 de 28 de fevereiro de 1967 Institui o Código de Pesca.

§ Decreto-Lei 852 de 11 de novembro de 1938 Modifica o Código de Águas.

9.1.4. Portarias

§ Portaria 145-N de 29 de outubro de 1998 Regulamenta a Introdução, Re-introdução e Transferência de Espécies Alóctones Aquáticas.

§ Portaria 136 de 14 de outubro de 1998 Estabelece normas para registro de Aqüicultura e Pesque-pague no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA.

§ Portaria nº 113 de 25 de setembro de 1997 Obriga o Registro no Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras.

§ Portaria 451 de 19 de setembro de 1997 Aprova o Regulamento Técnico Princípios Gerais para o Estabelecimento de Critérios e Padrões Microbiológicos para Alimentos.

9.1.5. Instruções Normativas

§ Instrução Normativa nº 6 de 28 de maio de 2004 Estabelece as normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos em corpos d'água de domínio da união para fins de aqüicultura, e dá outras providências.

§ Instrução Normativa nº 3 de 13 de maio de 2004 Dispõe sobre operacionalização do Registro Geral da Pesca.

§ Instrução Normativa nº 53 de 02 de julho de 2003 Aprova o Regulamento Técnico do Programa Nacional de Sanidade de Animais Aquáticos. § Instrução Normativa nº 05 de 18 de janeiro de 2001 Institui o Registro Geral da Pesca.

9.1.6. Resoluções

§ Resolução Conama nº 313 de 29 de outubro de 2002 Dispõe sobre o Inventário Nacional de Resíduos Sólidos Industriais.

§ Resolução Conama nº 312 de 10 de outubro de 2002 Dispõe sobre licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira.

§ Resolução Conama nº 303 de 20 de março de 2002 Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.

§ Resolução Conama nº 237 de 19 de dezembro de 1997 Regulamenta os aspectos de Licenciamento ambiental estabelecidos na Política Nacional do Meio Ambiente.

§ Resolução Conama nº 357 de 18 de junho de 2005 Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional.

§ Resolução Conama nº 001 de 23 de janeiro de 1986 Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA.